

UNIVERSITÉ MONTPELLIER 1
FACULTÉ DES SCIENCES ÉCONOMIQUES

Année 2007

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur de l'Université Montpellier 1
Formation Doctorale : Analyse Politique & Économique
Discipline : Sciences Économiques, Section 05

Présentée et soutenue publiquement par

Sébastien ROUSSEL

le 18 Octobre 2007

TITRE : Efficacité d'une Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC)

Directeurs de thèse : Monsieur Jean-Marie BOISSON et Madame Hélène REY-VALETTE

JURY :

M. Alain AYONG-LE-KAMA	Professeur à l'Université Lille 1, Conseiller scientifique au Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables (MEDAD), <i>Rapporteur</i>
M. Jean-Marie BOISSON	Professeur à l'Université Montpellier 1, <i>Directeur de thèse</i>
Mme Mireille CHIROLEU-ASSOULINE	Professeur à l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, <i>Examineur</i>
M. Frédéric HUYNH	Ingénieur de Recherche, Institut de Recherche pour le Développement (IRD), <i>Examineur</i>
Mme Hélène REY-VALETTE	Maître de Conférences (HDR) à l'Université Montpellier 1, <i>Directeur de thèse</i>
M. Gilles ROTILLON	Professeur à l'Université Paris 10 Nanterre, <i>Rapporteur</i>

Membre invité : Mme Nabila MAZOUNI, Chargée de Mission, Centre de Promotion des Activités Lagunaires et MARitimes, (CEPRALMAR, Région Languedoc-Roussillon)

“La Faculté n’entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans cette thèse ; ces opinions doivent être considérées comme propre à leur auteur”.

Remerciements

Au moment de clore ce travail de plusieurs années, je désire remercier l'ensemble des personnes qui m'ont accompagné d'une manière ou d'une autre au gré des rencontres et de la providence.

Mes profonds et sincères remerciements vont tout d'abord à mes directeurs de thèse Jean-Marie Boisson et Hélène Rey-Valette. Je remercie Jean-Marie Boisson pour ses conseils pertinents lors de nos discussions teintées de son recul et de son expérience. Je remercie plus particulièrement Hélène Rey-Valette pour la qualité de nos échanges scientifiques, son ouverture d'esprit et sa franchise, mais surtout pour sa gentillesse et sa présence, toujours remplie d'énergie. Ma pensée est désormais et plus que jamais amicale, et je ne pourrais lui rendre compte en quelques mots de tout ce que je lui dois.

Je tiens à remercier Alain Ayong-le-Kama et Gilles Rotillon d'avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse, pour leurs commentaires et leurs remarques. La présence dans ce jury de thèse de Mireille Chiroleu-Assouline est pour moi un grand plaisir, et je lui dois aussi énormément. Merci également à Frédéric Huynh d'avoir accepté d'être membre de ce jury, ainsi qu'à Nabila Mazouni pour sa présence et notre collaboration au travers du programme SYStèmes COTiers et LAGunaires (SYSCOLAG ; cette étude a reçu le soutien financier du programme SYSCOLAG (2002-2007), Contrat de Plan État-Région 2000-2006, Région Languedoc-Roussillon et IFREMER).

Mes remerciements se tournent à présent vers Claude Diebolt, Daniel Serra et Marc Willinger, directeurs successifs du LAMETA, qui m'ont permis d'avoir de bonnes conditions de travail tout au long de ces années. Des membres du LAMETA et de la Faculté des Sciences Economiques de l'Université Montpellier 1, je tiens chaleureusement à remercier mes collègues de bureau : Dimitri, Maria-Noël, Leslie et désormais Sadeck, pour l'ambiance agréable et la bonne humeur qui y règne ; les personnes qui m'ont aidé directement et indirectement : au niveau administratif et informatique, Michèle Albertelli avant son départ à la retraite, Isabelle Romestan pour sa bonne humeur quotidienne, Irène Blondeau, Emmanuel Sol, Yves Rolland, Latifa Taïeb, Stéphanie Bargetei, et Véronique Léridon au détour de quelques missions, et au niveau scientifique Jean-Christophe Poudou pour son enthousiasme et sa disponibilité, Charles Figuières pour sa rigueur et sa justesse, Mabel Tidball pour sa bonne humeur, et Wilfried Sand-Zantman pour le temps qu'il m'a accordé. Une mention très spéciale à François Valette à qui je dois énormément. Outre

nos discussions scientifiques, sans une rencontre à l'École Centrale il y a quelques années, je n'aurai jamais émigré de Paris vers Montpellier pour cette thèse de doctorat. À titre amical, je remercie les membres du programme SYSCOLAG où nos rencontres professionnelles et extra-professionnelles furent toujours très sympathiques (Julien, Cédric, Marion, Bertrand, Joachim, Christelle, etc.). J'aurais tout autant une pensée sympathique pour Martine Antona, et Francis Laloë et Jean Le Fur rencontrés notamment au travers du colloque que nous avons organisé en 2006. Je pense également aux personnes du laboratoire EUREQua à l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne que j'ai vus au cours de ces années, et plus particulièrement Mouez Fodha (sans oublier Marilia bien évidemment) qui m'a toujours accueilli, et Katheline Schubert. Je pense aussi aux membres de l'équipe de recherche ERASME dirigé par Paul Zagamé. J'aurais en outre une pensée amicale pour Ari Rabl et la regrettée Brigitte Desaignes qui nous a quitté.

Dans ces remerciements, je porte une attention particulière à Nathalie pour d'une part avoir relu jusqu'aux derniers moments les épreuves de cette thèse (merci...), et pour d'autre part les innombrables cafés que l'on a pu prendre ensemble ; rassure toi, il y en aura bien d'autres. Je pense également à Agnès et Thierry (ciao grande... et à nos interminables discussions...), à Ngaty et ses talents culinaires de même que sa culture cinématographique, aux amis d'ici (Hélène, Valérie, Agnès, Cécile, Nina, Karen...) d'ailleurs (Thomas, Kate...) et de Paris que j'ai délaissés depuis bien trop longtemps (promis, je vais me rattraper...). Enfin, j'aurais une pensée affectueuse et tendre pour Ella qui a partagé de longs moments de cette thèse. Sache que quoi qu'il advienne tu comptes énormément pour moi.

Finalement, mes pensées vont aux membres de ma famille auxquels je ne consacre pas assez de temps mais que je n'oublie pas. Je pense en dernier lieu à mes parents à qui j'essaie de rendre tout ce qu'ils m'ont apporté et m'apportent malgré l'éloignement géographique. Ils restent présents profondément en moi.

Table des matières

Remerciements	v
Table des matières	vii
Table des figures et des tableaux	xi
Introduction générale	1
I Une approche économique du littoral et de la GIZC	9
1 Le littoral	11
1.1 Introduction	11
1.2 Le littoral et son attractivité	13
1.2.1 Le littoral français : caractéristiques et usages	13
1.2.2 Perception et représentation du littoral	17
1.2.3 Définitions et revues disciplinaires	20
1.2.4 Essai pour une délimitation de l'espace littoral	30
1.3 Conflits d'usage et littoral	33
1.3.1 Tendances et analyse normative	33
1.3.2 Principes de résolution des conflits d'usage	44
1.4 Conclusion	48
2 La GIZC : un processus de gestion dynamique	51
2.1 Introduction	51
2.2 Besoins de gestion et approche systémique	52

2.2.1	Identification des besoins de gestion du littoral	52
2.2.2	Un cadre d'analyse systémique	55
2.3	La GIZC : démarche partenariale pour un DD du littoral	58
2.3.1	La GIZC : fondements théoriques et principes de définition	58
2.3.2	GIZC et caractéristiques opérationnelles	63
2.3.3	Concertation, médiation et contractualisation pour une GIZC	74
2.4	Renouvellement de l'analyse des démarches de GIZC	78
2.4.1	Facteurs à l'origine de la GIZC et système de régulation	78
2.4.2	Une lecture économique de la GIZC	81
2.4.3	Une modélisation économique de la GIZC	85
2.5	Conclusion	88
II	Comment mettre en oeuvre une GIZC ?	91
3	Incitations et droits d'usage	93
3.1	Introduction	93
3.2	Le cadre d'analyse	96
3.2.1	Mise en perspective	96
3.2.2	Motivations et résultats	98
3.2.3	Le modèle	101
3.3	Agents <i>sans</i> pouvoir de marché et propriété commune	103
3.3.1	Le cadre d'information complète	104
3.3.2	Le cadre d'information incomplète	107
3.4	Agents <i>avec</i> pouvoir de marché et propriété commune	115
3.4.1	Le cadre d'information complète	116
3.4.2	Le cadre d'information incomplète	119
3.5	Extensions	123
3.6	Conclusion	125
4	Durabilité et Territoire	129
4.1	Introduction	129
4.2	Territorialisation des politiques de GIZC et durabilité	131

4.2.1	Le concept de durabilité	131
4.2.2	Comment prendre en compte le territoire?	132
4.2.3	Utilisation du territoire comme élément central de la durabilité . . .	134
4.2.4	Relation “Capabilité - Environnement - Territoire” pour la GIZC . .	137
4.3	Politiques publiques et enjeux associés au développement durable	139
4.4	Conclusion	143
5	Indicateurs et évaluation pour une GIZC	145
5.1	Introduction	145
5.2	Diagnostic pour une GIZC : la capacité de charge sociale	150
5.2.1	La capacité de charge sociale	153
5.2.2	Indicateurs de capacité de charge sociale	156
5.2.3	Cas d'étude : résultats et enseignements	159
5.2.4	Extensions	167
5.3	Évaluation des processus de GIZC	169
5.3.1	Évaluation des politiques publiques pour une GIZC	169
5.3.2	Comment et quand prendre en compte les aspects institutionnels? .	176
5.4	Conclusion	181
	Conclusion générale	184
	Bibliographie	191
	Annexe 1 : Descriptif des indicateurs de capacité de charge sociale	229
	Annexe 2 : Analyse multicritères et hiérarchisation d'indicateurs de DD	236
	Abstract	243
	Résumé	246

Table des figures

1	Logique d'organisation de la thèse et littérature mobilisée	5
1.1	Le littoral : fonctions, usages et valeurs des littoraux	27
1.2	Usages, services, impacts, et méthodes d'évaluation économique	28
2.1	Représentation du système littoral	57
2.2	Représentation classique d'une démarche de GIZC	64
2.3	Représentation du cycle d'apprentissage d'une démarche de GIZC	73
2.4	Facteurs déclenchant un processus de GIZC	80
2.5	Le système de régulation oeuvrant pour la GIZC	82
4.1	Relation "Capabilité - Environnement - Territoire" pour la GIZC	140
5.1	Principes et Critères associés à la capacité de charge sociale	158
5.2	Indicateurs de capacité de charge sociale	160
5.3	Localisation de la zone côtière de la lagune de Thau	162
5.4	Indicateurs de capacité de charge sociale pour la zone côtière de Thau . . .	164
5.5	Catégories de population et impacts sur la zone côtière de Thau	168
5.6	Démarche PCI pour la hiérarchisation d'indicateurs de DD	240

À mes parents

“Devant eux ils voyaient la mer, que la perspective suspendait au-dessus de la ville ; d’un seul regard ils embrassaient l’Europe et l’Afrique, l’Atlantique et la Méditerranée, avec, les joignant, pâle dans le crépuscule, le détroit, comme un bras nu de femme”

Henry de Montherlant : La Rose de Sable (1967)

Introduction générale

Situé à l'interface Terre-Mer, le littoral est une étendue aux acceptions et aux ressentis multiples selon les scientifiques qui s'y intéressent, suivant les élus et les gestionnaires qui cherchent à le protéger et à l'aménager, et surtout pour les citoyens qui y résident ou qui l'investissent comme lieu de villégiature. À titre illustratif, 41% de la population mondiale vivait sur les zones côtières en 2003, alors que 80% à 100% de la population de la moitié des pays ayant une frange côtière vivait à moins de 100 km de la côte ; 21 des 33 plus grandes agglomérations mondiales, qui regroupent pour chacune d'entre elles au moins 8 millions d'habitants, sont situées dans un périmètre de 100 km en partant de la côte, dont pour les plus importantes Tokyo (Japon), Bombay (Inde), Lagos (Nigéria), New York (États-Unis) et Buenos-Aires (Argentine) (Small et Nicholls (2003), Martínez et al. (2007)). À l'échelle du bassin méditerranéen, sur les 400 millions de résidents, près de 140 millions vivent sur le littoral soit 35% des habitants pour 18% de la superficie. Au rythme actuel, 95% des côtes serait urbanisées à l'horizon 2050, et le bassin méditerranéen devrait héberger plus de 500 millions d'habitants tout en accueillant 200 millions de touristes de façon saisonnière (Cazes (1999), PNUE (2002), Benoît et Comeau (2005)). Le littoral subit des pressions communes à l'ensemble des littoraux, d'origines naturelle et anthropique en fonction d'une croissance démographique soutenue. Ceci se matérialise notamment par l'intensification des événements extrêmes couplés à la recrudescence des changements climatiques associée notamment aux phénomènes d'érosion côtière et de submersion marine, par les modifications d'affectation des sols, par l'aggravation des intrusions salines dans les nappes phréatiques, de même que par l'altération de paysages côtiers (Burak et al. (2004), AEE (2006)). Ces pressions sont cristallisées par un accroissement de la vulnérabilité des populations, et plus particulièrement par un nombre toujours croissant de conflits d'usage (UE (2001), Deboudt et al. (2002)). Ceci conduit à iden-

tifier des besoins de gestion et de cohérence des politiques publiques. Ceux-ci tournent autour des progrès à réaliser au sujet de la détermination des problématiques majeures et des enjeux à venir d'une zone côtière donnée, de la définition d'échelles d'interventions et d'instruments de gestion significatifs favorables à la participation des acteurs, de la construction de visions partagées ou communes animées par les pouvoirs publics. Dans une perspective de prise en compte de ces besoins où les conflits d'usage agissent comme des révélateurs, et pour tendre vers de la durabilité, il convient ainsi d'analyser les déterminants des problématiques littorales et de définir des instruments de régulation et d'évaluation par et pour des processus de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC).

La GIZC, ne pouvant être détachée de la notion de développement durable, donne lieu à de multiples définitions dont nous pouvons retenir ici l'une des plus diffusées, où elle est entendue comme un "*processus dynamique qui réunit gouvernements et société, sciences et décideurs, intérêts publics et privés en vue de la protection et du développement des systèmes et ressources côtières. Ce processus vise à optimiser les choix à long terme privilégiant les ressources et leurs usages raisonnés et raisonnables*" (Cicin-Sain et Knecht (1998) reprise par la Commission Océanographique Intergouvernementale (COI) - UNESCO (2001)). Introduit par le rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) en 1987 (WCED (1987)), dit rapport "Brundtland" du nom du Premier ministre norvégien Gro Harlem Brundtland qui présida cette commission, le développement durable reprend les principes de l'écodéveloppement proposé dès 1972 par Sachs (1993) et peut se définir comme "*un développement qui permet la satisfaction des besoins présents, sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs*" (Bontems et Rotillon (2007)). Suite aux deux derniers Sommets de la Terre organisés par la CNUED à Rio de Janeiro en 1992 et à Johannesburg en 2002, la reconnaissance de ce concept met l'accent sur la préservation de l'environnement et sur le caractère économiquement viable, équitable, et socialement durable de ce développement. Celui-ci se conjugue avec des logiques de transversalité et d'articulation entre les échelles de court terme et de long terme, et avec des impératifs de bonne gouvernance qui introduisent de nouvelles conditions de mise en oeuvre des politiques publiques en termes d'efficacité, de transparence ainsi que de participation et d'information des acteurs et du public (Convention d'Aarhus ; CEE-NU (1998)). Dans cette optique, l'institutionnalisation de la GIZC, au sens de sa

diffusion et surtout de sa reconnaissance internationale, intervint effectivement à partir du deuxième Sommet de la Terre, avec son inclusion dans le Chapitre 17 de l'Agenda 21 et l'article 4-e de la Convention sur les changements climatiques. En conséquence, les Parties gageaient à “*concevoir et à mettre au point des plans appropriés et intégrés pour la gestion des zones côtières*”. Suite à l'impulsion donnée par l'Union Européenne (UE) avec les recommandations aux États membres pour l'adoption de stratégies nationales de GIZC (Parlement européen et Conseil de l'Europe (2002), DIACT et SGMer (2006)), la volonté d'inscrire les politiques publiques du littoral dans cette perspective s'est matérialisée par plusieurs évolutions législatives et réglementaires.

La GIZC implique une définition évolutive des objectifs avec une réévaluation constante des actions pour maîtriser la complexité. Dans un processus dynamique et continu de GIZC, la gouvernance correspond en ce sens à un système de coordination d'acteurs différenciés afin que les objectifs d'aménagement durable des zones côtières soient atteints où les lois, les institutions, les politiques publiques et les processus ont une incidence sur la manière dont les ressources littorales sont allouées et utilisées. La gouvernance repose sur l'apprentissage et l'adaptation (Olsen et al. (1997)), au sens où la GIZC doit en elle-même être un objet d'apprentissage et de compréhension. De ce fait, nous retrouvons un besoin d'apprentissage collectif qui est crucial dans le cas du développement durable qui implique non seulement un changement des pratiques mais surtout de référentiel, et donc de système de valeurs (Argyris et Schön (2001)).

Un des constats récurrents est alors celui de la difficile appropriation du concept de GIZC, tandis que peu de travaux portent sur ce thème de recherche en sciences économiques. À travers cette thèse nous cherchons à répondre à la problématique suivante : comment circonscrire et appréhender un processus de GIZC et comment caractériser des éléments pour sa mise en oeuvre ? Et en conséquence, comment évaluer un tel processus, et donc que devons nous retenir afin de mesurer des progrès réalisés par rapport à une situation initiale ? En d'autres termes, ceci consiste à définir des orientations de politiques publiques à l'échelle de la zone côtière, de même que d'évaluer ces politiques au regard de ce que la GIZC requiert. Il s'agit d'une part de déterminer ce que représente à présent cet opérateur privilégié pour un développement durable des zones côtières, et d'autre part d'apprécier quels éclairages les sciences économiques peuvent lui apporter.

D'un point de vue scientifique, notre objectif est double. D'un côté, le développement durable représente un nouveau référentiel pour la recherche scientifique (Godard et Hubert (2002)) que nous cherchons à saisir pour la zone côtière par la GIZC. D'un autre côté, nous nous positionnons dans l'optique d'une combinaison des méthodologies de recherche au sein même des sciences économiques et d'un point de vue pluridisciplinaire. La complexité des problématiques et des objets à analyser pour le développement durable et ses dimensions (environnementale, économique, sociale et institutionnelle) va en effet à l'encontre d'une standardisation des approches et des modèles (Guesnerie et Hautcoeur (2003), Boulanger et Bréchet (2005)). Notre posture recouvre de la sorte plusieurs champs d'entrée. Au niveau des sciences économiques, nous nous situons dans le domaine de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, et nous nous appuyons sur l'économie des contrats et la théorie des incitations, l'économie régionale, et l'économie de la proximité avec en particulier l'analyse du concept de territoire. Par rapport à d'autres disciplines scientifiques, des références sont effectuées entre autres aux sciences de la vie et de la terre, aux sciences de gestion à travers la gestion de l'environnement, à la géographie, à la sociologie ou aux sciences juridiques et politiques. Nous utilisons tour à tour les référentiels *agent* et *acteur* au cours de notre analyse.

Cette thèse est organisée en deux parties. Dans une *première partie*, constituée de deux chapitres, nous nous intéressons à la mobilisation des concepts pour l'analyse de la zone côtière et de la GIZC. Au sein de la *seconde partie*, composée de trois chapitres, nous traitons des instruments de mise en oeuvre d'un point de vue qualitatif et des principes d'évaluation des processus de GIZC, que l'on peut entendre comme des instruments de contrôle. La Figure 1 synthétise la manière dont cette thèse est organisée en mettant en correspondance les chapitres avec les objectifs et les motivations développées ainsi que la littérature mobilisée.

Dans le *premier chapitre*, notre dessein est de proposer une revue de la littérature de l'objet littoral ou zone côtière, en réfléchissant notamment aux dimensions de cet espace, et des conflits d'usage au travers d'une analyse descriptive et normative. Les conflits d'usage littoraux expriment en effet des besoins de gestion aujourd'hui sous la forme d'une GIZC. L'objectif est de la sorte de rendre compte de la diversité et de l'importance de ces conflits dans une logique de mise en perspective pour la suite de cette thèse.

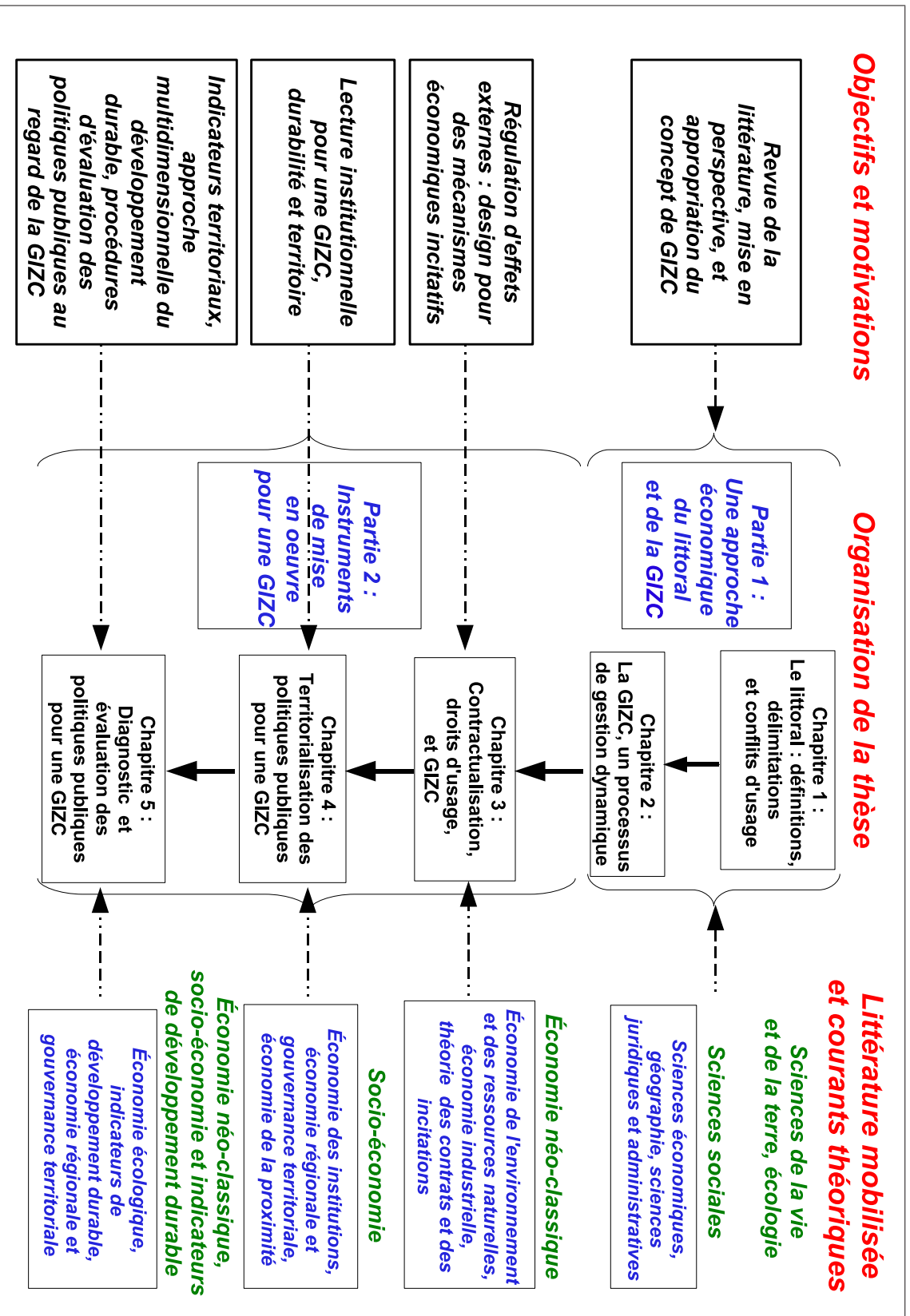


FIG. 1 – Logique d'organisation de la thèse et littérature mobilisée

Le champ du *second chapitre* conduit à circonscrire le concept de GIZC et à proposer des éléments clés d'analyse. Outre le caractère multidimensionnel de l'intégration et le cycle d'action d'un processus de GIZC sous forme de phases et étapes, la GIZC nécessite le recours à des démarches concertées et participatives dans le cadre de la contractualisation et de la territorialisation des politiques publiques pour son application. Une présentation des facteurs à l'origine d'une telle démarche, du système de régulation que la GIZC représente, et une modélisation économique de la GIZC sont ainsi proposées. Notre volonté est ici de fournir une synthèse au sujet de ce concept dans une optique de cadrage, en ouvrant notre propos vers l'analyse permise par les sciences économiques.

Le *troisième chapitre* porte sur l'apport potentiel de la théorie des incitations à la GIZC, en fonction de l'utilisation de cette théorie dans le cadre de la gestion des ressources naturelles littorales. S'intéresser à la contractualisation des politiques publiques pour une GIZC nécessite en premier lieu de s'interroger sur la manière dont une autorité de régulation peut mettre en place des mécanismes incitatifs auprès des agents qu'il doit réguler par l'intermédiaire de contrats. Les ressources naturelles littorales ont pour beaucoup d'entre elles des caractéristiques de ressource commune ou "*Common-Pool Resource*" (CPR) en termes de rivalité et de non-exclusion. L'allocation des droits de propriété et les régimes de propriété en vigueur orientent leur exploitation. Les ressources communes littorales régies par des régimes de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint, telles que les ressources en eaux et les ressources halieutiques, cristallisent un nombre critique de situations conflictuelles en termes d'usage sous la forme d'externalités de production. En présence d'incomplétudes informationnelles, nous montrons par le biais d'une relation Principal-Agents quels sont les impacts de ces externalités sur les rentes d'information des agents, et donc sur la forme de la politique de régulation en termes de droits d'usage. Dans le *quatrième chapitre*, nous montrons dans quelle mesure le concept de territoire peut contribuer à la durabilité des espaces littoraux et à la GIZC en fonction d'une définition opérationnelle et territorialisée de la durabilité. La territorialisation des politiques publiques requise pour une GIZC implique d'analyser les attributs associés aux concepts de durabilité et de territoire. Nos objets d'étude sont : de définir notre approche du territoire, et d'envisager comment le lien entre les concepts de territoire et de flexibilité peuvent engendrer de la durabilité ; puis, d'étudier des propriétés de flexibilité ou d'adap-

tabilité pour les territoires littoraux. En effet, à partir du moment où l'on admet que la notion de durabilité renvoie à celle de flexibilité, il convient de tenter de définir comment on peut rendre compte d'un certain nombre de dotations, de processus d'apprentissage, et d'opportunités pour les territoires littoraux, que nous regroupons sous la terminologie "Capabilité - Environnement - Territoire". Nous formulons des recommandations au sujet de l'utilisation du concept de territoire afin de montrer implicitement comment des projets de territoires côtiers semblent être requis pour une GIZC. Au final, nos objectifs sont d'articuler les concepts de durabilité et de territoire, et de fournir une grille de lecture institutionnelle nécessaire pour la mise en oeuvre de modalités de gestion de systèmes complexes tels que les écosystèmes côtiers.

Enfin, deux objectifs précis sont recherchés dans le *cinquième chapitre* qui s'articule en deux temps. Dans un premier temps, notre volonté est de contribuer aux diagnostics préalables à la mise en oeuvre d'un processus de GIZC. Notre dessein est alors de fournir des indicateurs pour évaluer les pressions anthropiques sur les littoraux. Ces pressions doivent être prises en compte lors de la mise en place d'outils d'aménagement du territoire comme les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoTs) (loi Solidarité et Renouvellement Urbains (SRU) n°2000-1208 du 13 Décembre 2000) ou le respect des principes de la loi n°86-2 du 3 Janvier 1986 relative à l'aménagement, à la protection et à la mise en valeur du littoral dite loi Littoral par l'intermédiaire de la notion de "*capacité d'accueil*". Nous faisons référence à la capacité d'accueil par la définition d'un concept que nous qualifions de capacité de charge sociale. Dans un second temps, notre objet de recherche est de proposer des pistes de réflexion méthodologique pour l'assimilation du concept de GIZC en tant que nouveau référentiel, à l'égard de l'évaluation des politiques publiques dédiées au littoral. Notre propos est d'orienter la conception d'indicateurs appropriés pour améliorer la gouvernance des territoires littoraux, et permettre une meilleure articulation entre les échelles globales et locales de gestion. L'élargissement du champ de l'évaluation se justifie d'autant plus que les travaux sur l'efficacité des politiques publiques témoignent de l'importance des processus et des dispositifs associés à la gestion. L'efficacité dépend de l'adaptation aux conditions locales et du montage institutionnel qui porte les politiques publiques : la légitimité de l'institution chargée de leur mise en oeuvre ainsi que le processus d'élaboration qui a conduit à leur définition sont déterminants pour cette efficacité.

Première partie

Une approche économique du littoral et de la Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC)

Chapitre 1

Le littoral : définitions, délimitations et conflits d'usage

1.1 Introduction

Le littoral correspond à une interface Terre-Mer dont l'attraction auprès des populations est aujourd'hui sans pareil. Zone de résidence, il accueille de plus en plus de populations migrantes désireuses de profiter d'un cadre de vie privilégié offert par des espaces naturels à fortes valeurs écologiques et faunistiques. Zone de loisir, il est toujours la destination préférée de vacances des français, dont 75% des journées de vacances sont passées sur les zones littorales. Zone de production et d'échange, il contribue à la richesse nationale par l'exploitation de ressources naturelles, et constitue un lieu de trafics marchandises et passagers élevés par son ouverture sur la mer.

Lorsque l'on s'intéresse au littoral, plusieurs questions se posent ou du moins s'imposent. Comme nous le suggère Cormier-Salem (2003), est-ce que le littoral est une ressource, un actif, un bien, un espace, un écosystème, ou encore un "*géosystème*" ? Est-il naturel ou un construit socio-culturel ? Décrypter ce qu'est ou dans une moindre mesure ce que représente le littoral permet de mieux comprendre la pluralité des enjeux pour orienter les décisions publiques, afin de réguler la charge excessive et sans pareil d'activités et d'usages. Le littoral est ainsi le théâtre de conflits d'usage de différentes natures. À l'échelle de la France métropolitaine, en conséquence et parallèlement à l'accélération de l'accroissement démographique par rapport au reste de l'hexagone, les conflits d'usage s'amplifient et se

multiplient. On parle de “*littoral d’empoigne*”, où “*les littoraux sont soumis à d’intenses pressions et font l’objet d’enjeux antagonistes d’équipement qui les agressent, mettent en péril leurs équilibres naturels et dégradent les richesses de tout ordre qu’ils recèlent*” (Paskoff (1993) repris par Deboudt et al. (2002)). Quelle est l’origine des conflits d’usage ? Pourquoi y a-t-il des conflits d’usage ? À quelles occasions ces conflits sont-ils soulevés ? Autant de questions communément posées tandis que l’on cherche à définir le terme de conflit, et *a fortiori* ce que l’on entend par conflit d’usage.

L’objet de ce chapitre est de proposer d’une part, une revue des définitions du littoral ou de la zone côtière, et de réfléchir aux dimensions de cet espace ; et d’autre part, de fournir les jalons d’une analyse descriptive et normative des conflits d’usage. Il convient en effet de faire un détour par ce que l’on entend par les conflits d’usages puisqu’ils révèlent des besoins de gestion aujourd’hui sous la forme d’une Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC).

La suite du chapitre est organisée en trois temps. Dans la section 1.2, le littoral est présenté au travers d’ordres de grandeurs dans le contexte français, il est proposé une revue de l’ensemble des définitions qui lui sont associées, et un essai de délimitation du littoral en tant qu’espace y est offert. Des bases d’interprétation des conflits d’usage à la fois en termes empiriques et théoriques sont fournies dans la section 1.3, en se focalisant sur l’apport des sciences économiques à la compréhension des conflits. Enfin, ce chapitre est conclu par la section 1.4.

1.2 Le littoral et son attractivité

Avant toute chose, naviguons vers cet espace à part. Commençons par un tour d’horizon de l’importance du littoral à l’échelle française et de ses usages. Puis, envisageons la perception et la représentation que les individus se font de cet espace. Enfin, restituons la pluralité des définitions associées au littoral en particulier selon la discipline scientifique retenue. À la suite, notre objectif est d’envisager une nécessaire délimitation de l’espace littoral.

1.2.1 Le littoral français : caractéristiques et usages

Le littoral métropolitain représente un linéaire côtier de 5500 km fortement aménagé à partir des années 1950 (Corlay (2001)). Ce linéaire recouvre une grande diversité de milieux avec alternance de plages et de galets (35%), de zones humides (25%) et de côtes rocheuses (40%). On observe généralement un contraste entre les côtes rocheuses basses ou à falaises, avec des plages et des dunes de dimensions réduites, et des côtes basses à grandes plages, à massifs dunaires et marais maritimes. L’Outre-Mer possède 1460 km de côtes. Les zones humides du littoral peuvent être regroupées en golfes, baies, marais, et étangs littoraux. Au niveau administratif, le littoral français compte 11 Régions, 26 départements, ainsi que 883 communes littorales maritimes ; ces communes ont une surface représentant 22250 km² soit 4,05% du territoire métropolitain (Corine Land Cover (2000), Observatoire du Littoral (2006)). L’Outre-Mer regroupe 4 Départements d’Outre-Mer (DOM) et 5 Territoires d’Outre-Mer (TOM) (Catanzano et Thébaud (1995)).

Le littoral est un lieu de vie avec plus d’un tiers de la population nationale qui réside dans les départements littoraux ; 5,8 millions de personnes demeuraient dans les communes littorales métropolitaines soit 10% de la population en 1999 pour des densités moyennes de population de 272 hab./km² dans les communes littorales, de 186 hab./km² dans les cantons littoraux, et de 129 hab./km² dans les départements littoraux, comparativement à une densité moyenne de 108 hab./km² dans le reste de l’hexagone. À titre de comparaison, la densité moyenne des communes littorales était de 95 hab./km² en 1936. Le rapport entre la densité littorale et la densité nationale est de 2,4 sans prise en compte de la présence humaine plus ou moins temporaire et saisonnière. Des écarts forts

existent entre les communes littorales et leur arrière-pays. En 1999, 6 communes comptaient plus de 100000 habitants, 24 plus de 50000 habitants et 70 plus de 25000 habitants (INSEE (1999)), que nous pouvons encore classer en 790 unités urbaines, avec 25 unités parmi les 53 unités de plus de 100000 habitants que compte la France métropolitaine. La progression moyenne de la population des unités urbaines des 26 départements littoraux était de 4,2% entre 1990 et 1999 contre une progression moyenne nationale de 3,1%. L'évolution moyenne de la population des communes littorales entre 1990 et 1999 était de 4,3% avec un solde naturel moyen de 1,2% et un solde migratoire moyen de 2,2%. Ces soldes étaient de 2,4% et de 1,9% pour les communes des 26 départements littoraux et de 3,3% et de 0,1% pour les communes de la France métropolitaine. Les migrations étaient responsables de 64% de l'accroissement de la population des communes littorales métropolitaines entre 1990 et 1999 (INSEE (1999)). L'attractivité est tournée en faveur des Régions du Sud de la France, *i.e.*, la Région Aquitaine, la Région Languedoc-Roussillon (LR), et la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA). L'occupation du sol est fortement artificialisée dans les communes littorales avec des ouvrages comme des enrochements, des quais, des digues, des brise-vents, des remblais, des passerelles, des ponts, des déblais, des fortifications qui représentent actuellement 10% de leurs territoires contre 3,7% pour les communes au niveau national. Les terres agricoles représentaient en moyenne 41,7% du territoire des communes littorales contre 59,9% sur l'ensemble du territoire métropolitain en 2000 (Corine Land Cover (2000)). L'agriculture reste le mode d'utilisation privilégié des espaces littoraux bien qu'en constante diminution en raison d'une réduction et d'une intensification progressive des surfaces cultivées, d'un prix du foncier élevé et d'un retrait progressif des agriculteurs vers l'arrière-pays (Catanzano et Thébaud (1995)). La fonction résidentielle s'est progressivement révélée avec un nombre croissant de retraités. En 1990, 43% des nouveaux logements autorisés sur le territoire métropolitain l'ont été dans les départements littoraux avec une part de 18% pour les départements littoraux méditerranéens. La part des résidences principales dans le total des logements des communes littorales était de 66% en moyenne en 1999 ; cette part était de 80% dans le total des logements des communes des 26 départements littoraux, et de 83% dans le total des logements des communes pour la France métropolitaine. Au sujet des résidences secondaires, leur part dans le total des logements des communes littorales était de 27% en

moyenne en 1999, cette part s'élevant à 13% dans le total des logements des communes des 26 départements littoraux, et à 9,2% dans le total des logements des communes pour la France métropolitaine. L'augmentation des résidences secondaires dans les communes littorales était de 35% entre 1982 et 1990 contre 27% en moyenne nationale et 20% dans les communes non-littorales, avec des taux de croissance de plus de 350% pour le littoral de la Région PACA et de plus de 1000% sur le littoral de la Région LR entre 1968 et 1990 (Cazes (1999)). 12% des logements neufs construits en France entre 1990 et 2003 l'ont été dans les communes littorales (SITADEL (2006), Observatoire du Littoral (2006)), et la construction des locaux non résidentiels représente 40% des surfaces totales construites dans les communes littorales. Sur une profondeur de 500 mètres en partant du rivage, la part du linéaire côtier "naturel" a été réduite entre 1960 et 1990 de 12% à 1% dans les Alpes-Maritimes, de 47% à 22% dans les Côtes d'Armor, ou encore de 66% à 26% dans l'Hérault (GEOSYSCOM (1999) repris par Cazes (1999)). Les espaces protégés du littoral métropolitain comprennent 2 Parcs Nationaux, 11 Parcs Naturels Régionaux (PNR), 12 sites de zones humides parmi les 22 désignés au titre de la Convention Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale, et 20 réserves naturelles. Le Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres (CELRL)/Conservatoire du Littoral protégeait 73610 ha et 300 sites naturels au 1er Juin 2005.

La France est le deuxième pays maritime de l'Union Européenne (UE) avec 11 millions de km² de Zone Economique Exclusive (ZEE). Les activités littorales se retrouvent autour d'activités spécifiques comme la pêche, le commerce maritime, les industries nautiques, et des activités tertiaires de services essentiellement tournées vers le tourisme. Les activités liées à la mer ont représenté une Valeur Ajoutée (VA) de 18,5 milliards d'Euros, 420000 emplois et 1,4% du Produit Intérieur Brut (PIB) national en 2001 (IFREMER (2002), Observatoire du Littoral (2006)). Le Chiffre d'Affaires (CA) de la production aquatique française était de 16 milliards d'Euros en 2003 (DPMA (2003), Observatoire du Littoral (2006)). Notons cependant que le taux de chômage était de 18% en 1999 dans les communes littorales (INSEE (1999)) et reste plus élevé que la moyenne nationale. Les ports sont regroupés en 7 ports autonomes et 23 ports d'intérêt national pour le commerce et la pêche qui génèrent 29000 emplois, dont 10000 emplois pour le personnel portuaire, 4000 dockers et 15000 emplois pour les autres professions ; 345 millions de tonnes de mar-

chandises transitent annuellement par les ports français (DATAR (2004), Observatoire du Littoral (2006)). Le trafic portuaire de marchandises s'effectue en vrac liquide, en vrac solide, ou par conteneur, *e.g.*, les céréales, le bois, ou les engrais. La construction navale et les activités militaires avec les chantiers navals civils et les arsenaux ont également une part importante. Le secteur de la pêche est marqué par une baisse rapide des emplois conjointement à une diminution des ressources et une augmentation du surendettement. Nous assistons aujourd'hui à une tendance généralisée de diminution de l'emploi marin et à un recul de la moyenne d'âge des marins se portant à 39 ans. La flotte de pêche comptait 5556 navires fin 2003, soit 9% de la flotte européenne contre environ 12000 en 1982 (DPMA (2003), Observatoire du Littoral (2006)), et regroupe des fileyeurs et des chalutiers, des ligneurs et careyeurs¹, des senneurs, des dragueurs, des polyvalents 2 engins et des polyvalents 3 engins qui varient selon l'âge, la puissance et la longueur des flotilles. Les pratiques sont la pêche au large, la pêche côtière, et la petite pêche avec comme principales espèces pêchées la sole, le baudroie, la langoustine, le cabillaud, le merlu, l'anchois, et la coquille-St-Jacques. Les captures s'élevèrent en volume à 660000 tonnes en 2003 soit 10% des captures européennes (DPMA (2003), Observatoire du Littoral (2006)). Concernant les cultures marines, la conchyliculture comptait pour 370 millions Euros de CA, pour 3750 entreprises et 21660 emplois dont 10400 équivalents temps plein en 2002 (DPMA (2003), Observatoire du Littoral (2006)). Le nombre de concessions était environ de 52860 en 1999 pour une surface totale concédée d'environ 18050 ha. La surface moyenne des concessions a augmenté de 0,3 ares en 1985 à 0,34 ares en 1999. Les usages des concessions s'avèrent être principalement le captage et l'élevage. Les concessions occupent le Domaine Public Maritime (DPM) littoral et le DPM maritime pour les cultures d'huîtres creuse et plate (ostréiculture) et de moules (mytiliculture), ainsi que l'aquaculture (Corlay (2001)). Le littoral est également un lieu privilégié de loisir. La destination "mer" représentait 39% du total des journées de vacances des français en 1993 (Cazes (1999)) et ce pourcentage continue de croître. Parmi les 15 premiers départements français pour l'accueil touristique cumulé, 14 sont des départements littoraux qui concentrent près des trois quart du potentiel national des campings et le tiers des hôtels et des gîtes. La capacité d'accueil touristique des communes littorales était de plus de 7 millions de lits en 1999 (INSEE (1999),

¹À l'exception de la Méditerranée.

Observatoire du Littoral (2006)), et le tourisme représentait 44% de la VA de l'économie maritime en 2002 et 150000 emplois en 2001 (IFREMER (2002)). Les ports de plaisance sont au nombre de 228 pour environ 165000 places (DPMA (2003), Observatoire du Littoral (2006)). Le littoral méditerranéen concentre 46% des équipements récréatifs et les deux tiers des ports de plus de 1000 places. Notons également la présence de clubs de voile et de clubs de plongée, de centre de soins à l'eau de mer, *i.e.*, des centres de thalassothérapie et des centres hélio-marins. Cette permanence de l'attraction du littoral en termes touristiques s'est accompagnée de mutations se matérialisant par une désaisonnalisation et un rééquilibrage spatial vers l'arrière-pays (Cazes (1999)).

Concernant les risques côtiers, 11,5% des sites SEVESO (MEDD (2006*b*)) de France Métropolitaine sont situés dans les communes littorales, alors que 2,1 millions de personnes habitent dans une commune littorale ayant au moins un site SEVESO sur son territoire (MEDD (2006*a*), Observatoire du Littoral (2006)). En outre, près de 25% du littoral métropolitain est en érosion côtière (EUROSION (2004), Observatoire du Littoral (2006)). Les inventaires des risques majeurs dans les départements littoraux, qui répertorient le nombre de types de risques majeurs par commune dont les risques inondation et cyclone-tempête, ont identifié 7362 communes exposées à un ou plusieurs risques majeurs en 1999.

1.2.2 Perception et représentation du littoral

Le littoral a pendant longtemps été perçu comme un milieu nuisible et inhospitalier. Ce n'est qu'à partir de la réalisation de travaux de défense contre la mer afin de fixer le rivage, et du développement des transports ferroviaires au XIX^{ème} siècle, qu'un déplacement géographique de populations s'est amorcé. Les années 1950 à 1970 marquèrent le début de déplacements massifs avec une consommation d'espace naturel et une occupation du rivage par l'urbanisation et le tourisme (Deboudt et al. (2002)). L'évocation du passage du "*territoire du vide au territoire du trop plein*" devint à la suite une formule consacrée (Corbin (2001)). Ceci s'accompagne d'une multiplication des significations associées à cet espace, et d'intérêts de plus en plus variés et divergents. Les "*besoins*" croissants de littoral conduisent à une partition et à une spécialisation de l'espace (Brigand (2003)) qui suivent le "*désir de rivage*" (Corbin (2001)).

Suite à des enquêtes financées par le CELRL (Louis Harris (1983), TNS Sofres (1991)),

Kalaora et Granier (1995) dégagent plusieurs tendances du rapport qu’entretiennent les individus avec le littoral (repris par Deboudt et al. (2002)) :

- en 1983, ce rapport est centré autour de deux dimensions, à savoir l’accessibilité pour tous et la protection, avec une perception d’un littoral aménagé tout en étant préservé sous la forme d’une nature intacte. Les aménagements récréatifs sont perçus comme relativement inoffensifs tandis que tout élément de densification urbaine est systématiquement refusé. Aucune personne enquêtée ne fait véritablement le lien entre ses pratiques et les conséquences qu’elles ont sur les écosystèmes fréquentés. Pour l’usager type, le littoral a avant tout une signification paysagère et se rapporte assez peu aux écosystèmes. De ce fait, l’objet de la protection est celui d’un paysage visuel plutôt que celui d’un milieu au sens naturaliste du terme ;
- en 1991, l’enquête révèle que les valeurs environnementales prennent de plus en plus d’importance. La responsabilité de la dégradation du littoral est attribuée à parts égales aux promoteurs de tout ordre, aux communes et à l’État. Les associations qui se revendiquent du domaine de la protection de l’environnement ont désormais un rôle reconnu avec 50% des sondés qui les considère comme légitime.

La sensibilité des individus à la mer et au littoral fut également étudiée plus récemment par des enquêtes commanditées par la Mission Interministérielle d’Aménagement du Littoral de la Région Languedoc-Roussillon (MIAL-LR)² intitulées “*Les images du littoral Languedoc-Roussillon*” (Kelo et TNS - Sofres (2002)), dont nous faisons ici une brève restitution. Cette série d’études qualitatives, quantitatives et documentaires chercha à analyser les images voulues par les gestionnaires et les décideurs, la nature des images transmises aux populations, les images effectivement perçues par les populations, ainsi que les sy-

²Une première MIAL-LR, dite “Mission Racine”, fut créée de 1963 à 1983. Les tâches de cette Mission étaient alors le développement des activités touristiques sur les côtes de la Région LR, symbolisées par la création de 8 stations littorales dont la Grande-Motte et le Cap d’Agde. Une deuxième MIAL-LR a été créée par décision du Comité Interministériel d’Aménagement et de Développement du Territoire (CIADT) du 9 juillet 2001, et mise en place le 1er Octobre 2001. L’objectif était la mise en place d’une nouvelle stratégie économique et touristique afin de mieux répondre aux attentes des populations et de construire les bases d’un développement équilibré, diversifié et durable. Son mandat s’est achevé en Juillet 2006. Le Service Général des Affaires Régionales (SGAR 34) de la Préfecture de la Région LR assure désormais le suivi des travaux en cours.

nergies et les décalages entre ces catégories d'images. Les enseignements de ces enquêtes sont : qu'il existe un fort potentiel d'image encore mal exploité ; qu'il y a une proximité de territoires complémentaires entre le littoral et l'arrière-pays ; et, que les images perçues sont centrées autour du triptyque authenticité - découverte - convivialité. La perception d'un littoral est celle d'un littoral dégradé avec de réelles attentes d'améliorations en matière d'aménagement du littoral et de préservation de l'environnement. Les principaux mots-clefs qui ressortent de cette enquête sont "*soleil*", "*mer*", "*climat*", "*plage*", "*sable*", "*beauté et diversité des paysages*", et "*qualité de vie*".

Par conséquent, la période récente montre que les attentes des individus portent principalement sur des aménagements respectueux de l'environnement. La prise de conscience des enjeux environnementaux est de ce fait de plus en plus forte, et les populations valorisent les caractéristiques naturelles des milieux côtiers.

De simple objet, le littoral tend à être conçu comme un lieu de projet, voire de projection de nos rêves (Cormier-Salem (2003)), en tant que "*dépositaire de nos rêves et de nos désirs imaginaires*" (Kalaora (1995)). Nous pouvons prendre l'exemple de sites marginaux qui apparaissent attractifs en raison des sentiments de liberté qu'ils suggèrent tels que les rias, les calanques, les fjords, les archipels, et les îles. L'évolution des représentations que se font les groupes sociaux de la mer, de l'estran, et de la côte exprime la "*maritimité*" relevant du domaine culturel (Perron et Rieucan (1996)). Le littoral représente un lieu de liberté dont l'ensemble géographique est un milieu ouvert vers la mer qui, pour certains auteurs, alimente l'imaginaire voire procure une sorte d'enchantement. Les représentations symboliques du littoral portent sur : son ouverture vers des espaces infinis ; le sentiment de dépassement qu'il procure ; et, *a contrario*, un obstacle où la mer incarne une immensité énigmatique.

Le littoral est donc conçu aujourd'hui comme un lieu de vie et de résidence ce qui conduit à renforcer la pression anthropique qu'il subit. La différence avec d'autres tendances qui augmentent les pressions dans les zones hors littoral, comme la péri-urbanisation dans les espaces ruraux, vient de la vitesse des changements présents et à venir ; en d'autres termes, les pressions sont décuplées sur le littoral. Soulignons que le déclin des activités traditionnelles et le développement des activités touristiques façonnent le paysage socio-économique. D'un point de vue culturel, le littoral en tant que lieu de vie témoigne de

différences de socialisation, de transmission des valeurs et de cultures jouant sur les pratiques de fréquentation. Ceci se matérialise par des pratiques plus ou moins respectueuses de l'environnement côtier, telles que la cueillette et le matériel utilisé pour la pêche à pieds, ou la prise de conscience des conséquences de la surfréquentation de certains sites (Deboudt et al. (2002)).

Après avoir donné cet éclairage sur la relative importance du littoral, adoptons à présent une approche plus analytique centrée sur les définitions qui le qualifient.

1.2.3 Définitions et revues disciplinaires

La pluralité des définitions du terme littoral marque la synonymie avec la côte ou le bord de mer. En tant qu'adjectif, littoral renvoie à ce "*qui appartient au bord de mer*" (Le Petit Larousse (2007)) et à ce "*qui est relatif à la zone de contact entre la terre et la mer. Zone littorale; cordons littoraux; topographie littorale; profil, tracé littoral; faune, flore littorale*" (Le Petit Robert (2007)). En tant que substantif, le littoral caractérise "*l'étendue de pays le long des côtes, au bord de la mer*" (Le Petit Larousse (2007)) et "*le bord, la côte, le rivage. Littoral rectiligne, découpé; le littoral méditerranéen*" (Le Petit Robert (2007)). Le littoral est alternativement associé à la proximité de la mer, à la limite entre terre et eau, ainsi qu'à différents types d'environnement.

À la suite de Bodiguel (1997), soulignons tout d'abord qu'une difficulté de généralisation des définitions s'avère être d'ordre linguistique au sens où l'expression anglaise de zone côtière ("*coastal zone*") est la plus diffusée internationalement. Ceci pose un problème d'équivalence en français et des différences d'acception peuvent en découler. Fréquemment, le littoral est défini de manière brève et partielle, soit fonction de l'interface des trois milieux écologiques qui le constituent, *i.e.*, la mer, la terre et l'atmosphère, soit en le confondant avec l'estran (Lacoste (1999)). Les définitions du littoral dépendent également des catégories d'usagers et de leurs perceptions (Bellan et al. (2002)), étant donné le pouvoir d'attraction exercé sur l'homme par l'eau, et principalement la mer et les rivages (Cazes (1999)). Le littoral donne lieu à de multiples définitions selon la discipline scientifique à laquelle on se réfère. En tant qu'objet de recherche, l'analyse des espaces littoraux relève des sciences sociales en fonction des enjeux liés notamment aux flux temporaires et définitifs de population, aux préoccupations de populations, et aux questions environ-

nementales qui leurs sont souvent associées. Cette diversité d'appropriation comme objet de recherche donne lieu à différentes caractérisations.

1.2.3.1 Géographie et littoral

Pour Emmanuel de Martonne (Traité de géographie physique (1909) repris par Houdart (2003)), “*le domaine des formes littorales n'est pas seulement la ligne idéale qui sépare sur les atlas et les cartes à petite échelle, la terre ferme de la mer... Sur le terrain, il apparaît clairement que le domaine littoral comprend tout ce qui, soit au-dessous, soit au-dessus du niveau moyen des eaux, est soumis à l'action des forces responsables du tracé de la côte et de ses changements*”. Les géographes s'intéressent essentiellement au milieu physique et à sa transformation par la Société (Deboudt et al. (2002)) en séparant les travaux relevant de la géomorphologie et de la géographie humaine. D'un point de vue géomorphologique, le littoral constitue une interface entre l'hydrosphère, l'atmosphère et la lithosphère, et représente le “*domaine géomorphologique compris entre les plus hautes et les plus basses mers, mais en fait étendu à l'espace influencé par les forces marines agissant au contact du continent*” (George et Verger (2000)). Les géomorphologues distinguent traditionnellement les formes d'érosion marine (côtes rocheuses, platiers, falaises, etc.) et les formes d'accumulation de matériaux apportés par les vagues et les courants (plages, cordons littoraux, dunes, vasières, deltas, etc.) (Lacoste (1999)). Ils divisent le littoral en trois zones : l'arrière-côte (zone supratidale), l'estran qui est la partie du littoral située entre les niveaux des plus hautes et des plus basses mers (zone intertidale) et l'avant-côte (zone infratidale), où l'avant-côte correspond à la zone toujours immergée (Deboudt et al. (2002)). Du côté de la géographie humaine, branche sociale, le littoral est envisagé comme produit par les sociétés qui y vivent en fonction des aménagements et des constructions, mais également selon leurs représentations de cet espace. La question de la production sociale du littoral est donc au coeur de l'analyse.

1.2.3.2 Écologie et littoral

En suivant une vision écologique voire naturaliste, le raisonnement s'effectue à l'échelle de l'écosystème, à savoir : de l'ensemble des êtres vivants (biocénose) ; et, de l'ensemble des éléments non vivants et des conditions climatiques et géologiques (biotopes) qui sont

liés et interagissent entre eux et qui constituent une unité fonctionnelle de base en écologie. Par extension, le terme “*milieu*” peut être utilisé (Cabane (2005)). Le littoral forme un ensemble de systèmes écologiques comprenant des composantes biotiques et abiotiques pour les organismes qui vivent dans les zones littorales (Bellan (2002)). L’origine latine du terme littoral (*litus, litoris, littoralis*) renvoie à la littorine qui est un mollusque à coquille conique (gastéropode marin) dont les espèces peuplent principalement les substrats durs des estrans des mers à marées. La notion d’étage apparaît à présent avec un cloisonnement selon le degré d’immersion des peuplements de littorine entre les étages supralittoral, médiolittoral, infralittoral, et circalittoral (Bellan-Santini (1994))³. Ce caractère écologique se manifeste sous la forme d’enjeux étant donné la fragilité du littoral exposé aux risques naturels et anthropiques.

1.2.3.3 Droit et littoral

Dans une perspective juridique, le littoral peut être envisagé comme “*l’ensemble des sites naturels en bordure de mer dont la situation particulière confère une qualité exceptionnelle très estimée et qui mérite d’être protégée*” (CGPC (1992), Cabane (2005)). Une première observation que nous pouvons faire s’avère être celle de l’absence d’une définition légale précise du littoral. Comme nous le rappelle Mesnard et Lozachmeur (2002) reprenant Hostiou (1997), le terme littoral n’a aucune signification juridique formelle car les juristes se sont jusqu’à présent essentiellement préoccupés de la seule notion de Domaine Public Maritime (DPM). Le DPM, initié par l’Ordonnance de Colbert d’Août 1681 (livre VI et article 1er du livre VII), comprend le rivage de la mer, le sol et le sous-sol de la mer territoriale jusqu’aux 12 milles marins, les lais et relais de mer postérieurs à la loi du 28 Novembre 1963 (loi 63-1178), certains étangs salés, les terrains soustraits artificiellement à l’action de la mer et les portions des fleuves et des estuaires en aval de la limite de salure des eaux. Côté terre, il ne constitue qu’une partie du littoral ; côté mer, il ne prend pas en compte l’eau de mer malgré son importance pour de nombreuses activités (Mesnard et Lozachmeur (2002)).

³Notons que ce concept d’étage renvoie autrement en géomorphologie à la subdivision du littoral fournie par l’altitude et l’importance prise dans chacun d’eux par les agents géodynamiques terrestres et marins (Joly (1997) repris par Lacoste (1999)).

La loi n°86-2 du 3 Janvier 1986 relative à l'aménagement, à la protection et à la mise en valeur du littoral dite loi Littoral fixe le cadre législatif en vigueur en France, et régit les principes d'occupation. Les articles 1 et 2 de la loi Littoral précisent simplement que le littoral est une "*entité géographique qui appelle une politique spécifique d'aménagement, de protection et de mise en valeur*" qui se délimite administrativement par le critère "*d'entité communale*" ou de "*commune littorale*". En matière d'urbanisme, l'extension de l'urbanisation doit se faire en continuité avec l'existant ou par l'intermédiaire de nouveaux hameaux. Les routes sur le rivage sont interdites et les routes de transit ne peuvent être construites qu'au-delà de 2000 mètres du rivage. La loi instaure une bande de 100 mètres inconstructible, hors agglomération, à partir du rivage et une urbanisation limitée des espaces proches du rivage. Les espaces remarquables doivent être préservés.

Le champ d'application de la loi Littoral couvre trois catégories de communes qui sont :

- les communes riveraines des mers et des océans, des étangs salés, des plans d'eau intérieurs d'une superficie supérieure à 1000 ha (première catégorie) ;
- les communes riveraines d'estuaires et de deltas entre la limite transversale de la mer et la limite de salure des eaux, proposées après appréciation de leur participation aux équilibres économiques et écologiques littoraux (deuxième catégorie) ;
- les communes non riveraines de la mer mais qui participent aux équilibres économiques et écologiques littoraux (inscription à la demande des communes) (troisième catégorie).

Le décret n°2004-311 qui fixe la liste des communes de deuxième catégorie a été finalement publié le 29 Mars 2004. Cette liste retient 87 communes riveraines des estuaires et des deltas considérées comme littorales, et institue la Loire, la Seine et la Gironde comme les estuaires les plus importants pour lesquels s'appliquent désormais la notion de bande des 100 mètres et celle des espaces proches des rivages. En complément, le décret n°2004-309 du 29 mars 2004 délimite le rivage, les lais et relais et les limites transversales de la mer à l'embouchure des fleuves et des rivières.

S'instruisant à l'échelle communale, la loi Littoral s'appuie sur le Code de l'Urbanisme (articles L146-3, L146-4, L146-6, L160-6). En mer, des problèmes d'application de la loi Littoral subsistent puisque les compétences des communes s'exercent actuellement par jurisprudence sur le DPM par rapport aux Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) ou aux ou-

vrages. La notion de zone côtière se retrouve quant à elle dans l'article 57 de la loi n°83-8 du 7 Janvier 1983 relative aux Schémas de Mise en Valeur de la Mer (SMVM), fixant les orientations fondamentales de la protection, de l'exploitation et de l'aménagement du littoral en déterminant la vocation d'espaces lorsqu'ils sont établis. En matière de protection, outre les attributs de la loi Littoral, la création du CELRL en 1975 (loi n°75-602 du 10 Juillet 1975) et la Directive d'Aménagement Littoral (DAL) relative à la protection et à l'aménagement du littoral de 1979 (décret du 25 Août 1979) marquèrent le début d'une politique volontariste fondée sur la propriété foncière. L'objectif est celui du "*Tiers sauvage*" à l'horizon 2050, soit le contrôle de 20% à 25% du littoral. Soulignons que là encore, la commune est l'unité géographique retenue en termes d'acquisitions foncières. Ajoutons les Directives, Conventions, Réseaux, Zonages, Lois, Arrêtés, et autres mesures qui peuvent être recensés et qui s'exercent sur les littoraux tels que : la Directive Habitats (92/43/EEC) et la Directive Oiseaux (79/409/EEC) en termes de préservation de la biodiversité et de la faune et la flore sauvages, la Convention Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale, les Conventions de Paris, Washington, Berne, Bonn, Rio, Barcelone, et le réseau européen NATURA 2000 pour la conservation des habitats naturels et d'espèces avec les Zones de Protection Spéciales (ZPS), les Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), les Zones d'Importance pour la Conservation des Oiseaux (ZICO), la loi de protection de la nature, les arrêtés préfectoraux de protection de biotope, les réserves naturelles, et enfin les espaces naturels sensibles des départements (GDR Gestion des écosystèmes littoraux méditerranéens (2004)).

Concernant le droit de la mer, la mer territoriale est délimitée de 3 milles à 12 milles nautiques, et les eaux intérieures constituent une zone de souveraineté absolue de l'État côtier, dont font parties les rades ou encore les baies (Lacoste (1999), La Roche (1999)). La ZEE⁴ s'étend jusqu'aux 200 milles marins à partir des lignes de base où s'y appliquent des droits souverains à des fins d'exploration, d'exploitation, de conservation des ressources naturelles biologiques ou non-biologiques des eaux adjacentes aux fonds marins et de leur sous-sol, ainsi qu'une juridiction dans les domaines de la protection du milieu marin et de la recherche scientifique marine. Cependant, il n'y a pas de restrictions d'accès pour la navigation par rapport au droit international. Par la loi Littoral, seul un littoral terrestre

⁴Création lors de la troisième Conférence des Nations Unies sur le droit de la mer à Caracas en 1973.

est proposé, tandis que le droit maritime étend le littoral du rivage aux 12 milles marins voire aux limites de la ZEE. Le rapport Bonnot (1995) propose de définir le littoral comme l'espace dont les limites sont celles des eaux territoriales côté mer, et des "*bassins de vie en relation avec la mer*" côté terre (Houdart (2003)), suggérant ainsi une définition unique réconciliant les besoins à la fois terrestres et marins.

Finalement, mentionnons les prérogatives de la gestion de l'eau qui s'appliquent à l'échelle littorale avec la loi n°92-3 du 3 Janvier 1992 sur l'Eau (1992, 2001) fixant la mise en place des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), et, sa révision actuelle par rapport à l'application de la directive européenne (2000/60/CE) du 23 Octobre 2000 dite Directive Cadre Eau (DCE) ayant pour objectif d'obtenir un "*bon état écologique*" des masses d'eau pour l'année 2015 pour tous les États membres de l'UE. Ceci recouvre les masses d'eau de transition et les masses d'eau côtière, où ces dernières s'étendent jusqu'aux 12 milles marins pour la surveillance générale de l'état chimique.

Au niveau européen, les concepts relatifs au littoral au sein des États membres et aux côtes dans les références de l'UE sont peu homogènes. Depuis 2002, la Recommandation du Conseil et du Parlement Européen relative à la GIZC (Parlement Européen et Conseil de l'Europe (2002)) dessine un fondement juridique unique pour la politique du littoral.

1.2.3.4 Sciences économiques et littoral

En sciences économiques, la spécificité du littoral vient de son rôle de support puisque des éléments de nature sont transformés en ressources s'agissant de ressources foncières ou de ressources naturelles. Le littoral représente de cette façon une combinaison de ressources et de facteurs de production qui se distinguent par la présence d'actifs naturels particuliers (Torres (2002)). L'objectif est alors de chercher à caractériser le littoral ou des parties distinctes de celui-ci en tant qu'actifs naturels composites de tous les biens économiques ; ces actifs offrent des biens et services environnementaux spécifiques (Mongruel (2002)). L'analyse économique permet d'intégrer l'évaluation économique de biens et services environnementaux vis-à-vis d'actifs naturels et de leur entretien (Torres (2002)). En outre, l'analyse économique permet de prendre en compte les défaillances de marché et des politiques publiques (Point (2002)).

La Figure 1.1 illustre les biens et services environnementaux littoraux que fournissent les écosystèmes côtiers, les usages du littoral, et les catégories de valeurs associées en fonction des sphères économiques et écologiques.

Le Tableau/la Figure 1.2 synthétise ces usages et ces services, et les impacts des activités humaines sur l'environnement côtier, avec les méthodes d'évaluation économique correspondantes.

Les apports des sciences économiques peuvent être synthétisés de la manière suivante :

1. Les sciences économiques contribuent à la recherche de la valeur du littoral qui dépend :
 - des types de biens et services, et de l'identification effective de ces biens et services en fonction des caractéristiques de rivalité et d'exclusion ;
 - des fonctions assurées par ces biens et services, avec implicitement la multifonctionnalité du littoral. Ces fonctions sont : une fonction environnementale de par les biens et services offerts comme des propriétés d'épuration et de prévention des crues (Point (2002)) ; une fonction économique au travers d'activités typiquement littorales, s'agissant de l'exploitation de ressources lagunaires et marines par exemple ; sa fonction sociale et culturelle renvoyant tout particulièrement à son rôle en tant que lieu de vie et de loisir et à son caractère patrimonial (Desaigues et Point (1993)) ;
 - de l'évaluation de la valeur d'usage directe des biens et services environnementaux littoraux. Cette valeur provient des spécificités et de la rareté des biens et services littoraux avec confrontation de l'offre et de la demande pour ces biens et services en fonction de l'utilité qui en est retirée, où l'intensité de la demande peut se transformer en pression. De cette confrontation se forme le système de prix où intervient donc l'aspect monétaire ;
 - de l'évaluation des valeurs d'usage indirecte et de non usage des biens et services environnementaux littoraux. Il est alors nécessaire de recourir à l'analyse des préférences révélées par des méthodes d'évaluation comme les méthodes des coûts de transports et des prix hédoniques, ou à l'analyse des préférences affichées par le biais de méthodes directes comme l'évaluation contingente et ses extensions (méta-évaluation contingente, etc.) (Boisson et Rudloff (1998), Bonnieux

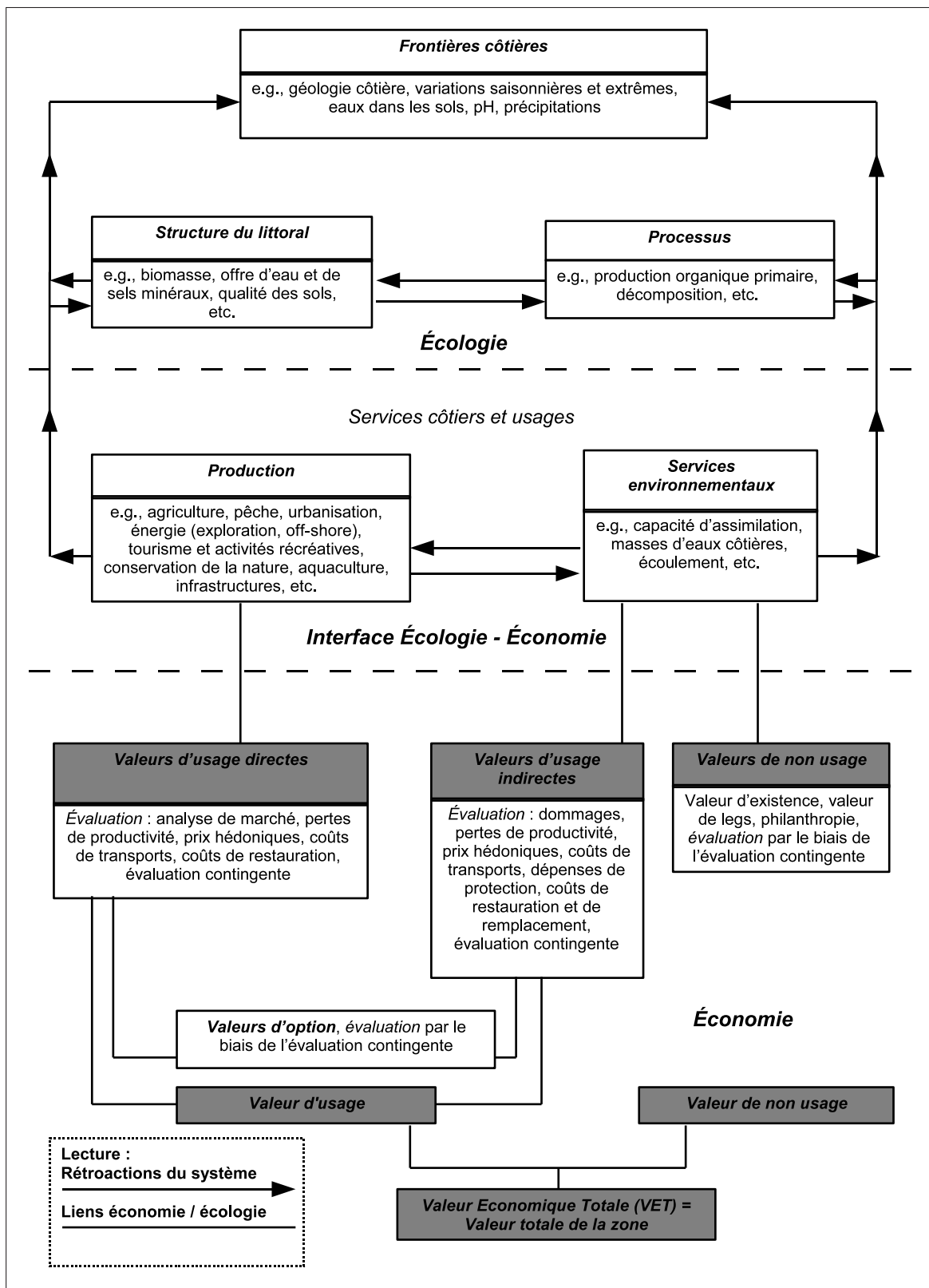


FIG. 1.1 – Le littoral : fonctions, usages et valeurs des littoraux (d'après Turner (2000))

Services, usages et impacts des activités humaines	Méthodes d'évaluation économique
<p>Services environnementaux : protection naturelle, prévention des tempêtes, inondations, etc.</p>	<p>Dépenses publiques engagées à titre préventif comme des coûts de défense, des coûts de remplacement ; Analyses Coût-Bénéfice, Coût-Efficience, Multi-critères</p>
<p>Usages : productivité, e.g., productivité primaire, pêcheries, aquaculture, tourisme, ressources en eaux, production industrielle, transports maritimes</p>	<p>Mécanismes de marché, i.e., prix-quantités, en fonction des échanges de biens et services</p>
<p>Impacts sur la santé humaine</p>	<p>Évaluation de la dégradation du capital humain due à une dégradation de l'environnement, coûts associés aux maladies : évaluation contingente, dépenses de prévention (<i>ex ante</i>) et de soins (<i>ex post</i>)</p>
<p>Impacts sur les aménités environnementales</p>	<p>Évaluation contingente</p>
<p>Impacts sur les écosystèmes côtiers, i.e., dégradations des zones humides, des dunes, des plages, altération des paysages</p>	<p>Méthodes des coûts de transports, méthodes des prix hédoniques</p>
<p>Valeur d'existence des écosystèmes côtiers suite aux impacts des activités humaines, actifs culturels</p>	<p>Évaluation contingente</p>

FIG. 1.2 – Usages, services, impacts sur l'environnement côtier, et méthodes d'évaluation économique associées (adapté à partir de Turner et al. (1998) et Turner (2000))

et Desaignes (1998), Brander et al. (2006), Enjolras et Boisson (2006), Bontems et Rotillon (2007)). L'objectif est d'identifier les préférences, et de définir des Consentements A Payer (CAP) ou des Consentements A Recevoir (CAR) pour préserver ces biens et services. Ceci renvoie donc à la monétarisation des biens et services environnementaux.

2. Par ailleurs, les évaluations des valeurs d'usage et de non usage permettent de fournir une estimation de la valeur des écosystèmes côtiers dans leur ensemble, pour la protection de ces écosystèmes (Costanza et al. (1997), Costanza et al. (1999)) en recherchant la Valeur Economique Totale (VET) (voir Figure 1.1) (Bower et Turner (1998), Bonnieux et Desaignes (1998), Bontems et Rotillon (2007)). Ceci correspond à l'estimation des différents types de coûts, de dommages et de bénéfices, et au nécessaire raisonnement en termes marginaux. Les services et les richesses des zones humides en termes de biodiversité sont ainsi aujourd'hui au centre de nombreuses préoccupations. Dans une perspective d'économie écologique, la possibilité de décomposition du littoral selon les types de capitaux qui le constituent introduit les questions d'interactions et de substituabilité entre les capitaux en fonction du positionnement adopté par rapport aux concepts de "*durabilité forte*" et de "*durabilité faible*" (Faucheux et Noël (1995)).

Ces types de capitaux sont :

- le capital naturel selon la nature des biens et services environnementaux ;
 - le capital technique ou physique dont les infrastructures existantes ;
 - le capital humain ;
 - le capital social des communautés littorales où les réseaux sociaux influencent les logiques d'actions des acteurs.
3. En conséquence, les problématiques économiques et environnementales identifiées s'articulent autour :
 - du devenir et de l'utilisation des ressources littorales, *i.e.*, les ressources naturelles (eaux, ressources halieutiques, etc.), le foncier, le paysage, en particulier en fonction de situation de surexploitation ;
 - des externalités négatives de pollutions et de leur prise en compte (dont les sources sont identifiées ou diffuses ("*source versus non-point source pollution*"));

- de la conservation de la biodiversité des zones littorales ;
 - de la stabilité et de la pérennité des activités économiques notamment en fonction de la valorisation économique des produits de la mer et des activités touristiques, jouant sur les emplois directs et indirects des secteurs d’activités.
4. La gestion des biens et services littoraux et le rôle des politiques publiques s’expriment à travers :
- les droits et les régimes de propriété selon les ressources considérées ;
 - l’internalisation des défaillances de marché en fonction des externalités identifiées par la biais de la réglementation (“*command and control*”) et/ou d’instruments économiques ;
 - le statut du patrimoine côtier (naturel et culturel) et des pratiques de conservations associées ;
 - les formes de négociation et de concertation pour la mise en oeuvre des politiques publiques avec plus récemment, la recherche des formes de mobilisation des populations par rapport au développement durable et à la GIZC ;
 - l’évaluation des politiques publiques et de la gouvernance des littoraux.

Par ailleurs, le littoral est sujet à une course à la patrimonialisation puisque l’inscription d’un objet naturel dans un patrimoine apparaît aujourd’hui comme une des conditions essentielles de sa conservation (Cormier-Salem (2003)).

1.2.4 Essai pour une délimitation de l’espace littoral

Raisonné en termes d’espace littoral conduit à proposer des délimitations pour cet espace. Comme mentionné précédemment, les dimensions du littoral sont variables dans l’espace et dans le temps puisque : d’une part, le trait de côte n’est pas figé et fluctue par rapport à des agents dynamiques et aux variations du niveau marin relatif (Deboudt et al. (2002)) ; et d’autre part, l’homme modifie le tracé du littoral par ses actions répétées et multiples (Brigand (2003)). L’espace littoral est donc dynamique et mobile. Les lignes qui singularisent le littoral renvoient aux sinuosités de l’ensemble qu’il représente avec notamment son sens longitudinal (Lacoste (1999)). L’Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE) (1993a) souligne que le terme côtier véhicule

la notion d'interface Terre-Mer, qui dépend de deux axes : l'un parallèle au rivage ; l'autre perpendiculaire au rivage (axe Terre-Haute Mer) qui renvoie à la profondeur du littoral. Une des principales questions porte ainsi sur la largeur à attribuer à l'ensemble littoral. En plus des problèmes posés par les estuaires et les limites en amont des marées et de salure des eaux, le littoral ne peut être d'un autre côté restreint au seul trait de côte. Sa bordure est plus ou moins vaste, à la fois vers l'estran dont l'importance se matérialise par exemple par des digues et des zones humides, et vers l'intérieur des terres. Vers la mer, le littoral a aussi une bordure qui est potentiellement géopolitique, à savoir celles des eaux territoriales (Lacoste (1999)). Sa largeur met en avant l'intérêt que l'on peut porter aux dimensions de la zone côtière : le littoral possède une épaisseur géographique à savoir la bande côtière (Brigand (2003)). Notons que l'emploi généralisé du terme littoral matérialise souvent l'omniprésence administrative sur cet espace. Les problématiques et les instances qui y interviennent à des degrés divers déterminent de cette façon des limites physiques et administratives (Brigand (2003)). Dans la pratique et s'agissant de la bande côtière, notons que le Secrétariat d'État chargé de la Mer (SGMer) avait désigné une bande d'une largeur de 2 km qui fut retirée de la loi Littoral pour des problèmes d'arbitraire en droit positif (Corlay (2003), Mesnard et Lozachmeur (2002)). L'article 3 de la loi Solidarité et Renouvellement Urbains (SRU) n°2000-1208 du 13 Décembre 2000 fixe une bande de 15 km à partir du rivage, avec une interdiction d'ouverture à l'urbanisation des zones naturelles et des zones d'urbanisation future délimitées par les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) s'il n'existe pas de Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT), ce qui renvoie à cette bande de 2 km initialement prévue (Mesnard et Lozachmeur (2002)).

Par ailleurs, l'espace littoral s'envisage comme un lieu de conflits d'usage et d'interactions sectorielles et politiques. De ce fait, il sera plus ou moins vaste selon la nature du problème et devra s'étendre aussi loin vers le large et vers l'intérieur des terres que l'exige la réalisation des objectifs de gestion (Bodiguel (1997)). Il est nécessaire de pratiquer une analyse socio-politique transversale où l'espace littoral doit être analysé tour à tour comme : un espace d'intérêts ; un espace de régulation avec un système de valeurs et de règles juridiques ; et, un espace de pouvoir où se confrontent et s'opposent l'autorité publique et la société civile en fonction de l'apprentissage institutionnel des parties en présence. Puisque le littoral apparaît comme un espace de régulation et de concurrence,

les cadres institutionnels doivent construire des lieux d'expression pour les acteurs, acquérir une reconnaissance sociale et prouver leur efficacité (Bodiguel (1997)). Il convient donc d'identifier les relations fonctionnelles à l'intérieur des ensembles inventoriés et entre les ensembles. Pour Catanzano et Thébaud (1995), une "*définition du littoral comme interface tient compte des caractéristiques et des dynamiques particulières du milieu, des modes d'usages et des régimes de droits de propriété qui résultent des interactions entre deux grands ensembles, terrestres et marins*". Cette approche pragmatique du littoral correspond à une délimitation en fonction des problèmes à traiter. Se pose alors la question du passage de la délimitation spatiale en fonction des problématiques à la question de la cohérence des politiques en fonction de l'usage des ressources, avec un besoin de décloisonnement administratif, et ce, par rapport au système d'interrelations et de variabilité interne (Catanzano et Thébaud (1995)). La définition spatiale du littoral dépend des problèmes à aborder mais s'inscrit toujours dans un système de relations prépondérantes Terre-Mer nécessitant une approche pluri et interdisciplinaire (Bodiguel (1997)).

Une approche systémique avec une évaluation conjointe de ses fonctionnements interne et externe favorise la mise en place d'une GIZC (Deboudt et al. (2002)). En effet, le cloisonnement d'institutions rend la gestion bien souvent inopérante et explique le succès croissant des approches en termes de GIZC (Cormier-Salem (2003)). Une proposition d'approche systémique et l'analyse des processus de GIZC font l'objet du Chapitre 2. De ce fait, il convient de parler d'espaces littoraux selon les problématiques en jeu plutôt que d'un espace littoral unique. Pour la suite de cette étude et pour respecter l'usage, nous emploierons indifféremment les termes littoral et zone côtière en référence au dit littoral. Concentrons nous à présent sur les conflits d'usage associés au littoral qui agissent comme des révélateurs de l'ensemble des changements qui y prennent place et des besoins de gestion induits.

1.3 Conflits d'usage et littoral

Les conflits d'usage désignent des antagonismes entre plusieurs parties au sujet de la poursuite d'intérêts concurrents quant à l'exploitation d'espaces ou de ressources. Nous commençons cette section par une revue de la littérature quant à la manière d'appréhender les conflits d'usage de manière empirique, puis nous proposons une analyse économique de ces conflits. À la suite, nous nous interrogeons sur les principes de résolution et sur le devenir des conflits d'usage.

1.3.1 Tendances et analyse normative

1.3.1.1 Typologies des conflits d'usage : éléments empiriques et spécificités littorales

À partir des années 1970 - 1980, des travaux font état de conflits de nature économique et environnementale sur la zone côtière (Charlier et Vigneaux (1986 *a*, 1986 *b*)). Un nombre important de typologies de conflits peut être dénombré et nous proposons ici celles qui nous semblent être les plus significatives sans être exhaustif. Les deux principaux types de conflits en référence au littoral sont les conflits entre préservation des espaces naturels et développement des activités socio-économiques, et les conflits entre activités socio-économiques qui exploitent les mêmes ressources ou les mêmes espaces. D'après Deboudt et al. (2002), l'artificialisation du milieu limite les échanges sédimentaires en raison des enrochements et des aménagements des bassins versants, et empêche ainsi une nécessaire mobilité puisque les espaces littoraux ne sont pas fixes. L'irréversibilité associée à l'artificialisation empêche le développement d'autres modes d'usage sur les mêmes milieux (Catanzano et Thébaud (1995)). Gachelin (1992) (repris par Deboudt et al. (2002)) propose une typologie de cinq types de conflits d'usage à savoir : les conflits d'usage du sol ; les conflits liés à l'urbanisation ; les conflits entre espaces industrialo-portuaires et infrastructures associées à l'usage du sol agricole ; les conflits paysagers par rapport à l'identité paysagère littorale ; et, les conflits liés aux pollutions et aux risques. Une autre typologie est également proposée dans le rapport Bonnot (1995) (repris par Deboudt et al. (2002)) soit : les conflits entre protection et artificialisation ; les conflits d'ordre économique et social associés à une crise des activités littorales ; et, les conflits d'ordre institutionnel entre

acteurs très nombreux qui interviennent à différentes échelles. Le rapport Dupilet (2001) propose pour sa part une typologie centrée sur la pêche professionnelle et sa coexistence avec les autres usages. Les conflits les plus significatifs existent entre la pêche professionnelle, et : l'extraction de granulats marins pour le Bâtiment et les Travaux Publics (BTP) avec l'emprise spatiale de concessions d'exploitation ; les projets d'implantation d'éoliennes en mer ; les rejets des matériaux de dragage ; l'emprise des câbles sous-marins, *e.g.*, de télécommunications, de transports d'énergie, de canalisations ; les parcs marins et les autres espaces protégés en mer ; la plaisance en raison de la cohabitation dans les ports et de la concurrence dans l'exercice de la pêche ; la conchyliculture avec les conflits dans l'occupation de l'espace, et la concurrence pour l'exercice de certaines pratiques de pêches littorales ou estuariennes ; la circulation et les transports maritimes. En outre, de nombreux conflits d'usage sont strictement marins et impliquent les activités de pêches professionnelles et d'autres pratiques comme la navigation, le jet-ski, la plongée, et la pêche amateur. Par ailleurs, les ressources en eaux concentrent une part importante des conflits d'usage littoraux avec des pressions qui provoquent une dégradation des stocks. Les conflits autour des ressources en eaux impliquent des acteurs variés tels que des conchyliculteurs dont l'activité dépend de la qualité des eaux lagunaires et marines, des agriculteurs, des professionnels du tourisme, des responsables d'établissements thermaux et de thalassothérapie, des associations (de défense de la nature, de pêche, de loisirs), et les collectivités territoriales.

Pour compléter cette présentation des conflits d'usages littoraux, il est important de préciser qu'outre certaines spécificités, nous retrouvons les conflits d'usage des espaces ruraux et périurbains (Cadoret (2006)). Les conflits d'usage portent donc sur les catégories d'usages de production, de résidence et de loisir, de préservation des ressources naturelles (eau, air, biodiversité) (Perrier-Cornet (2002)), de périurbanisation, et d'artificialisation des sols marquée par son caractère irréversible (MANON (2004*a*)). Ces conflits sont hétérogènes avec des nuisances liées au bruit, et différents types d'activités comme les activités productives agricoles, industrielles, extractives de granulats et de pierre, de stockage et de traitement des déchets, et de transports (INRA-CREDOC (2001)).

À titre empirique, Kirat et Melot (2001) ont proposé une étude du contentieux par rapport aux décisions de justice dans trois départements français, dont deux possédant une

façade littorale⁵. Les résultats pour ces derniers montrent que :

- le département de la Loire-Atlantique est marqué par des conflits sociétaux relatifs aux usages des sols où le profil du contentieux dénote une multiplicité et une densité des conflits par rapport à l'importance des tensions dans l'allocation des sols et des ressources localisées. La présence de préjudices subis par les agriculteurs en termes de valeur du foncier agricole donne lieu à une mise en cause de l'administration. On constate une certaine netteté entre les conflits, avec les conflits “*sociétaux*” portés par des logiques d'action collective qui touchent aux usages du sol, comme les usages industriels et portuaires contestés par des groupements et des particuliers qui défendent des usages alternatifs (préservation, résidentiel, agriculture, chasse). L'activisme judiciaire est relativement fort ;
- le département de Seine-Maritime est quant à lui marqué par des conflits de voisinage avec l'industrie, les intérêts liés aux ressources halieutiques, et le développement de l'action collective. Parallèlement au département de la Loire-Atlantique, la conflictualité est prononcée quant aux usages des sols et des ressources localisées, avec une forte propension à la conduite d'actions collectives pour la protection des ressources halieutiques, des zones humides, et des projets d'aménagement (autoroutes, parcs de loisir) ou d'implantations d'entreprises industrielles ou agricoles (porcheries, unités de traitement, etc.). Concernant les risques industriels, la logique de l'action collective est conduite par les intérêts des acteurs de l'économie halieutique menacés par la présence d'activités industrielles, et les décisions de l'administration d'autoriser des rejets d'effluents chimiques en mer. Dans une même logique, la préservation de la faune et de la flore dans les zones humides cristallise également les formes d'actions collectives.

Cette étude se conclut par une synthèse des sources de conflictualité, des attitudes dominantes, des acteurs dominants et de leurs logiques d'actions. Les enseignements en termes de gestion juridictionnelle des conflits permettent de déterminer le degré de proximité

⁵Dans le même esprit, Caron et Torre (2006) ont proposé une étude et un recensement des conflits dans les campagnes françaises au travers de l'analyse de la presse spécialisée suite notamment aux recherches menées par Charlier avec l'analyse de la revue “*Combat Nature*” (Charlier (1999)), et par le dépouillement de la Presse Quotidienne Régionale (PQR) et d'enquêtes d'opinion (INRA-CREDOC (2001)).

dont font l'objet les conflits avec une “*approche territorialisée*” par les tribunaux.

Tournons nous maintenant vers ce que l'on entend effectivement par les conflits d'usage par le biais de plusieurs définitions.

1.3.1.2 Définitions des conflits d'usage et objets d'analyse

Une vision contemporaine des conflits d'usage nous est proposée par le groupe de travail MANON pour le Commissariat Général du Plan (CGP) qui a entrepris d'identifier des pistes d'actions pour l'État face aux conflits d'usage des espaces ruraux et péri-urbains à l'horizon 2020 (MANON (2004a, 2005)) : “*On considèrera qu'il existe un conflit à partir du moment où l'opposition entre les parties se manifeste sous une forme quelconque telles que les plaintes orales ou écrites, altercations physiques, pétitions, campagnes de presse et publications diverses, constitution ou rattachement à un groupe de pression, actes de malveillance, manifestations ou encore assignation en justice. Les conflits d'usage cristallisent sur l'utilisation du sol des insatisfactions individuelles et des tensions qui ont parfois d'autres origines*”.

À l'origine des conflits d'usage, ils distinguent les situations :

- de concurrence pour l'utilisation d'une ressource, l'accès à une ressource ou à une voie de communication (chemin, sentier). Soulignons que ces ressources peuvent être limitées en fonction de leurs caractéristiques physiques et/ou biologiques et de la pression effective sur celles-ci ;
- de dégradation de la qualité de la ressource (air, eau, cadre de vie, paysage) ;
- de pollution (eau, air) et nuisances (sonores, olfactives, visuelles, ou encore liées à la dégradation de la composition physico-chimique) ;
- d'aménagements, *i.e.*, d'implantations d'unités de production, d'infrastructures de transports ;
- de différences d'intérêts et de différences d'identités.

Nous pouvons y ajouter à l'échelle des acteurs :

- les situations de dépendance et d'interdépendance autour des ressources ;
- les problèmes de communication entre les acteurs ou groupes d'acteurs ;
- les différences de perception, les horizons temporels différents des acteurs, selon les échelles auxquelles ils se réfèrent ;

- voire les conflits de personnalité, selon les logiques d'action et les stratégies qui animent les acteurs (Crozier et Friedberg (1977)).

Mais surtout, comme le souligne le groupe de travail MANON (2004a, 2005), la recrudescence actuelle des conflits d'usage pose la question de la compatibilité entre intérêts individuels et intérêt général. Les décideurs publics locaux invoquent couramment l'intérêt général afin de conduire la recherche d'objectifs complémentaires sous certaines contraintes de développement économique, de préservation de l'environnement, et de diversité et d'équilibre entre les activités. Les conflits actuels sont de la sorte le reflet de modifications plus globales dans les rapports sociaux, avec : des recours plus systématiques ; l'émergence et l'affirmation d'intérêts individuels multiples et hétérogènes ; et, une moindre acceptation des bénéfices d'installations ou d'aménagements au nom de l'intérêt général tout en subissant les conséquences, symbolisé entre autre par le syndrome "*Not In My BackYard*" (NIMBY). Par ailleurs, les conflits d'usage correspondent à des conflits d'intérêt au sens d'intérêts divergents défendus par les parties prenantes aux conflits. Selon les acteurs en présence, ces intérêts peuvent être d'ordre privé ou d'ordre public, avec l'impact des jeux de pouvoir et des structures d'autorité dans le cadre public. Notons que les pouvoirs publics représentent les acteurs les plus dénoncés dans les conflits par rapport au caractère contraignant de la réglementation (MANON (2004a)). Ceci renvoie alors aux questions de communautés d'appartenance et aux justifications invoquées par les acteurs pour leurs actions. Les échelles de valeurs au sens social, les normes, les identités professionnelles et territoriales, sont autant d'éléments allégués par les acteurs avec des motifs implicites d'appropriation d'objets ; ces éléments peuvent dans une certaine mesure être rapprochés des paramètres constitutifs des mondes auxquels les acteurs se réfèrent si nous nous plaçons dans une perspective à la Boltanski et Thévenot (1991).

Une revue de la littérature sur les conflits d'usage et des éléments de définitions ont été proposés par Kirat et al. (2004) dont nous réalisons ici une synthèse⁶. Kirat et al. (2004)

⁶Les travaux sur les conflits d'usage et de voisinage dans les espaces ruraux et périurbains ont donné lieu à un certain nombre de contributions récentes du réseau scientifique éponyme qui se retrouve dans Kirat et al. (2004) avec Caron et Torre (2002, 2006), Kirat et Mélot (2006), auxquelles nous pouvons ajouter dans la même optique les travaux du groupe de travail MANON (2004a, 2004b, 2005, 2005), ainsi que les travaux de Jeanneaux et Kirat (2005) et Jeannaux (2006) collaborant quelquefois avec les premiers auteurs cités.

insistent sur le fait que les conflits d'usages et de voisinage dans les espaces ruraux sont les révélateurs d'innovations sociale, institutionnelle ou technologique ; les conflits sont liés au fait que les décisions doivent être prises en commun par les acteurs locaux pour l'action collective. Au sujet de l'utilisation de l'espace, des visions différentes voire opposées se forment, et des tensions peuvent se transformer en conflits. En sciences sociales, l'analyse des conflits commença par celle des conflits sociaux et des relations interpersonnelles avec notamment les travaux de Weber (1971), Coser (1982), Reynaud (1982, 1993), Touraine (1993), et Neveu (1996) en sociologie, en particulier au sujet des relations professionnelles. Les conflits furent également abordés en psychologie sociale, de même qu'en éthologie à propos de l'agressivité et de l'animalité des comportements dans les conflits armés. En sciences économiques, les termes de conflit et de concurrence sont proches, car dans chaque cas au moins deux parties avec des objectifs antagoniques s'opposent sur le gain final d'une opération (Carrier (1993)). En effet, en refusant d'envisager des solutions coopératives, chaque partie exclut de négocier avec l'autre et de partager ce gain. Pourtant, des différences existent entre conflit et concurrence (Caron et Torre (2006)). Pour Kirat et al. (2004), une place particulière doit être réservée dans cet ensemble à la théorie des jeux, et à l'approche en termes de résolution des conflits ("*conflict resolution*") qui assiste les parties prenantes dans la négociation et la recherche de solutions communes. En réalité, leurs statuts d'instruments constituent des sources d'argumentation. Kirat et al. (2004) mentionnent différentes tendances dans la manière d'aborder les conflits : certains auteurs s'intéressent aux phénomènes récurrents dans les situations conflictuelles ; d'autres aux opportunités d'apprentissage d'évolution de normes sociales offertes par les conflits ; d'autres enfin abordent les conflits au détour de leur recherche, comme sur les questions de gestion de milieux ou de ressources naturelles, de droit de l'environnement, de mise en application du développement durable. La notion de conflit, quels que soient ses origines, ses objectifs et son déroulement, marque un antagonisme entre des catégories d'acteurs aux intérêts momentanément ou fondamentalement opposés. La tension se distingue du conflit comme la tension représente "*le sentiment ressenti par des usagers de l'espace quand des évènements extérieurs, produits par des tiers ou par des causes non humaines viennent les affecter négativement*" ; et, le conflit correspond à "*l'apparition de divergences de points de vue entre agents utilisateurs ou groupes d'usagers différents de*

l'espace (passage de la tension au conflit), avec une menace crédible par rapport aux engagements d'une des parties", sous les formes suivantes : une action juridictionnelle, une publicisation, une médiatisation, des voies de fait ou une confrontation, et une production de signes (panneaux, barrières, etc.) (Caron et Torre (2002)). De surcroît, ils insistent sur l'engagement "*crédible*", *i.e.*, sur la décision de s'engager dans le conflit avec les moyens que cela implique.

En complément, il convient de circonscrire le degré de conflictualité selon le caractère conflictuel des interactions par l'intermédiaire de la proximité, avec le bien support du conflit matériel, et immatériel localisé, soit la composante spatiale ; et, les effets de voisinage, de contiguïté, et de superposition (Caron et Torre (2002)). Pour ce faire, Caron et Torre (2002) identifient deux types de proximité, à savoir la *proximité géographique* et la *proximité organisée* :

- *la proximité géographique* traite de la séparation dans l'espace et des liens en termes de distance, tout en intégrant la dimension sociale des mécanismes économiques qu'ils qualifient de distance fonctionnelle. La proximité est souvent vue avec une vision optimiste où les relations de face à face, la position géographique, les faibles distances, le développement par le bas et la gouvernance territoriale sont vus comme des remèdes. Pourtant, cette proximité peut être subie et peut engendrer des conflits. Dans ce cas, la proximité géographique ou symbolique au sein d'un territoire peut renforcer la montée des antagonismes puisque le conflit s'articule autour d'un lieu précis, d'un espace linéaire (rivage, chemin, etc.) ou d'une surface (champ, forêt, etc.). En outre, si l'on raisonne à l'échelle d'un territoire avec un passage de la relation de face à face à la prise en compte d'acteurs collectifs, on obtient soit un effet d'agrégation individuelle, soit une prise en compte d'espaces linéaires ou surfaciques. Ces espaces ont alors une qualité d'espaces remarquables ce qui nécessite une gestion par rapport à leurs spécificités. La proximité subie peut être atténuée par la mobilité sous contrainte de disponibilité de la ressource en espace et sous contrainte financière. Les inégalités spatiales rejaillissent en conséquence sur la définition des droits de propriété et donc sur les modalités de résolution des conflits ;
- *la proximité organisée* en revanche regroupe la logique d'appartenance au sens où les acteurs appartiennent au même espace, et la logique de similitude lorsque les

acteurs possèdent les mêmes représentations. Ces logiques procurent respectivement des liens faibles et des liens forts entre les acteurs. Le conflit en lui-même peut être un mode de coordination. Les conflits ne sont ainsi pas la dernière étape de dégradation d'une relation ou une défaillance du marché, mais une modalité de coordination des acteurs parmi d'autres, un lien social en tant que négatif de phases de concertation.

Dans l'analyse des conflits sur la zone côtière, Catanzano et Thébaud (1995) placent les interactions entre acteurs au coeur de la démarche analytique. Pour ces auteurs, la compréhension des conflits d'usage est nécessaire pour délimiter les besoins de gestion des littoraux. En effet, l'analyse des jeux et des stratégies des acteurs permet une décomposition indispensable des modes d'usage, des règles de décision, des formes de régulation, et des dynamiques spatiales induites pour la détermination des espaces littoraux. La notion de conflit porte ainsi *“sur les relations entre acteurs concernés par les diverses activités et renvoie à un champ spécifique (coalition, rivalité, tactique, stratégie, etc.) qui dépasse le niveau objectif des compatibilités et incompatibilités et ne le recouvre pas nécessairement”* (Catanzano et Thébaud (1995) citant Godard (1975)). Les conflits d'usage sont un jeu complexe d'acteurs, et il convient alors :

- de caractériser les acteurs, *i.e.*, les individus, les groupes, les institutions ou les éléments sociaux dotés d'une capacité d'action ;
- de caractériser les logiques individuelles pour comprendre le système de gestion, avec d'une part, les acteurs, et d'autre part, l'analyse des interactions entre eux, en particulier la manière dont apparaissent et évoluent les conflits. L'objectif est de parvenir à une représentation d'ensemble de la gestion, en tenant compte de la dynamique des formes institutionnelles de régulation, avec l'émergence, la transformation, la disparition, et le rôle du conflit dans le processus ;
- de collecter et d'organiser une information multiforme des situations de conflits d'usage ;
- d'analyser des processus décisionnels ;
- de s'interroger sur le rôle des conflits, s'ils marquent l'opposition, la socialisation, la recherche de légitimité, ou encore l'affirmation de son identité et la volonté de partager sa vision du monde.

Cette revue donne des éléments clefs pour aborder les conflits d'usage. Néanmoins, nous pouvons identifier deux principales lacunes sur lesquelles nous nous penchons dans le paragraphe suivant à savoir : les déterminants économiques et une explicitation en termes de théorie des jeux ; et, une réflexion sur les apports de l'économie de l'information, s'agissant des conflits dont les enjeux portent sur les biens et services environnementaux.

1.3.1.3 Une analyse économique des conflits d'usage

Dans l'analyse économique, les conflits sont généralement écartés au profit des questions de concurrence. Nous renvoyons le lecteur intéressé par une revue historique de l'analyse économique des conflits à partir du XVIIIème siècle et des Classiques à Carrier (1993). Nous orientons ici notre analyse sur les apports de la théorie des jeux et de l'économie de l'information traitant des problèmes environnementaux, problèmes qui prédominent sur la zone côtière concentrant la majorité des conflits d'usage des espaces ou des ressources.

Les premières intuitions économiques lorsque l'on s'intéresse à la question des conflits d'usage portent sur :

- les biens économiques en présence en fonction des caractéristiques de rivalité et d'exclusion ;
- l'allocation des droits de propriété ;
- la nature des régimes de propriété associés à ces droits, soit privée, publique, commune et d'accès-libre, voire une combinaison de ces régimes.

Par conséquent, nous pouvons répertorier les origines implicites des conflits d'usage selon :

- une allocation de droits de propriété mal définie dans une perspective coasienne ;
- des situations de défaillance de marché sans internalisation d'externalités ou d'effets externes, alors que les signaux prix-quantités ne reflètent que les coûts et les bénéfices privés et non les coûts sociaux dus aux externalités. Les exemples traditionnels d'externalités négatives en économie de l'environnement et des ressources naturelles portent sur les questions de pollution ou de surexploitation, comme sur les ressources en eaux et les ressources halieutiques dans les cas littoraux. Ces externalités sont multilatérales et sont communément appelées externalités de production, d'appropriation, de ressource, voire de rivalité ;

- le régime de propriété en vigueur et son influence en termes de gestion selon les caractéristiques de rivalité et d'exclusion des biens environnementaux. En particulier, dans le cas de ressources détenues en régime de propriété commune avec accès-libre, il existe ainsi un risque d'apparition d'une externalité négative sous forme de surexploitation à partir du moment où les agents ont un comportement myope.

Une large place doit donc être accordée aux questions d'externalités, entendues comme des situations dans lesquelles l'acte de consommation ou de production d'un agent influence l'utilité d'un autre agent, sans que celle-ci ne passe par un marché. Cette situation implique une relation entre un émetteur et un/des récepteur(s). L'observation doit alors porter, d'une part sur la nature positive ou négative de l'externalité, respectivement sur les bénéfiques ou les coûts induits, et d'autre part, sur son extension multilatérale, et donc sur le nombre d'agents sur lequel elle porte.

Partant de la théorie des jeux, des distinctions doivent d'abord être faites entre : les jeux coopératifs où les joueurs cherchent des alliés, et les jeux non-coopératifs où les joueurs choisissent des stratégies ; au sein des jeux non-coopératifs entre les jeux en statique et en dynamique ; et, les jeux d'information imparfaite où les joueurs sont incertains du résultat d'une combinaison particulière de choix, et les jeux d'information incomplète où les joueurs sont incertains à propos des préférences des autres joueurs. Les conflits d'usage concernant l'environnement peuvent s'interpréter comme des *interactions stratégiques* où les joueurs jouent en Nash non-coopératifs créant un problème de coordination puisque chaque agent adopte une stratégie différente selon le "*timing*" du jeu et son caractère informationnel (Hanley et al. (2001)). Ce problème de coordination provient de la création d'externalités négatives que les joueurs s'infligent les uns par rapport aux autres sous forme multilatérale. Un cadre simple de représentation est celui du "*dilemme du prisonnier*" ou "*dilemme du berger*", où une solution en Nash non-coopératif est obtenue lorsque chaque agent poursuit un objectif individuel différent de celui des autres joueurs au détriment de la solution Pareto optimale. Un des résultats clefs de cette littérature est que si le jeu est répété un grand nombre de fois, alors la coopération peut émerger comme un équilibre en laissant une possibilité pour : un potentiel d'observation de la manière dont les autres agents jouent par la répétition du processus ; et, une mise en place d'accords tacites de réponses coopératives et punitives. En revanche, si le jeu n'est répété qu'un nombre limité

de fois, alors l'équilibre est le même que dans un jeu à un tour.

Les conflits portant sur l'environnement et ses usages sont avant tout des problèmes sociaux, avec plusieurs traits communs quant à l'utilisation de l'information dans les conflits (Arrow (2000)). Des informations scientifiques, mais également économiques et technologiques sont nécessaires pour mesurer les possibilités et les coûts de diminution des situations conflictuelles, comme les pertes sèches qui résultent des inefficacités (“*deadweight loss*”). L'économie de l'information traitant de son acquisition, de sa perfection, et de sa complétude permet de souligner que dans tous les cas :

- un problème d'information sous-jacent peut induire une externalité ;
- il existe des conflits parce que les solutions requises pour la prise en compte de dommages environnementaux imposent des coûts à d'autres agents ;
- il existe une incertitude sur les aspects du conflit s'agissant de la relation quantitative entre le niveau d'une activité et le niveau de l'externalité négative qu'elle produit, des coûts de réduction de l'externalité, des possibilités de prise en compte de l'externalité par son émetteur, ou encore du coût d'un niveau donné d'externalité pour celui qui la subit.

La réduction de l'incertitude s'envisage conformément :

- à la nature des conflits, économiques et non-économiques ;
- à la complétude informationnelle ;
- à l'organisation sociale pour l'acquisition de l'information, avec d'une part, un système pour coordonner l'information à partir de plusieurs sources et la transférer, et d'autre part, la création de mécanismes incitatifs de révélation d'informations privées.

Les conflits d'usage de biens et services environnementaux peuvent jouer un rôle d'évaluation économique où ils deviennent une technique d'évaluation. Comme le soulignent Lim et Shogren (2005), une observation *ex post* des préférences révélées par les efforts observés des agents en situation de conflits d'environnement, lesquels portent sur l'utilisation de biens et services environnementaux, permet leur évaluation. S'appuyant sur la théorie de la contestation (Tullock (1980)), ils adoptent une méthode en deux étapes. Tout d'abord, ils considèrent des interactions stratégiques entre les joueurs en conflit, ils adressent l'équilibre de Nash sous-jacent, et ils rapportent un point de référence par une règle qualifiée

de “ $4x$ ” en tant qu’estimation pour un conflit symétrique entre joueurs. Ils partent de Tullock (1980) et des modèles classiques de contestation pour la recherche de rentes par des agents symétriques. Pour Tullock, la valeur de la rente est probablement supérieure à l’effort réalisé par les agents, et ceci dépend de la structure sous-jacente du conflit. Ensuite, ils estiment le degré de biais qui existe à partir du moment où l’on introduit des asymétries sous la forme de délégation et d’habilité pour l’évaluation. Ils montrent que l’on tend à une surestimation de la valeur d’un bien ou d’un service environnemental si un agent mandate un délégué influent qui reçoit un paiement élevé. Ce type de situations apparaît lorsqu’un groupe de citoyens et une firme se contestent par exemple la valeur d’un dommage environnemental produit par une firme polluante. Les efforts déployés révèlent des informations sur le conflit sous-jacent, et donc sur la valeur attribuée par les agents respectifs. Cette méthode se situe entre les procédures d’évaluation que sont les méthodes de préférences révélées par le marché avec agents atomistiques, et les méthodes d’évaluation contingente individuelle. En complément, des travaux proposent des comparaisons entre modèles économiques de recherche de rentes et les modèles économiques de conflits (Neary (1997)). Lorsque des comparaisons sont possibles entre les règles de comportement et les solutions obtenues, le modèle de conflit tend à impliquer une plus forte dépense relative sur les activités de redistribution de richesses que ne le font les modèles de recherche de rentes. Les modèles économiques de conflit complètent les modèles de recherche de rentes par endogénéisation à la fois des prix et des coûts des efforts dans un cadre d’équilibre général. Ces modèles sont complémentaires dans une classe plus large des modèles de rivalité.

Pour conclure cette section sur les conflits d’usage, envisageons désormais les principes qui concourent à leur résolution et qui doivent se retrouver dans des démarches de gestion globale comme la GIZC.

1.3.2 Principes de résolution des conflits d’usage

L’existence de conflits d’usage pose la question légitime de la recherche de moyens pour leur résolution et la prévention de situations conflictuelles. Il s’agit dans une autre mesure, de s’interroger sur les changements de nature de ces conflits dans le futur. Vouloir résoudre les conflits signifie que l’on pense que ces derniers ne sont pas intrinsèques à la

société et qu'il est possible de trouver des issues par l'intermédiaire d'une modification des comportements ou d'actions fortes sur les causes (Kirat et al. (2004)). Les conflits obligent les acteurs à trouver des solutions afin d'éviter des situations de blocage pour lesquelles il faut définir quelles sont et peuvent être les formes de coordination des actions individuelles, ainsi que les formes et les dynamiques de l'action collective.

La résolution des conflits repose principalement sur les changements de perception des acteurs en présence, et la reconnaissance que l'autre partie possède des besoins. Ces besoins dépendent de la nature du conflit en cours, des intérêts en présence, de l'existence d'options alternatives, et de l'engagement des parties dans la procédure de résolution. En outre, il convient de distinguer les conflits d'intérêt (ou ayant des origines matérielles) et les conflits de valeur (ou portant sur des besoins fondamentaux) (Kirat et al. (2004)).

Trois types de solutions économiques aux tensions et conflits d'usage sont communément considérées selon la nature de l'externalité en jeu. Ces solutions sont respectivement de types coasienne, pigouvienne (Caron et Torre (2006)), auxquelles nous pouvons ajouter les aménagements des régimes de propriété selon la ressource considérée. En détail, ceci correspond à l'allocation de droits de propriété privée ; à la prise en compte des défaillances de marché par l'action publique par l'intermédiaire de réglementation (normes, interdiction, etc.) et d'instruments économiques (taxes, subventions, permis négociables) (Assouline et Lemiale (1998)) ; à l'action collective en fonction des régimes de propriété (Ostrom (1990), Ostrom et al. (1994)).

Les modes de gestion des conflits varient selon les types d'acteurs impliqués, les causes des conflits, leur répartition, ou leur échelle spatiale. En se détachant d'une logique de résolution strictement économique, trois voies de résolution des conflits peuvent autrement être identifiées (Kirat et al. (2004)) :

- le modèle de dissuasion ("*deterrence model*") reposant sur la force et l'autorité, bien que peu souhaitable dans les cas de gestion de l'environnement ;
- le modèle de résolution alternative des différends ("*alternative dispute resolution model*") basé sur la discussion volontaire entre les parties, réduisant les problèmes à des problèmes de communication, mais ne tenant pas compte des disparités de pouvoir où les plus puissants peuvent exercer un contrôle social. Ce mode de résolution est préconisé dans plusieurs travaux sur la zone côtière (FAO (1998), Mc

Creary (2001)) ;

- l’analyse des besoins fondamentaux (“*basic needs model*”) au sens d’une satisfaction des besoins fondamentaux pour résoudre les conflits par rapport à l’expression de l’identité, de la reconnaissance, et de l’affirmation des acteurs.

Les procédures de résolution des conflits sont alors classées en négociation, jugements par les tribunaux, arbitrage, médiation entre particuliers et pouvoirs publics (“*ombudsman*”), médiation par une tierce partie, consensus (“*negotiation rule making*”), et séminaires de résolution des problèmes (“*problem-solving workshops*”).

Nous pouvons alors catégoriser l’ensemble de ces procédures sous les notions de négociation et de concertation entre les parties. De surcroît, la prise en compte de la proximité organisée offre également des possibilités de résolution des conflits d’usage (Caron et Torre (2002, 2006)). En partant d’un cadre alternatif inspiré de la théorie coasienne (Caron et Torre (2002)), les modalités de résolution se retrouvent dans les procédures de négociation, de concertation, de coopération, et de médiation. Ces solutions passent par les interactions à l’intérieur du réseau d’acteurs, par la mise en commun des énergies avec identification d’issues de nature coopérative à ces situations conflictuelles. Les conflits font partie des relations sociales et ne sont d’ailleurs pas exclusivement négatifs, avec l’émergence d’acteurs ou d’une meilleure organisation d’acteurs déjà en place.

Dans la construction de consensus qui caractérisent les partenariats, des conflits d’une autre nature peuvent intervenir, à savoir des conflits cognitifs (Lubell (2000)). Ceux-ci apparaissent dès lors que les acteurs porteurs d’intérêt ont des croyances conflictuelles à propos des paramètres à l’origine des problématiques environnementales et sur la performance institutionnelle. Les acteurs porteurs d’intérêt se comportent comme des “*avocats intuitifs*” voire des “*scientifiques intuitifs*” qui interprètent des situations incertaines en accord avec leurs propres intérêts. Les conflits cognitifs sont une source significative de coûts de transaction dans les processus de construction de consensus, une barrière qui devrait être directement adressée dans les structures partenariales de décision. Ceci renvoie à la rationalité limitée et aux attitudes des acteurs porteurs d’intérêt dans des systèmes de croyances politiquement orientées. Ces conflits jouent quant à l’évaluation de la sévérité des problèmes et sur les bénéfices et les coûts de l’action collective. Ils renvoient à la nature des processus informationnels évoqués précédemment. Dans le même esprit,

Hiedenpää (2005) propose des solutions aux conflits à partir de la restitution d'une situation conflictuelle suite à la mise en place du réseau de conservation NATURA 2000, et d'un cas consensuel avec la mise en place du programme de protection régionale des forêts en Finlande. Ces solutions passent par une diversité de groupes fonctionnels tels que des groupes identitaires, la mise en place de structures de créativité, des groupes de travail sur les thématiques qui posent problèmes, et des restitutions publiques. Dans une approche centrée à la fois sur l'économie institutionnelle et l'économie écologique, il s'interroge sur la santé des écosystèmes de même que sur la santé institutionnelle. Pour ce faire, il met en parallèle les propriétés de résistance, de résilience, et d'adaptabilité, ce qui peut correspondre en termes institutionnels aux degrés de liberté pour trouver des solutions alternatives. Pour Hiedenpää (2005), les conflits et les consensus ne sont intrinsèquement le reflet ni de bonnes ni de mauvaises conditions socio-politiques, ceci dépend en réalité de leurs conséquences et de la manière dont les individus sont affectés par les conflits ou les consensus. Les conflits impliquent des comportements aléatoires tandis que les consensus nécessitent une synchronisation. Les conflits constituent ainsi une turbulence dans les positions et les émotions sociales, avec respectivement les droits, les obligations, les privilèges, les non-droits, et les caractères positifs et négatifs qui leur sont associés (Hiedenpää (2005) reprenant Commons (1990)). Les institutions représentent alors l'action collective par la contrainte, la libération, et l'extension des actions individuelles.

Enfin, s'agissant des conflits d'usage spatiaux, Kirat et Melot (2006) considèrent que la théorie économique ne propose que des procédures de résolution en termes de marchandage coasien dans un vide institutionnel, ou par un décideur public se réduisant alors à un problème d'action collective. Pour les auteurs, le contexte juridique de règlements des conflits doit être intégré dans l'analyse économique du contentieux sur les usages des sols, avec une lecture institutionnaliste dépassant les limites de la théorie des droits de propriété coasienne et de l'économie du choix social avec fourniture de biens publics. L'économie institutionnelle du droit fondée sur l'institutionnalisme à la Commons (Commons (1990), Kirat (2001), Mercurio (2000)) permet de prendre en compte les activités et les comportements économiques orientés par la structure des règles qui les régissent, les systèmes économiques et juridiques comme un système d'interdépendances mutuelles, les dynamiques économiques et institutionnelles qui peuvent être considérées comme un pro-

cessus de reconstruction continue des droits, et donc fournir des ensembles d'opportunités et de choix.

1.4 Conclusion

Le littoral comme limite et lieu de rencontre des milieux terrestres et marins est donc singulier et sujet à de multiples usages et convoitises. En raison de l'absence d'unicité de définitions du littoral ou de la zone côtière, il convient d'adopter une posture disciplinaire tout en s'ouvrant sur des disciplines de recherche différentes, et d'identifier des problématiques littorales spécifiques pour mieux circonscrire cet espace. Les conflits d'usage sont de ce fait symptomatiques des pressions s'exerçant sur les écosystèmes côtiers par les activités humaines.

Plusieurs régularités caractérisent les situations où s'expriment des conflits d'usage, à savoir : un accroissement démographique important ; l'accès et l'appropriation des espaces et des ressources en tant qu'objets du conflit ; la difficulté de définition des droits et des régimes de propriété ; la mesure de la valeur qui est attribuée aux espaces et aux ressources, ainsi que celle qui est attribuée à la propriété et aux droits. À titre de synthèse, nous pouvons lister des aspects positifs et négatifs des conflits d'usage sur la zone côtière. En tant qu'aspects positifs, les conflits révèlent des valeurs que les individus attribuent aux zones côtières et à leurs composantes, et constituent des revendications pour l'usage de la zone côtière. Négativement, les conflits réduisent la communication entre acteurs et induisent des comportements non altruistes et des risques de dégradations des écosystèmes. Le devenir des conflits d'usage et les hypothèses que l'on peut faire sur leurs formes impliquent un indispensable exercice de prospective, d'une part sur les conflits, et d'autre part sur les mesures de gestion. Cet exercice a été réalisé pour les espaces ruraux et périurbains, avec des scénarios sur leur devenir (Perrier-Cornet (2002), MANON (2004*b*)), et des scénarios de gestion selon le degré futur de coopération et l'évolution du rapport aux techniques, aux risques, à l'expertise et au droit (MANON (2005, 2005)). Ceci plaide notamment pour des combinaisons pragmatiques de l'ensemble des mécanismes de résolution des conflits d'usage selon les situations conflictuelles rencontrées, avec les acteurs publics impliqués et l'échelle territoriale retenue.

Envisageons à présent dans le second chapitre ce que représente un processus de GIZC afin de répondre aux enjeux actuels associés à la zone côtière.

Chapitre 2

La Gestion Intégrée de la Zone Côtière : un processus de gestion dynamique

2.1 Introduction

Le littoral est l'objet de préoccupations récurrentes stigmatisées dans le contexte français par les rapports Piquard (1973), Bonnot (1995) et Marini (1998) (repris par Corlay (2001)). Les enjeux associés à la zone côtière découlent ainsi de sa fragilisation en raison de densités élevées de population, de l'urbanisation, ou du développement de diverses activités, créant une relative incertitude quant à son devenir. Les rythmes de développement sont accélérés et difficilement maîtrisés à travers la spéculation immobilière, conduisant à des lacunes d'équipements et à des pressions sur les activités traditionnelles (Cazes (1999)). Les conséquences de ce que l'on qualifie de "*littoralisation*" se retrouvent en termes de pollution et de saturation des espaces portant atteintes à l'environnement (Brigand (2003), Corlay (1995, 2001)). Cette saturation provoque des dépassements dommageables de capacités, en particulier de logements, d'approvisionnement en eau, ou de traitement des déchets et des eaux usées. De ce fait, des risques de plusieurs natures apparaissent sur le littoral : des risques physiques comme l'érosion du trait de côte ; des risques environnementaux tels que la pollution des eaux côtières, la surexploitation de ressources naturelles, et la surfréquentation de certains sites ; des risques socioéconomiques à savoir le déclin de certaines activités, des structures déséquilibrées de l'emploi, ou des conflits d'usage ; et, des risques culturels portant sur les paysages, voire sur l'offre des produits

touristiques (Cazes (1999)). Ces problématiques conduisent à un renouvellement des besoins de gestion, mais surtout à une rénovation des formes de gestion pour la zone côtière matérialisées aujourd'hui par le concept de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC). L'objet de ce chapitre est de circonscrire le concept de GIZC, et de proposer des éléments clefs d'analyse par les sciences économiques. En effet, un constat récurrent est celui de la difficile appropriation de ce concept, tandis que peu de travaux portent sur cet objet de recherche en sciences économiques. Aujourd'hui, une logique fondée sur la contractualisation animant une GIZC suppose de s'appuyer sur une définition concertée des objectifs communs que chacun doit s'approprier pour une gouvernance durable des littoraux. Dans une perspective de conduite de projets locaux pour une GIZC, ce système renvoie à la gouvernance locale voire territoriale en termes de territorialisation des politiques publiques. La suite du chapitre est organisée de la manière suivante. Dans la section 2.2, nous rappelons les besoins de gestion inhérents à la zone côtière, et nous proposons un cadre d'analyse systémique afin de prendre en compte l'ensemble des éléments en interaction pour la gestion, ceci en tant que préalable à la mise en place de processus de GIZC. Nous fournissons des principes de définition du concept de GIZC, nous nous attachons à faire le lien entre son caractère théorique et des impératifs en termes opérationnels, et nous discutons des tendances actuelles de contractualisation des politiques publiques pour la GIZC dans la section 2.3. L'articulation entre le système d'élaboration et le système de gestion des démarches de GIZC est décrite dans la section 2.4, de même que les déterminants économiques clefs jouant dans ces processus, afin de proposer un renouvellement de l'analyse des processus de GIZC. Enfin, ce chapitre est conclu par la section 2.5.

2.2 Identification des besoins de gestion du littoral et approche systémique

2.2.1 Identification des besoins de gestion du littoral

La prise de conscience de l'existence de limites, de seuils, d'optima, de situations de saturation conduit à s'interroger d'une part sur les besoins de gestion, et d'autre part sur la cohérence des mesures actuelles de gestion. En termes de politiques publiques d'amé-

nagement du littoral, l'objectif est celui d'une gestion équilibrée entre d'un côté, l'aménagement et la mise en valeur, et d'un autre côté, la protection suivant la montée des prises de positions centrées sur l'écologie à partir des années 1980 (Corbin (2001)).

L'esprit qui anime ces initiatives de gestion peut être résumé par les volontés (Cazes (1999)) :

- “*d'équiper et aménager*”, comme rajouter ou améliorer des réseaux et des services de base (transports, énergie, eau, épuration et assainissement, hébergement, distraction, etc.) en leur conférant une capacité satisfaisante ;
- de “*desserrer et diversifier*” les activités et les espaces avec une extension sur la zone rétrolittorale (aménagement dit en “*profondeur*”), mais aussi vers d'autres zones côtières adjacentes ;
- de “*prélever pour sauvegarder*”, voire de “*sanctuariser*” des portions d'un intérêt exceptionnel, comme des réserves plus ou moins intégrales ou des parcs naturels ;
- de “*limiter strictement le développement sur le littoral*”, soit en interdisant l'urbanisation du rivage, soit en définissant des seuils de capacité.

Ces éléments que nous pouvons assimiler à des recommandations nécessitent de s'appuyer sur des outils ou des instruments de gestion. Il convient d'abord de rendre compte de l'organisation effective de la réglementation, et implicitement de la modification du rôle du principal intervenant public, à savoir l'État. À la suite de Féral et al. (1996), notons que nous sommes actuellement en France dans une logique de régulation en opposition à un interventionnisme volontaire et autoritaire. En d'autres termes, nous sommes passés d'un État aménageur à un État fortement régulateur. La domanialité et sa transformation depuis le XVIème siècle (Houdart (2004)) conduisent aujourd'hui à une situation de propriété administrative¹ où la mise en valeur du littoral provoque un morcellement et une appropriation privative du Domaine Public Maritime (DPM), alors que celui-ci est régi par le principe d'inaliénabilité. À partir des années 1980, “*les pouvoirs publics paraissent [...] n'avoir d'autre politique du littoral que celle de laisser jouer entre elles les forces intéressées par l'aménagement, pour n'opérer que quelques ajustements conjoncturels limités*” (Féral et al. (1996)). Ceci fait notamment suite à la mise en place de la loi Littoral en 1986. En effet, celle-ci fixe un cadre et l'État agit la plupart du temps *a posteriori* en

¹Dans le Domaine Public, nous retrouvons les biens qui appartiennent aux collectivités publiques qui peuvent être aménagés et ainsi affectés à l'usage du public ou à un service public.

fonction des décisions effectivement arrêtées par les acteurs à l'échelle locale. Par ailleurs, plusieurs types de droits coexistent à l'échelle littorale, en raison de la concomitance des milieux terrestres et marins, ce qui renforce la complexité de l'action publique. Ainsi voit-on la coexistence d'instruments ou de contrats de gestion tels que les Pays, les Schémas de Mise en Valeur de la Mer (SMVM), les Chartes, etc. auxquels nous devons rajouter l'ensemble des mesures sectorielles. En résumé, la multiplication des outils de réglementation à diverses échelles crée un véritable "*mille-feuille réglementaire*" que l'on qualifie dans une plus large mesure de mille-feuille administratif (Cormier-Salem (2003)). D'après Bodiguel (1997), l'expérience peu concluante de mise en place des SMVM ou les difficultés de transpositions des mesures de conservation du réseau NATURA 2000, ainsi que la recherche d'une cohérence globale des politiques de gestion et d'aménagement du littoral, témoignent de l'ampleur des enjeux actuels en matière de gestion du littoral.

Les besoins de gestion et de cohérence peuvent donc être envisagés selon :

- les progrès à réaliser quant à l'identification des problématiques majeures et des enjeux à venir de la zone côtière donnée ;
- la définition d'espaces et d'unités cohérentes de gestion (COI-UNESCO (1997)), que l'on doit rattacher aux échelles d'interventions ;
- la nécessité d'identifier un nombre réduit d'instruments de gestion significatifs ;
- l'intégration des problématiques et la création de dispositifs de concertation pérennes favorables à la participation des acteurs ;
- la construction de visions partagées ou communes stimulées par les pouvoirs publics, ce qui correspond à la nécessité d'identifier les populations concernées par les enjeux (Claeys-Mekkdade (2001)) ;
- la nécessaire intégration des politiques du littoral auquel nous devons ajouter les problèmes de légitimité des acteurs quant à la définition de ces politiques (Mesnard (1997)).

D'un point de vue formel, il est possible de distinguer les niveaux de gestion des ressources côtières afin de comprendre les décalages qui peuvent exister entre les niveaux de gestion et les motivations qui fondent les actions des acteurs (Catanzano et Thébaud (1995)).

D'après Mermet (1992) (repris par Catanzano et Thébaud (1995)), nous pouvons distinguer :

- la “*gestion effective*” qui renvoie aux modes de régulation des usages qui se développent et aux formes institutionnelles sur lesquelles ils s’appuient ;
- et, la “*gestion intentionnelle*” qui renvoie à la volonté de l’un des acteurs, de par son comportement et sa logique d’action, d’influer sur ces modes de régulation en fonction de ses objectifs propres.

Les conflits d’usage correspondent par exemple à une remise en cause de principes établis et à l’apparition d’externalités que la “*gestion effective*” n’arrive pas à prendre en compte. Les besoins de gestion du littoral ainsi que la recherche d’une cohérence des outils actuels correspondent à des ajustements pour que la “*gestion effective*” internalise les externalités provenant d’intentions et d’actions divergentes.

Tournons nous désormais vers les apports potentiels d’une représentation systémique en préalable à une GIZC.

2.2.2 Un cadre d’analyse systémique

Raisonné dans une perspective systémique permet de prendre en compte les enjeux littoraux étant donné la “*littoralisation*” des activités (Brigand (2003), Corlay (1995, 2001)). De plus, une analyse systémique offre une représentation dépassant les clivages entre disciplines scientifiques (Bellan et al. (2002)).

Le littoral peut être appréhendé comme un système aux éléments multiples dont les deux composantes principales ou sous-systèmes sont l’écosystème et le socio-système (Corlay (1995), Deboudt et al. (2002)), “*l’environnement naturel*” et les “*activités humaines*” (COI-UNESCO (1997)), ou la “*Nature*” et la “*Société*” (Rey et al. (1997)). Le système littoral est un éco-socio-système où la dynamique d’ensemble résulte d’interactions complexes entre les dynamiques naturelles et les dynamiques sociales, entre les composantes physiques, biologiques et anthropiques. Le socio-système qui le compose est constitué d’interdépendances parmi les institutions, les normes et les règles, les usages pratiques, la représentation de la nature ainsi que sa symbolique, et les valeurs et les idéologies des individus (Picon (2002)). Le système littoral est caractérisé par des interrelations qui décrivent son fonctionnement et qui le délimitent. Ainsi, “*le système côtier ou littoral qui doit être géré comprend un réseau de relations complexes et dynamiques concernant les activités humaines, les demandes sociétales, les ressources naturelles, et les intrants natu-*

rels et humains”² (Ehler (1998) repris par Cazes (1999)). À ce sujet, nous suivons la voie ouverte par Catanzano et Thébaud (1995) s’agissant des problématiques liées aux échelles de représentation et de gestion de l’espace littoral, que “*les délimitations spatiales résultent de l’identification des relations composant le système et de leurs durées*” ; “*l’objectif étant de comprendre quels moyens peuvent permettre d’assurer la régulation des usages des ressources littorales (espace, ressources vivantes et minérales, eau, paysage, etc.)*”.

Les conditions d’occupation et de valorisation des ressources littorales sont à rechercher avec pour objectifs : d’une part, de proposer un cadre global de représentation du système littoral pour la compréhension des formes concurrentielles et conflictuelles ; et, d’autre part, de s’interroger sur la définition d’échelles de gestion et sur la mise au point d’outils d’aide à la décision (Catanzano et Thébaud (1995)). Les secteurs d’activités présents sur le littoral s’insèrent dans des logiques où les différentes filières intègrent dans leurs dynamiques les stratégies individuelles et collectives aux échelles locales, régionales, nationales voire internationales, et conditionnent l’évolution du paysage littoral en redessinant cet espace. Catanzano et Thébaud (1995) soulignent que l’économie littorale apparaît comme une juxtaposition de logiques distinctes, comme une somme de compartiments relativement fermés et spécialisés, subissant chacun plusieurs niveaux d’influence, et créant en conséquence une juxtaposition d’activités, de concurrences et de conflits.

Soulignons que l’approche système facilite la collecte des données décrivant le fonctionnement du littoral et permet de se positionner en termes de gestion écosystémique vis-à-vis de secteurs d’activités (Rey et al. (1997), Rudd (2004)). La Figure 2.1 propose une représentation schématique du système littoral et des pressions qui y prennent place, en fonction de ses usages et des emprises spatiales. Le système littoral peut être découpé en : arrière-pays et plaine littorale ; arrière-zone littorale ; avant-zone littorale ; interface Terre-Mer ; espace marin.

Identifier les enjeux et les besoins de gestion, et se représenter le littoral par le biais d’une approche systémique, sont des conditions préalables à la mise en place d’une GIZC. Envisageons à présent ce qu’est effectivement une GIZC, *i.e.*, une gestion globale, négociée, contractuelle, où les acteurs et les usagers considèrent le littoral comme une ressource

²“*The coastal system to be managed is comprised of a complex, dynamic web of interrelationships among human activities, societal demands, natural resources, and external natural and human inputs.*”

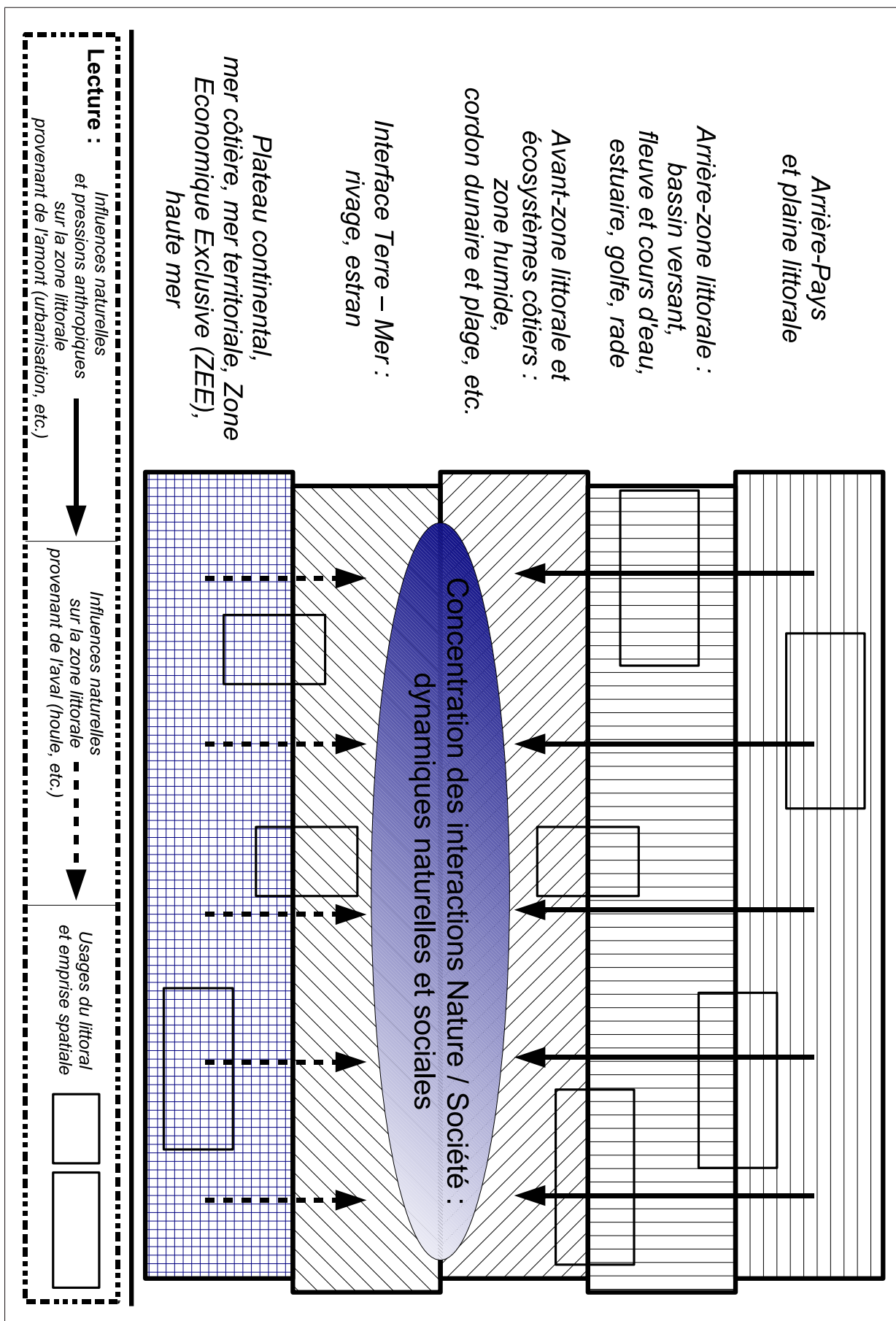


FIG. 2.1 – Représentation du système littoral

multiforme à partager entre tous et sur le long terme (Corlay (2001)).

2.3 La Gestion Intégrée de la Zone Côtière : une démarche partenariale pour un développement durable du littoral

2.3.1 La Gestion Intégrée de la Zone Côtière : perspective historique, fondements théoriques et principes de définition

2.3.1.1 Gestion Intégrée de la Zone Côtière et perspective historique

Le concept de Gestion Intégrée (GI) fut utilisé pour la première fois au sujet de la gestion des ressources naturelles en termes de “*conception intégrée et coordonnée*” reconnue par les Nations Unies (NU) lors de la Conférence des Nations Unies sur l’Environnement (CNUE) (ou premier Sommet de la Terre) en 1972 à Stockholm. Portant sur un espace comme la zone côtière, son apparition date de la fin des années 1970.

Les premières expériences que nous pouvons considérer comme s’inscrivant dans une optique de GIZC furent observées aux États-Unis avec la politique de la *National Oceanic & Atmospheric Administration* (NOAA), dont l’avènement fut le vote par le Congrès américain et la mise en place du “*Coastal Zone Management Act*” en 1972. L’acception “*d’intégré*” que l’on donne à ce concept n’était alors pas employée puisque l’on parlait de Gestion de la Zone Côtière (*Coastal Zone Management (CZM)*) et non pas de GIZC (*Integrated Coastal Zone Management (ICZM)*). Néanmoins, la nature des actions tendait déjà à être assimilée à une GIZC. Le cas de l’État de Floride est à ce titre significatif avec des actions et des mesures législatives imbriquées et successivement mises en place à partir des années 1970 et 1980, dont : le “*Florida environmental land and water management act*” (1972), puis le “*Pollution discharge prevention and control act*”, les mesures “*Regulation of oil and gas resources & planning and development resources*”, “*Saltwater Fisheries*”, “*State parks and reserves*”, et “*Wildlife*”, et le “*State emergency management act*” ; le “*Florida coastal management act*” (1978), puis le “*Beach and shore preservation act*” ; le “*Coastal zone protection act*” (1985), complété par le “*Florida air and water pol-*

lution control act”, et le “*Florida communities trust act*”. Parallèlement, la GIZC fit son apparition en Europe en 1977 lors du deuxième programme d’actions des Communautés Européennes en matière d’environnement qui précise les “*principes pour l’aménagement intégré des zones côtières*”, et avec le rapport relatif à “*l’Aménagement intégré du littoral dans la communauté européenne*” en 1978 (Lozachmeur (2005)).

L’institutionnalisation du concept de GIZC, au sens de sa diffusion et surtout de sa reconnaissance internationale, intervint effectivement à partir de la Conférence des Nations Unies sur l’Environnement et le Développement (CNUED) (ou deuxième Sommet de la Terre) de Rio de Janeiro en Juin 1992, avec son inclusion dans le Chapitre 17 de l’Agenda 21 et l’article 4-e de la Convention sur les changements climatiques. En conséquence, les Parties gageaient à “*concevoir et à mettre au point des plans appropriés et intégrés pour la gestion des zones côtières*”. D’après Lozachmeur (2005), les phases de cette institutionnalisation à la suite de la CNUED furent successivement : les Conférences des Parties à la Convention sur la diversité biologique (décision II-10) (1995, 1998, 2004) ; les Conférences des Parties à la Convention de Ramsar par rapport aux zones humides (1996, 2002) ; la Convention de Barcelone (1995, entrée en vigueur le 9 Juillet 2004) complétée par l’élaboration d’un Protocole régional de Gestion Intégrée du Littoral (GIL) devant être signé par les États méditerranéens (2003). L’Union Européenne (UE) assimile définitivement ce concept à partir du milieu des années 1990 avec notamment le Programme de Démonstration pour l’Aménagement Intégré des Zones Côtières (AIZC) (1995 ; 1995-1999/1997-2002 ; Belfiore (2000)), une stratégie européenne de GIZC (2000), et des recommandations aux États membres de l’UE pour l’adoption de stratégies nationales (Parlement européen et Conseil de l’Europe (2002)).

2.3.1.2 Gestion Intégrée de la Zone Côtière et principes de définition

La GIZC donne lieu à de multiples définitions (Rolland (2005)). Celles-ci caractérisent : d’une part, sa consécration en tant que mode d’aménagement et de gestion pour un développement durable des zones côtières, et en tant que moyen d’interpellation et de mobilisation des acteurs porteurs d’intérêt et des citoyens ; et, d’autre part, sa difficile appropriation par tout un chacun. Plusieurs acronymes sont ainsi formulés pour capturer ce concept, à savoir : la Gestion Intégrée de la Zone Côtière/des Zones Côtières

(GIZC) ; la Gestion Intégrée du Littoral (GIL) ; la Gestion Intégrée du Littoral et des bassins Fluviaux (GILIF) ; l'Aménagement Intégré des Zones Côtières (AIZC). Ces acronymes correspondent à la traduction de l'anglais *Integrated Coastal Management (ICM)*, *Integrated Coastal Area Management (ICAM)* et *Integrated Coastal Zone Management (ICZM)*.

La GIZC peut tout d'abord être envisagée comme une réaction à d'autres modes de gestion préexistants ; la gestion patrimoniale pourrait de ce fait être assimilée à une des formes de gestion antérieure qui forme le socle de départ de la GIZC (Mermet et al. (2005)). La GIZC correspond à l'utilisation durable de multiples biens et services générés par la zone côtière, selon les processus, les fonctions et les relations complexes et dynamiques entre les activités et les ressources côtières (Turner (2000)). D'un point de vue théorique et dans une optique de cadrage, nous pouvons retenir les définitions suivantes, données par :

- la Conférence Mondiale du Littoral (CML) (1993) reprise par Point (2002) : la GIZC est un “*processus continu et évolutif pour atteindre un développement soutenable impliquant une évaluation complète de la fixation des objectifs, du système de planification et de gestion en prenant en compte les dimensions traditionnelles, culturelles et historiques ainsi que les intérêts et usages conflictuels*” ;
- Cicin-Sain et Knecht (1998) reprise par la Commission Océanographique Intergouvernementale (COI) - UNESCO (2001) : la GIZC est un “*processus dynamique qui réunit gouvernements et société, sciences et décideurs, intérêts publics et privés en vue de la protection et du développement des systèmes et ressources côtières. Ce processus vise à optimiser les choix à long terme privilégiant les ressources et leurs usages raisonnés et raisonnables*” ;
- Prieur (1999) reprise par Lozachmeur (2005) : “*On entend par GI, l'aménagement et l'utilisation durable des zones côtières prenant en considération le développement économique et social lié à la présence de la mer tout en sauvegardant pour les générations présentes et futures les équilibres biologiques et écologiques fragiles de la zone côtière et les paysages [...]. La mise en place d'une GIZC exige la création d'instruments institutionnels et normatifs assurant une participation des acteurs et la coordination des objectifs, des politiques et des actions, à la fois sur le plan territorial et décisionnel et impose de traiter les problèmes non pas au coup par coup*”

mais de façon globale et en tenant compte de l'interaction entre tous les éléments qui composent l'environnement."

La définition de la CML (1993) suit l'esprit de la CNUED (1992) en se référant notamment explicitement au développement soutenable³ ou durable. La définition de Cicin-Sain et Knecht (1998) s'inscrit dans le même ordre d'idées où un processus de GIZC est itératif et fédère l'ensemble des acteurs porteurs d'intérêt (acteurs privés comme les citoyens, les personnes morales, et les acteurs publics comme l'État, les gouvernements locaux, les scientifiques, etc.) pour la recherche de l'intérêt général ou du bien commun. Cette recherche passe par la définition d'équilibres et d'arbitrages dans une perspective de durabilité. La définition de Prieur (1999) introduit une dimension supplémentaire en étant centrée sur la manière dont la GIZC doit être mise en place avec la référence à la "*création d'instruments institutionnels et normatifs*". Les deux premières définitions se rapportent ainsi à un processus de GIZC sous la forme d'un plan de gestion global en plusieurs phases et/ou étapes en réponse à une situation de "*crise*", et donnant lieu à une institutionnalisation finale de ce plan. *A contrario*, la dernière définition souligne l'importance des instruments de gestion pour la réalisation d'un processus de GIZC, suggérant que l'institutionnalisation des instruments constitue le point de départ de l'analyse. Nous revenons en détail sur cette distinction dans la suite de ce chapitre en section 2.4.

Si nous nous arrêtons à présent sur la notion d'intégration, nous pouvons préciser que le caractère multidimensionnel de l'intégration porte sur (FAO (1996, 1998), Clark (1997), DATAR (2004), Lozachmeur (2005)) :

- l'intégration "*spatiale*" pour la définition d'unités cohérentes de gestion ;
- l'intégration "*temporelle*" ou "*dans le temps*", avec la recherche de cohérence des objectifs de court terme, de moyen terme et de long terme par rapport au développement durable ;
- l'intégration "*systémique*" soit l'éco-socio-système ;
- l'intégration "*fonctionnelle*" en termes d'objectifs et d'outils ;
- l'intégration "*environnementale*" dans tous les projets de gestion ;
- l'intégration "*sectorielle*" avec l'encadrement des approches sectorielles classiques

³Traduction littérale de l'anglais "*sustainable*" évoqué dans le rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) dit rapport "Brundtland" (WCED (1987)).

par une approche globale et systémique ;

- l’intégration “*administrative*” ou “*politique*”, “*verticale*” avec les outils d’aménagement du territoire par rapport à des objectifs internationaux (conventions, accords), communautaires (recommandations, stratégies), nationaux (grandes orientations, politiques sectorielles), régionaux (plans stratégiques), et locaux (équilibres des écosystèmes et équilibres socio-économiques ; projets de territoires) ; et, “*horizontale*” soit interministérielle, interrégionale et intercommunale.

Pour Cazes (1999), la notion d’intégration est particulièrement commode en raison de son acception plurielle. Par ailleurs, la gestion ou politique intégrée renvoie à un besoin de gestion cohérente, avec quatre axes qui doivent être traités, à savoir un territoire, un contexte écologique, un contexte économique, et un contexte socio-politique. Il faut de ce fait tendre vers une gestion cohérente d’espaces définis en fonction des problèmes à traiter (Bodiguel (1997)).

La GIZC implique une définition évolutive des objectifs avec une réévaluation constante des actions pour maîtriser la complexité. Cette approche est ainsi fondée sur une connaissance approfondie des processus naturels et des usages, et donc : de l’état initial du système ; des objectifs ; des plans de gestion présents ; de la capacité d’expertise (interne, régionale, nationale) ; des concertations possibles par rapport à des référentiels géographiques et thématiques communs ; des décisions de gestion et de l’évolution des problématiques ; et, du cadre d’évaluation participative (DATAR (2004)).

Nous pouvons parler de processus, de démarche, d’initiative, d’opérateur GIZC. Les phases et les étapes conventionnelles d’un processus de GIZC peuvent être restituées en trois temps (COI-UNESCO (1997, 2001)) :

1. *Phase 1 : l’identification préliminaire* en fonction de la faisabilité d’une telle approche, du pilotage de la démarche, des enjeux *a priori*, etc. ;
2. *Phase 2 : la préparation*, la réalisation d’un bilan socio-environnemental, la création de *scenarii*, l’élaboration du schéma de gestion, et l’insertion dans le contexte institutionnel, la constitution de relais au niveau local, et la légitimation de démarches de médiation ;
3. *Phase 3 : la mise en oeuvre*, avec l’institutionnalisation, l’application du schéma de gestion, la réalisation d’évaluations et d’ajustements, et la constitution de facteurs

clefs soit le dépassement d'une approche technique et administrative, le renforcement de l'implication des acteurs économiques et des usagers dans les choix, et l'assurance que la question de l'efficacité des mécanismes financiers est soulevée et assimilée.

La Figure 2.2 illustre cette décomposition au cours du temps sous la forme d'un processus circulaire.

Néanmoins, au regard de ces différentes phases, quelles pratiques doivent être adoptées pour une GIZC ? C'est sur ce point que les acteurs de la GIZC rencontrent des obstacles. En effet, alors que la prise en compte de tous les éléments est un fait établi, il n'est pas précisé comment parvenir à les gérer en fonction du but poursuivi (Bodiguel (1997)). Les principes de la GIZC sont de ce fait plus faciles à recenser que les applications concrètes. Enfin, nous pouvons nous interroger sur les échelles de déclinaison d'une GIZC. La GIZC ne doit pas être fractale au même titre que le développement durable (Godard (1996), Godard et Hubert (2002)), et doit trouver son acception et s'articuler selon les échelles spatiales considérées, en allant du global au local et vice-versa. Par ailleurs, l'évaluation de la durabilité en elle-même d'un tel processus est une question de recherche à part entière (Christie (2005), Christie et al. (2005)).

Après ces considérations théoriques, étudions à présent comment ce processus se décline d'un point de vue opérationnel.

2.3.2 Gestion Intégrée de la Zone Côtière et caractéristiques opérationnelles

2.3.2.1 Gestion Intégrée de la Zone Côtière et effectivité

À l'issue de divers programmes expérimentaux et groupes d'experts, des cadres et des guides méthodologiques ont été établis pour formaliser des principes d'orientation de la GIZC à différentes échelles, tant internationales (OCDE (1993*a*), COI-UNESCO (1997, 2001), PNUE (1999) UE (1999, 2002), UICN (2004)), que nationales (DATAR (2004)) ou régionales (CESR de Bretagne (2004)). L'essentiel des recommandations s'applique à l'élaboration des politiques publiques qui portent une GIZC en soulignant les difficultés inhérentes aux besoins d'intégration. D'un point de vue opérationnel, le rapport de la CEL (2002) met notamment en avant la nécessité d'aborder l'ensemble du processus de

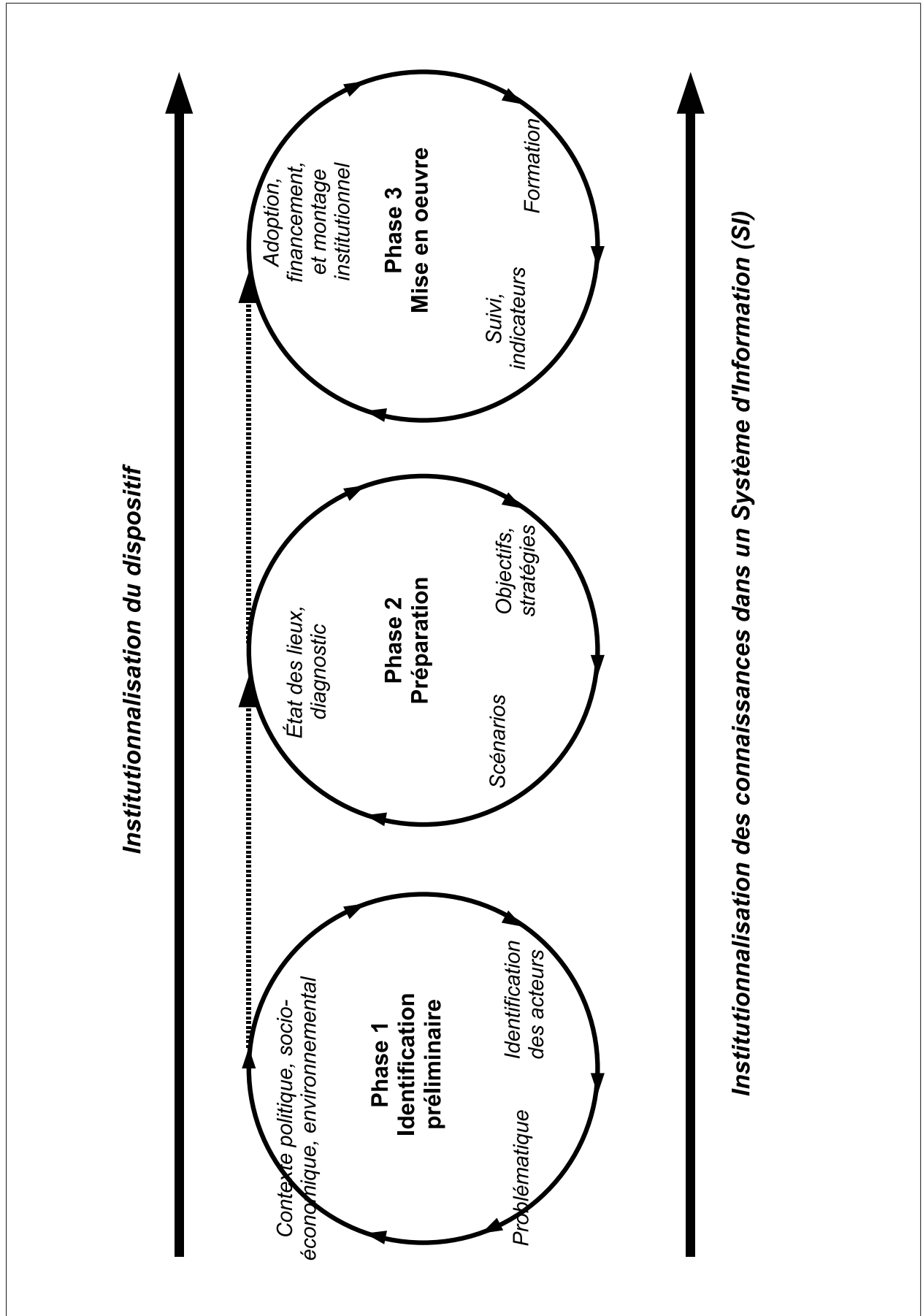


FIG. 2.2 – Représentation classique d’une démarche de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC) (adapté de COI-UNESCO (2001))

décision en respectant les principes de “*démocratie participative incluant tous les acteurs d’un bout à l’autre du processus*”. La DATAR (2004) propose quant à elle “*d’articuler une approche classique de planification spatiale avec une approche de gestion centrée sur la régulation des usages dans une logique de proximité et en s’appuyant sur une définition concertée de charte de territoire*”.

Des constats récents ont montré que les approches de gestion sont restées trop sectorielles en France, de même que contraintes par les découpages administratifs, et n’ont pas permis le rapprochement des visions terrestre et maritime (CEL (2002), Le Guen et Deprez (2004), DATAR (2004)). Ainsi, la superposition d’outils de gestion et de planification avait jusqu’à maintenant correspondu à deux logiques, à savoir : une logique d’outils directement pilotés par l’État, avec les Directives Territoriales d’Aménagement (DTA) et les SMVM opposables aux prescriptions locales d’urbanisme en précisant l’application de la loi Littoral ; une logique d’outils coordonnés par les collectivités territoriales (DATAR (2004)). Les dispositifs de gestion sont mis en oeuvre de façon variable selon les façades maritimes avec une corrélation entre les dispositifs et les enjeux. De surcroît, les financements sont rarement rassemblés dans une “*politique du littoral*” symbolisant l’unicité (Marini (1998))⁴. L’absence de visions de long terme ainsi que l’éparpillement des responsabilités posent le problème du pilotage d’une politique du littoral. Pour une politique nationale de GIZC, l’État doit à présent élaborer des projets pour le littoral. Il doit donc coordonner cette politique nationale, contrôler l’application des objectifs et agir en tant que garant et régulateur. En outre, il doit prendre en compte la diversité des littoraux français par des projets de territoires négociés par tous les acteurs. Des rapports récents restituent cette évolution et cette sensibilité nouvelle pour une meilleure intégration des décisions et des actions (CEL (2002), Le Guen et Deprez (2004), DATAR (2004), Gélard et Alduy (2004),

⁴Un contre-exemple dans la perspective d’une GIZC est celui de la Stratégie de Développement Durable (SDD) de la Région Languedoc-Roussillon (LR) avec un programme d’action de 306,5 millions d’Euros sur la période 2003-2006. Pour le mettre en oeuvre, le CIADT du 13 Décembre 2002 a décidé de la mise en place d’un Fonds de Gestion Intégrée du Littoral (FGIL) doté de 25,1 millions d’Euros auquel viennent s’ajouter les crédits du contrat de plan État-Région et du Document Unique de Programmation (DOCUP). Ces crédits servent à l’aménagement foncier du littoral, aux études d’aménagement paysager et urbain ? et au lancement de six Opérations de Réhabilitation de l’Immobilier de Loisirs et de l’Habitat (ORILAH) (MIAL-LR (2002), DIACT et SGMer (2006)).

CESR de Bretagne (2004)).

Suite à la prise de conscience des implications d'une GIZC et à l'impulsion donnée par l'UE avec les recommandations aux États membres pour l'adoption de stratégies nationales de GIZC (Parlement européen et Conseil de l'Europe (2002), DIACT et SGMer (2006)), la volonté d'inscrire les politiques publiques du littoral dans cette perspective s'est matérialisée par plusieurs évolutions législatives et réglementaires (Lozachmeur (2005)). Le Comité Interministériel de l'Aménagement et du Développement du Territoire (CIADT) du 9 Juillet 2001 a ainsi été le premier lieu de référence d'une GIZC au niveau national (DIACT et SGMer (2006)), et a promu les logiques de projets et de partenariats qui dépassent les politiques fondées sur les réglementations. De surcroît, un alinéa relatif à la GIZC a été ajouté à l'article L322-1 du Code de l'Environnement. En Février 2004, l'État a finalement adopté un "*nouveau cadre pour le politique du littoral, fondé sur une approche de GIZC qui vise à compléter l'approche incitative et réglementaire pilotée par l'État par une approche partenariale et contractuelle associant largement les acteurs concernés et privilégiant les projets locaux intégrés*" (DATAR (2004), Lozachmeur (2005)); la logique est celle "*d'un territoire, un projet, un contrat*". La stratégie française de GIZC définie en conséquence est une stratégie à trois niveaux, national, régional et local, en développant à chaque niveau une vision cohérente pour la coordination des acteurs et de leurs actions; il n'y a pas de modifications du rôle institutionnel des acteurs, le processus engagé est celui de la territorialisation (DIACT et SGMer (2006)).

Pour la politique nationale française en faveur de la GIZC, le CIADT du 14 Septembre 2004, en lien avec les Comités Interministériels de la Mer (CIMer) du 29 Avril 2003 et du 16 Février 2004, a : d'une part, précisé aux niveaux régional et local que des projets locaux de GIZC doivent être mis en oeuvre "*au sein de structures locales de gestion et de régulation des usages*" (SGMer (2004)) représentant majoritairement les collectivités territoriales et les groupements de communes (Lozachmeur (2005)); et, d'autre part, lancé l'appel à projets pour un développement équilibré des territoires littoraux par une GIZC (DATAR (2004), DIACT et SGMer (2006)). Cet appel à projets est effectif avec 25 projets en cours sur les différentes façades maritimes françaises qui donnent lieu à des expérimentations et à des transferts de bonnes pratiques. Par ailleurs, la loi du 23 Janvier 2005 sur le Développement des Territoires Ruraux (DTR) (loi 2005-157) a créé le Conseil National

du Littoral (CNL); celui-ci est installé depuis le 13 Juillet 2006 avec 72 membres pour une durée de 5 ans, et son cadre d'actions correspond explicitement à celui de la GIZC. Concrètement, la GIZC requiert une vision nationale, une cohérence régionale, ainsi que des projets de territoires locaux. Le principe de subsidiarité entre l'échelon national et les différents échelons territoriaux doit s'appliquer. L'échelle pertinente pour la gestion du littoral est définie en priorité par l'écosystème côtier en jeu en devant être inférieure à une dizaine de kilomètres (DIACT et SGMer (2006)), et doit rejoindre l'espace des problèmes (Bodiguel (1997)). La planification des zones côtières est cohérente au niveau régional tandis que la gestion a sa pertinence au niveau local (DATAR (2004)). Cette cohérence doit être double, et elle doit ainsi se retrouver en termes géographiques et thématiques par des projets intégrés autour de zones spécifiques (golfs, baies, estuaires), ou autour de particularités économiques ou culturelles. La structure porteuse de la démarche ou d'animation peut alors prendre une forme associative, être organisée en syndicat mixte, ou encore être structurée en Groupement d'Intérêt Public (GIP) d'aménagement du territoire. Son statut est généralement celui d'un Établissement Public de Coopération Intercommunale (EPCI).

Les outils ou les instruments pour la GIZC doivent correspondre à une adaptation des outils de planification (DIACT et SGMer (2006)). Une approche intégrée doit se transcrire dans les outils de planification, de réglementation et d'animation en rapprochant les dimensions terrestres et maritimes. Les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoTs) semblent ainsi être des instruments privilégiés pour une GIZC. Apparus avec la loi Solidarité et Renouvellement Urbains (SRU)(2000), les SCoTs visent à anticiper et à gérer de la manière la plus complète possible le développement urbain en ayant une approche transversale. Ces schémas sont mis en place afin de maîtriser le développement spatial autour des agglomérations et donc d'anticiper les changements à venir. Ils déterminent les orientations qui s'imposent dans les règles d'occupation du sol et fixent les objectifs des politiques publiques d'urbanisme. Leur périmètre doit définir des équilibres entre les mutations actuelles et les changements à venir. L'adéquation des Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) des communes avec les périmètres des SCoTs fournit une cohérence globale entre les orientations prises par les communes et l'intercommunalité à laquelle ils appartiennent. La loi du 23 Janvier 2005 sur le DTR (loi 2005-157) permet aux collectivités

d'étendre à la bande côtière marine le champ de ces schémas tout en considérant que la planification spatiale n'est pas une finalité unique. Les SCoTs peuvent être pour les collectivités territoriales et leurs groupements le moyen de s'approprier les problématiques littorales et de décliner dans l'urbanisme les orientations définies par les projets de GIZC ; le zonage d'une partie de la mer est indispensable pour la réservation d'espace dédiés à des usages (DIACT et SGMer (2006)). Au sujet des SMVM, suite au "*projet de loi adopté après modification par l'Assemblée Nationale en seconde lecture relatif au développement des territoires ruraux*" proposé par Gélard et Alduy (2004) (projet de loi n°340, 14 Octobre 2004) et ainsi à la loi du 23 Janvier 2005 sur le DTR (loi 2005-157), les SMVM sont soit élaborés par l'État, soit élaborés par l'EPCI concerné en fonction d'un SCoT. Ainsi, dans le cas où le territoire couvert par le SCoT est concerné par un SMVM préexistant, celui-ci est remplacé par le chapitre du SCoT valant SMVM. D'après Lozachmeur (2005), les SMVM de nouvelle génération semblent répondre aux volontés traduites par les pouvoirs publics en termes de GIZC. Par ailleurs, il ajoute que les Pays et leur déclinaison en Pays maritimes et côtiers ne semblent pas encore suffisamment ancrés dans le paysage institutionnel français⁵ pour jouer un rôle majeur pour l'élaboration et la mise en oeuvre de la GIZC (Lozachmeur (2005)). D'autres instruments comme les instruments de gestion foncière, *e.g.*, l'action du Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres (CELRL)/Conservatoire du Littoral et les agences foncières, doivent s'articuler avec les instruments de planification spatiale. De surcroît, le développement des réseaux d'acteurs comme les réseaux géographiques ou territoriaux, les réseaux transthématiques, ou les réseaux transnationaux sont à rechercher (DIACT et SGMer (2006)). La spécificité du littoral doit être mise en avant par l'application de règles et des mesures particulières. Soulignons que la législation et les politiques communautaires ont des incidences opérationnelles sur la GIZC. Les principales directives européennes récentes s'appliquant sur le littoral et influençant les actions en termes de GIZC sont : la Directive Cadre Européenne 2000/60/CE sur l'Eau du 23 Octobre 2000 ; la Directive sur l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement ; la Directive Européenne 2002/59/CE du 27 Juin 2002 concernant le système communautaire de suivi du trafic des navires et d'information ; la Directive 2003/35 sur la participation du public lors de l'élaboration

⁵À l'exception notable de la Région Bretagne.

de certains plans et programmes relatifs à l'environnement qui met en oeuvre les obligations introduites par la Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement (Convention d'Aarhus ; CEE-NU (1998)) ; la Directive 85/337 sur l'avis de l'autorité environnementale par rapport à l'étude d'impact ; et, la Directive 2006/7/CE du 15 Février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade. La politique agro-environnementale et l'ensemble des instruments mis en place pour une gestion durable des ressources halieutiques au niveau européen ont également des répercussions notables. La quasi-totalité des actions internationales et européennes reposent néanmoins sur des instruments juridiques non-contraignants ("*soft law*"), ce qui crée des difficultés pour les États afin de mettre en oeuvre les politiques et les programmes relevant de la GIZC (Lozachmeur (2005)).

Par ailleurs, plusieurs expériences de démarches de GIZC fournissent des enseignements intéressants. Le "*design*" institutionnel relatif à l'aménagement des zones côtières en Australie et en Nouvelle-Zélande montre ainsi que (Haward (1995)) : les systèmes institutionnels, légaux, et politiques sont des déterminants clés sur les résultats obtenus en matière d'aménagement des zones côtières ; l'intégration doit être effective aux niveaux intra et inter gouvernementaux ; et, la définition d'arrangements institutionnels appropriés doit correspondre à une synthèse des approches de gestion descendante et ascendante, respectivement "*top-down*" et "*bottom-up*". Au Danemark, la planification de la zone côtière n'est pas seulement réalisée par des impératifs réglementaires. En effet, cette planification est dans une large mesure accomplie par des négociations horizontales entre les différents secteurs recommandées par la loi, et des négociations verticales entre les autorités nationales, régionales et municipales prescrites par la loi. En Argentine, l'absence d'un instrument spécifique pour la gestion du littoral est problématique. Une des solutions est alors la promotion d'une coordination inter-institutionnelle et la participation du public dans le processus de décision (Barragán Muñoz et al. (2003)). Mac Leave et al. (2003) proposent quant à eux des enseignements tirés d'une démarche décentralisée de GIZC avec un comparatif entre des approches menées au Canada et en Chine. Outre les principaux enseignements d'une telle démarche, notamment qu'il est nécessaire d'avoir un calendrier précis d'application ou qu'il doit y avoir un arbitrage entre les frontières administratives et physiques notamment par rapport aux bassins versants, ils montrent que la réalisation

d'une démarche décentralisée de GIZC dépend de l'environnement économique, politique et surtout culturel d'un tel programme. Enfin, l'analyse de Xue et al. (2004) note que dans toute implémentation d'un opérateur GIZC, les impacts environnementaux cumulatifs doivent être au coeur de la démarche, et être suivis pour l'évaluation *in cursus* du processus.

Finalement, la GIZC recouvre tour à tour les champs d'application des politiques publiques, leurs objets, leurs moyens, et la question de la légitimité des décideurs (Bodiguel (1997)). Les degrés de liberté au niveau local doivent être relativement nombreux dans une perspective de différenciation. La logique qui anime une GIZC doit être celle d'une logique contractuelle s'appuyant sur une large concertation, pour une définition concertée de l'équilibre à atteindre ou des objectifs communs que chacun doit s'approprier, et pour les actions à mener pour atteindre ces objectifs. La concertation doit déboucher sur des engagements précis de chacun relevant de la contractualisation pour décliner ensuite un plan d'actions (DIACT et SGMer (2006)). Ceci nécessite une territorialisation des politiques de gestion, au sens où la politique du littoral a vocation à s'exercer dans des structures territorialisées réunissant tous les acteurs autour d'un même projet.

2.3.2.2 Gestion Intégrée de la Zone Côtière et Système d'Information

L'information associée à une démarche de GIZC permet d'éclairer les choix stratégiques par une meilleure connaissance des littoraux, des populations qui y résident ou qui les fréquentent, et des interactions Nature/Société. Ceci consiste à renforcer et à mutualiser les moyens d'observation et à développer des structures et des réseaux pour partager et diffuser l'expertise et l'information sur les bonnes pratiques, où ces réseaux concernent les différents niveaux de gouvernance (DATAR (2004)). L'observation et l'information prennent alors la forme de données et d'indicateurs, d'observatoires, de réseaux de mesure, ou encore d'informations géographiques.

Les objectifs associés à la construction du Système d'Information (SI) accompagnant une démarche de GIZC sont dès lors de structurer des bases de méta-données, de définir un thésaurus approprié, de permettre un partage bibliographique, et de construire des typologies sous la forme d'ontologies (Barde (2005)). Néanmoins, quelques éléments doivent ici être évoqués. L'intégration de l'information thématique et spatiale pertinente est néces-

saire au bon déroulement d'un processus de GIZC comme précisé par les conclusions de la CNUED de Rio de Janeiro de Juin 1992 reprises dans les articles 4 et 5 de la Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement (Convention d'Aarhus ; CEE-NU (1998)). De surcroît, la déclaration concernant le volet information pour la prise de décision du Sommet Mondial sur le Développement Durable (SMDD) (ou troisième Sommet de la Terre) de Johannesburg en 2002 stipule que *“dans le cadre du développement durable, chacun est un utilisateur et un fournisseur d'informations, au sens large. Il faut entendre par là, des données, des renseignements, des expériences présentées de façon appropriée et des connaissances. Le besoin d'information se fait sentir à tous les niveaux, du niveau national et international chez les principaux décideurs au niveau local et à celui de l'individu”*. Il s'agit donc de faciliter, par *“une présentation appropriée”*, le partage des connaissances et des informations existantes entre diverses disciplines scientifiques afin de permettre de traiter au mieux les questions complexes soulevées par la GIZC. Les résultats d'un processus de GIZC sont dépendants de la bonne intégration de l'information nécessaire à la résolution de chaque problématique. Les méthodologies de travail associées à un processus de GIZC doivent se doter et s'appuyer sur des techniques de recueil d'information ou de connaissance qui soutiennent les objectifs d'intégration visés. Les guides méthodologiques récents (COI-UNESCO (1997, 2001)), conscients de cette nécessité, prônent l'utilisation dans les SI de cadres de référence. Les recommandations s'appuient sur la catégorisation des composantes principales de la zone côtière afin de procéder à un inventaire des données existantes sur le plan thématique et spatial. Cependant, si beaucoup de ces analyses prospectives se recoupent, il subsiste encore trop de divergences pour considérer que des méthodes communes ou standards de recueil d'informations et de connaissances existent, nécessaires à une bonne lisibilité de chaque problématique de GIZC présentée. Kay et Christie (2001) soulignent que les outils de communication internet ont un rôle clef dans les démarches de GIZC en termes de communication et de capacité d'accès à l'information. Le rôle stratégique de l'information se retrouve dans les outils de simulation pour assister l'aide à la décision pour les gestionnaires et les techniciens locaux (Dietz et al. (2004)), de même que dans les Systèmes d'Information Géographique (SIG) et leurs diverses applications.

2.3.2.3 Gestion Intégrée de la Zone Côtière et gouvernance

Dans un processus dynamique et continu de GIZC, nous considérons que la gouvernance est un système de coordination d'acteurs différenciés afin que les objectifs d'aménagement durable des zones côtières soient atteints. La gouvernance inclut les lois, les institutions, les politiques publiques et les processus qui ont une incidence sur la manière dont les ressources littorales sont allouées et utilisées. Elle repose sur l'apprentissage et l'adaptation (Olsen et al. (1997)), au sens où elle doit en elle-même être un objet d'apprentissage et de compréhension. Les instances de gouvernance recouvrent deux niveaux, le premier celui de la stratégie et de la décision, le second celui de la gestion. De ce fait, la gouvernance associe tous les acteurs aux échelles nationales, régionales et locales, puisqu'il faut "*penser intégré, agir sectoriellement*" avec des diagnostics partagés, des plans d'actions définis en commun, des structures de coordination tant au niveau de la décision que de celui des actions, et une représentation adaptée des acteurs (DIACT et SGMer (2006)). Olsen et al. (1997) montrent que les résultats intermédiaires et finals en termes de gouvernance des démarches de GIZC sont de plusieurs ordres : des structures institutionnelles formalisées et circonscrites pour la GIZC (premier-ordre) ; la rectification et l'atténuation d'actions contradictoires entreprises au préalable avec les besoins d'une GIZC (second-ordre) ; des améliorations spécifiques en termes de qualité de vie et de qualité environnementale durable (troisième-ordre et quatrième-ordre) ; et, la concordance avec les objectifs donnés au départ par l'accomplissement d'objectifs intermédiaires (cinquième-ordre). La Figure 2.3, en lien avec la Figure 2.2 illustre le cycle d'apprentissage des actions constitutives d'un processus de GIZC.

Dans le cas français, les recommandations de la CEL (2002) précisent de façon explicite les objectifs attendus dans le domaine de la gouvernance. Il est fait mention de la nécessité d'avoir "*dès le départ la structuration d'un groupe porteur reconnu par tous et qui ait les capacités nécessaires de coordination et d'intégration*", "*des synthèses de connaissances accessibles à tous et qui puissent être enrichies dans le temps*", "*des problématiques définies collectivement sous l'impulsion d'une cellule de coordination suffisamment représentative*", "*un suivi-évaluation défini comme un processus d'apprentissage pour améliorer la prise de décision au cours du temps plutôt que comme un contrôle a posteriori*". Une véritable intégration verticale est nécessaire entre niveaux de gouvernance, avec la stratégie

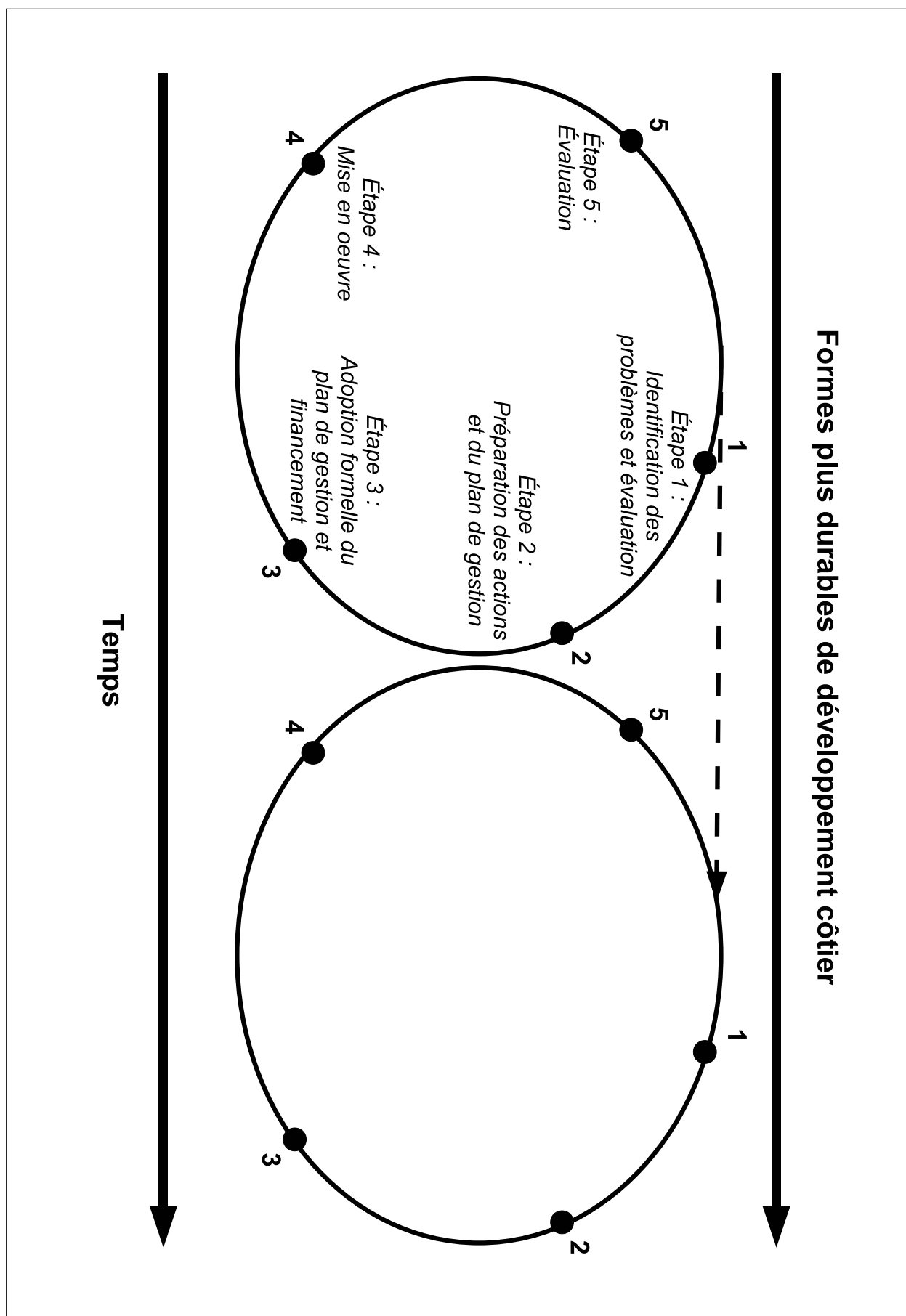


FIG. 2.3 – Représentation du cycle d’apprentissage d’une démarche de GIZC (d’après Olsen et al. (1997))

nationale pour une GIZC qui propose de s'appuyer sur l'échelle régionale pour garantir une cohérence d'ensemble (DIACT et SGMer (2006)). Ces différents niveaux doivent être adaptés aux enjeux, avec : au niveau national, les enjeux liés aux engagements internationaux de haut niveau comme des conventions internationales ou des engagements communautaires, à la normalisation, à la réglementation, à la prise en compte de l'intérêt général, de par la définition des grands objectifs de la politique et de dispositifs d'animation et d'évaluation ; au niveau régional, les enjeux associés à l'aménagement du territoire et à la cohérence territoriale grâce à la définition d'une vision stratégique et également à la synthèse réalisée entre les orientations (niveau national) et l'action (niveau local) ; au niveau local, les enjeux de gestion spécifiques au périmètre concerné par une GIZC (Lozachmeur (2005), DIACT et SGMer (2006)). Par conséquent, les étapes de réalisation de la gouvernance au sein d'une démarche de GIZC doivent comprendre un état des lieux approuvé par tous les acteurs, une réflexion prospective, des phases de concertation, l'élaboration d'un projet commun par un plan de gestion et un processus de suivi-évaluation. De ce fait, la gouvernance doit être tournée vers les acteurs qui déterminent l'identité du littoral. Précisons cependant que la culture de la gouvernance implique une pédagogie peu familière à la tradition administrative et centralisée française (DIACT et SGMer (2006)).

2.3.3 Concertation, médiation et contractualisation pour une Gestion Intégrée de la Zone Côtière

Dans l'action publique, la concertation et la médiation s'inscrivent comme des méthodes qui lient l'animation des projets au partage du pouvoir décisionnel, et ce, en fonction du degré de participation effective de la société civile à la décision. La distinction entre les forums de négociation et les arènes de décision est ici opérée. La contractualisation englobe les pratiques de concertation et de médiation, et s'apparente à un "*mode de faire*" entre les parties concernées (Boutet et Fouchier (2003)). La contractualisation des politiques publiques implique une coopération entre acteurs en engageant des obligations pour chacun. Elle se distingue du cadre strict du contrat formel de droit privé et est constitutive des politiques publiques par la gestion négociée des territoires (Barraqué (1999)). Plus précisément, l'État permet une gestion négociée où il intervient dans une optique de

régulation, *i.e.*, soit en accompagnement et à la fin des processus d'aménagement ; soit éventuellement en créant les conditions d'une gestion négociée face à des situations de crise (Valarié et al. (2000)).

Nous proposons ci-après une revue des implications de ces modes d'intermédiation pour une GIZC.

2.3.3.1 Concertation, médiation et Gestion Intégrée de la Zone Côtière

La concertation correspond à des situations d'échanges entre parties prenantes où la finalité assignée, les acteurs impliqués, le degré de collaboration, et surtout le partage du pouvoir décisionnel, contribuent à sa caractérisation (Pennanguer (2005)). Elle identifie les points d'accords et de désaccords entre les parties, et sa dimension pédagogique permet dans certains cas de lever les points de tensions dus aux asymétries d'information (Kirat et al. (2004)). Pour Beuret (2006), la concertation est un processus de construction collective qui peut être "*induit*" ou autonome, qui est basé sur une participation volontaire, et qui est axé sur la co-construction des échanges et le dialogue horizontal. La concertation donne lieu tour à tour au rapprochement des acteurs et à l'élaboration du réseau d'acteurs participants reconnus comme légitimes, puis à la mise en place d'un dialogue entre les parties, et enfin, à la construction d'un accord (Beuret et Tréhet (2001)). En termes de GIZC, la concertation permet de mieux agir en réduisant l'incertitude quant aux situations effectives et aux devenirs de la zone côtière (Pennanguer (2005)), afin de prévenir des situations irréversibles. Comme nous le rappelle Pennanguer (2005), la participation de la société civile à l'action publique s'établit sur une échelle de cinq niveaux, en fonction de l'implication croissante de la société civile par les décideurs et de son degré de responsabilisation, soit : l'information simplement fournie à la société civile (niveau 1) ; la consultation de la société civile (niveau 2) ; la co-construction des décisions avec la société civile (niveau 3) ; le partage du pouvoir avec la société civile (niveau 4) ; et, la délégation du pouvoir vers la société civile (niveau 5). La participation des acteurs est un vecteur de réussite des processus de GIZC gage d'une gestion concertée, et les acteurs doivent être identifiés en fonction de leurs responsabilités, de leurs influences dans le processus décisionnel, de leurs rôles dans la mise en oeuvre des décisions, et dans la mesure où ils peuvent être touchés par les activités de gestion envisagées (CE (1999)). Notons

néanmoins comme le soulignent Buanes et al. (2005), que les acteurs parties prenantes dans la planification de la zone côtière peuvent avoir plusieurs référentiels d'actions jouant de ce fait sur leurs motivations dans les processus participatifs et créant des différentiels de pouvoir. Ceci correspond aux justifications invoquées par les acteurs en fonction de leurs représentations des “*mondes*” dans lesquels ils évoluent dans une logique de gestion concertée (Boltanski et Thévenot (1991), Beuret (1999))⁶. Treby et al. (2004), quant à eux, précisent que des méthodes innovantes de participation pour la concertation doivent être mises en place pour tenir compte de l'hétérogénéité des acteurs qui contribuent à la gestion de la zone côtière. Dans la pratique, la concertation suppose d'associer l'État, les collectivités territoriales, les établissements publics, les acteurs économiques, les associations et les citoyens (DIACT et SGMer (2006)). Se pose alors la question de la manière dont les acteurs vivent la concertation, notamment aux échelles locale et territoriale (Penanguer et al. (2005)).

La médiation porte sur l'intervention d'un acteur tiers afin de permettre d'appuyer les processus de construction d'accords entre les parties, en créant les conditions d'une participation plurielle et de réussite du processus de gestion (Beuret (1999), Beuret et Tréhet (2001)). La médiation n'influence pas les contenus des accords entre acteurs mais agit sur les conditions de réalisation de négociation et de construction d'accords entre parties prenantes. McCreary et al. (2001) restituent l'application d'une démarche de médiation pour une GIZC afin de prendre en compte les conflits intrinsèques à la zone côtière. Pour ces auteurs, un modèle de médiation structurée impliquant des négociations de face à face entre acteurs hétérogènes doit permettre d'obtenir des accords consensuels. Quatre principes fondamentaux doivent alors être retenus à savoir la représentation, la participation, la légitimité et la responsabilité des acteurs. La restitution d'analyses fournies par les

⁶Les grandeurs dans une perspective conventionnaliste furent introduites par Boltanski et Thévenot (1991), et correspondent aux représentations sur lesquelles s'appuient les acteurs pour motiver leurs choix et leurs actions en fonction de références aux “*Mondes*” et aux “*Cités*”. Ils distinguent quatre mondes, à savoir : le *Monde industriel* où la justification des actions repose sur l'exploitation et la performance ; le *Monde marchand* avec les valeurs associées aux transactions possibles ; le *Monde domestique* où les actions s'interprètent à la lumière des intérêts des communautés d'appartenance ; et enfin, le *Monde civique* traduisant les enjeux à l'échelle de la société dans laquelle les acteurs évoluent et reposant sur les aspects patrimoniaux.

acteurs eux-mêmes, ainsi que des descriptions factuelles conjointes et des textes uniques soumis à négociation sont des éléments centraux pour la définition d'accords stables entre parties informées.

2.3.3.2 Contractualisation des politiques publiques et Gestion Intégrée de la Zone Côtière

La contractualisation des politiques publiques s'inscrit dans la mouvance de la décentralisation opérée depuis le milieu des années 1980 en France, en matérialisant des engagements entre l'État et les acteurs aux différents niveaux territoriaux. La contractualisation est devenue une obligation de par les repositionnements de l'État et des collectivités dans l'action publique, et correspond à des contrats et à des procédures de négociations pour aboutir à des accords (Boutet et Fouchier (2003)). Son champ d'action est plus large que celui du contrat de droit privé et évoque non seulement une objectivation juridique d'accords de volontés mais également un mode de relations entre acteurs (Pontier (1998)). Constitutifs de la contractualisation, les contrats d'action publique impliquent des obligations réciproques pour les parties et formalisent un processus entre acteurs. Ils désignent un mode de faire régi par les parties concernées comme objet précis conditionné par des règles. Les phases de partenariat, de concertation, et de médiation en sont des étapes constitutives qui désignent des situations et recouvrent les types de relations entre acteurs.

La mise en oeuvre de la GIZC nécessite un ancrage territorial relevant de la territorialisation des politiques publiques. La contractualisation, *a fortiori* la contractualisation territoriale, est essentielle en termes de coordination des différentes politiques publiques sectorielles agissant sur un même territoire. Les facteurs qui expliquent la naissance puis la multiplication des contrats territoriaux depuis les années 1990 relèvent du retrait progressif de l'État dans les choix d'action publique, de la complexification des domaines d'intervention, et, de la nécessité d'une mise en commun des moyens des acteurs (Boutet et Fouchier (2003)). Nous pouvons ajouter que le retrait du rôle des notables, et que le renouvellement de la régulation en s'éloignant des formes réglementaires classiques ont profondément modifié les modes de faire de l'action publique. En outre, la programmation, la définition des objectifs, et les procédures d'évaluation sont au coeur des démarches

contractuelles actuelles (Gaudin (1999)). La contractualisation permet l'introduction de logiques de projets où les collectivités locales doivent élaborer un diagnostic et un projet de territoire ; les interventions de chacun des acteurs sont coordonnées, phasées et territorialisées, ce qui contribue à des gains pour une cohérence d'ensemble.

La contractualisation propose une révision de la capacité de régulation de l'État en se démarquant du modèle traditionnel de régulation croisée (Valarié et al. (2000)). Le contrat permet une adaptation de la règle au local par l'assouplissement des dispositifs réglementaires en fonction de leur interprétation et de leur adaptation par les acteurs locaux (Pontier (1993)). Par définition, un contrat territorial est unique car il s'applique à un territoire, ce qui implique que la territorialisation de l'action publique consiste à s'interroger sur son inscription et sur les interactions spatiales (Boutet et Fouchier (2003)). Néanmoins, l'efficacité et les vertus imputées aux contrats d'action publique ne peuvent masquer certains inconvénients. Ainsi, les difficultés d'apprentissage sont latentes en raison : du manque d'habitude des acteurs publics à travailler de façon partenariale ; des incertitudes générées en termes de délais ou de dotations financières ; et, des interventions multiformes des différentes collectivités couplées à la multiplicité des contrats qui provoquent certaines confusions. Par conséquent, une complexification des relations entre acteurs peut émerger avec une augmentation du nombre d'acteurs, une augmentation de la diversité des acteurs, ainsi qu'une disparité des opinions (Gaudin (1999)).

Envisageons à présent dans la section suivante des éléments permettant de renouveler l'analyse des processus de GIZC.

2.4 Vers un renouvellement de l'analyse des démarches de Gestion Intégrée de la Zone Côtière

2.4.1 Facteurs à l'origine de la Gestion Intégrée de la Zone Côtière et système de régulation

La GIZC est un processus dont le phasage classique pour l'aménagement et la protection des zones côtières comprend l'identification préliminaire des problématiques en jeu, la préparation du plan de gestion, et la mise en oeuvre de ce plan répondant au besoin

d'institutionnalisation. La GIZC est le fruit d'une synthèse, avec d'un côté son caractère théorique mêlant par définition une pluralité de domaines scientifiques rendant difficile son appropriation par les acteurs, et d'un autre côté, des actions techniques visant à faire remonter des expériences afin de nourrir, délimiter et préciser ce concept. Bien que de nombreuses contributions illustrent de manière exhaustive les dispositions constitutives de la GIZC (FAO (1996, 1998), Cicin-Sain et Knecht (1998), COI-UNESCO (1997, 2001)), moins d'éclairages analytiques existent d'une part, sur l'impulsion à l'origine d'un tel processus au regard notamment des politiques publiques effectives, et d'autre part, sur le système de régulation des usages et des activités littorales, et la manière dont il est organisé et s'articule pour une GIZC.

S'agissant des facteurs entraînant une démarche de GIZC, nous proposons deux grilles de lecture qui correspondent à deux positions institutionnelles illustrées par la Figure 2.4. La première approche est d'origine circonstancielle, résultant d'une "crise" qui peut être d'ordre sanitaire ou due à la multiplication de conflits d'usage. Elle est procédurale et ascendante dans la mesure où un groupe souvent informel émerge du désordre nécessitant un besoin de gestion intégrée, et où l'inscription des décisions et des solutions de gestion au sein d'un dispositif officiel d'ordre administratif devient une finalité. La seconde approche est d'origine directive et procède de l'application d'une politique publique à vocation réglementaire. Elle est normative et descendante au sens où un besoin d'application au niveau central des politiques publiques pour la protection de l'environnement ou pour l'aménagement du territoire identifie un groupe porteur de la démarche, et ce pour sa mise en oeuvre et pour son suivi par des procédures d'évaluation. En d'autres termes, ces deux approches correspondent respectivement au désir de se positionner de manière réactive ou de manière proactive lorsque l'on aborde la question du déroulement d'une démarche de GIZC (Tol et al. (1996)).

Dans le cas français, le lancement d'une démarche de GIZC est appréhendé selon ces deux logiques respectivement :

- comme un protocole de réponse à des problématiques littorales qui définissent des étapes et des conditions pour la gestion intégrée ;
- à travers la mise en place de cadres institutionnels d'aménagement du territoire généralistes tels que les SCoTs, ou spécifiques aux bassins versants et au littoral tels

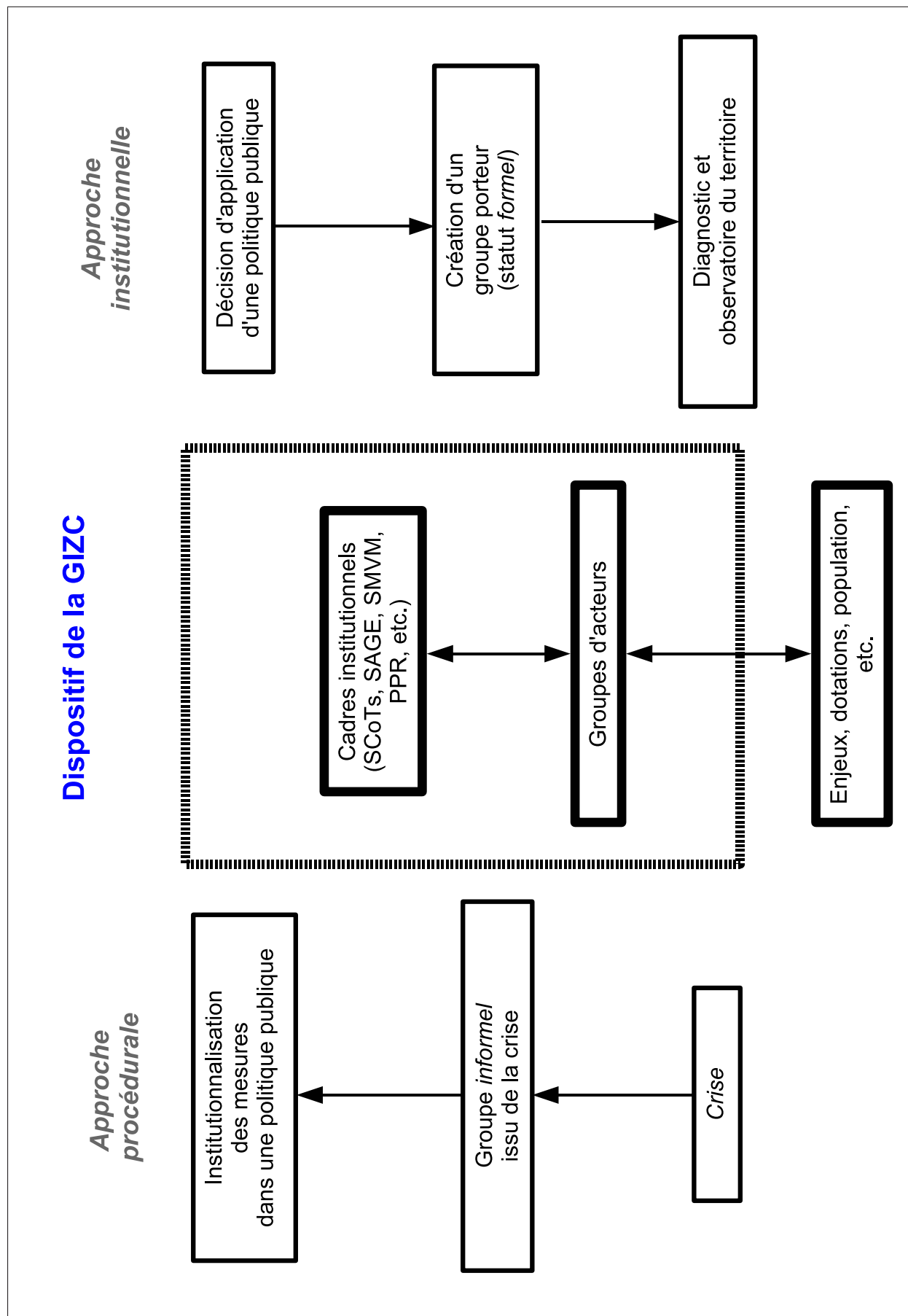


FIG. 2.4 – Facteurs déclenchant un processus de GIZC

que les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), les SMVM, ou encore les Parcs Marins.

Au sujet du système de régulation agissant par la GIZC, la dynamique impulsée par les deux approches présentées ci-dessus conditionne sa structure. Il convient d'avoir un raisonnement analytique s'appuyant sur une représentation explicite des mécanismes de gouvernance en jeu. La première approche suit une ligne de régulation classique symbolisée par les tâches associées aux phases et étapes du protocole de GIZC (COI-UNESCO (1997, 2001)) représentée par la Figure 2.2, comme présenté en 2.3.1.2. La deuxième approche, quant à elle, suit une représentation inspirée des travaux à la Ostrom (Ostrom (1990), Ostrom et al. (1994)) à partir d'une représentation structurelle du processus de gestion intitulée "*Institutional Analysis and Development framework*" (IAD). Dans cet esprit, nous proposons pour cette seconde approche une représentation structurelle des dispositifs de régulation de la GIZC définie comme un cadre institutionnel adapté à l'intégration des politiques publiques locales existantes. La Figure 2.5 propose cette représentation du système de régulation fonctionnant pour la GIZC.

Quatre composantes sont donc au coeur du système de régulation et s'articulent pour la mise en oeuvre d'une GIZC. Ces composantes sont : la prise en compte des politiques publiques territoriales existantes ; le système institutionnel de décision où s'élabore la GIZC ; le dispositif de mise en oeuvre ; et, le Système d'Information (SI) propre au dispositif. Une institution "*maître d'ouvrage*" pilote et détermine l'intégration des politiques publiques et de la GIZC. Notons que le type d'acteurs mobilisés conditionne le diagnostic concerté avec l'identification des enjeux et des attentes.

Examinons dans la suite de cette section les déterminants économiques sous-jacents aux démarches de GIZC.

2.4.2 Une lecture économique de la Gestion Intégrée de la Zone Côtière

Une analyse économique des processus de GIZC impose la prise en compte des bénéfices nets en fonction des principes d'efficacité économique, ceci en s'appuyant sur une analyse de type "Coût-Bénéfice" (CB) ou "Coût-Avantage" (Bower et Turner (1998)). Les bénéfices

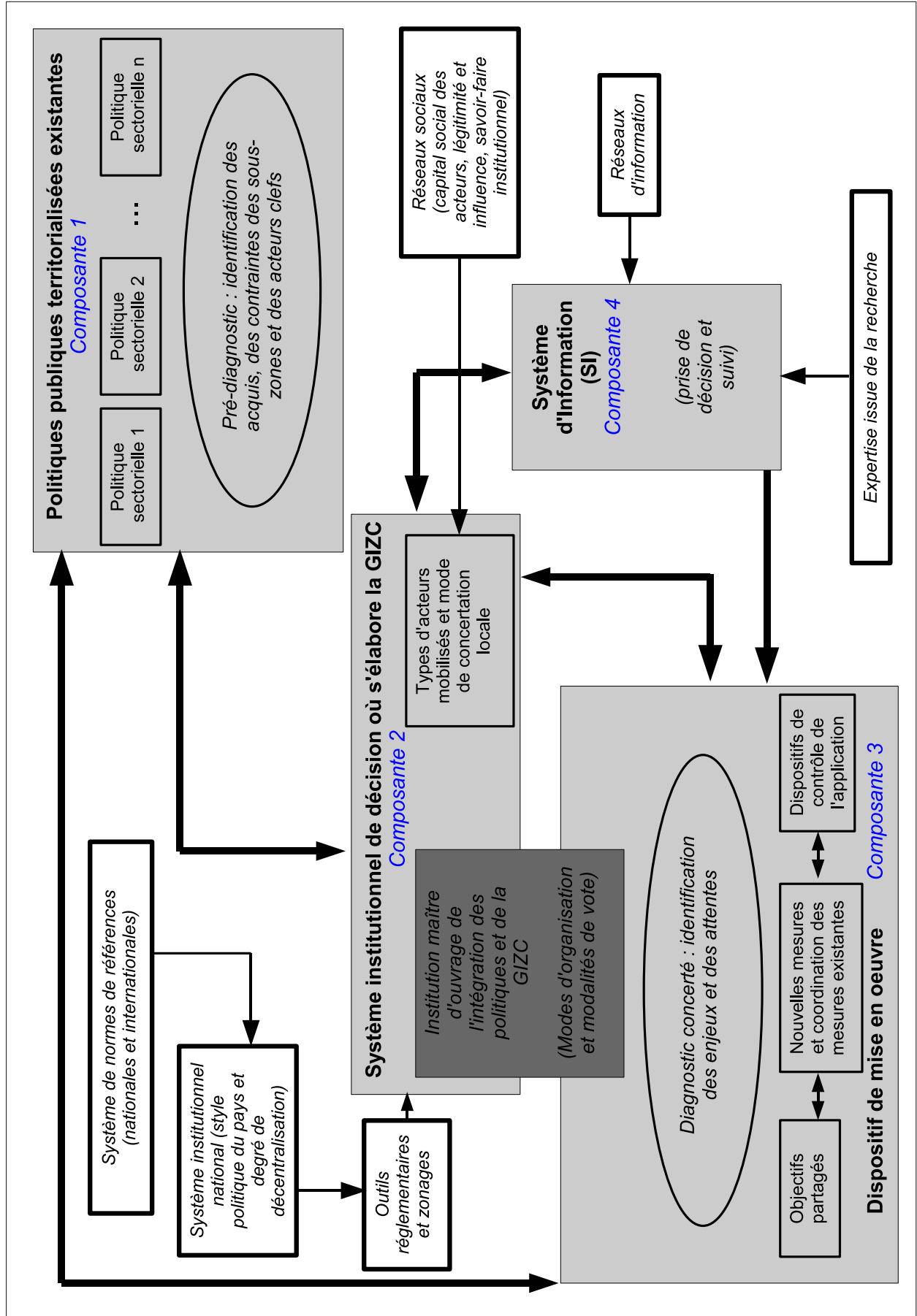


FIG. 2.5 – Le système de régulation oeuvrant pour la GIZC

doivent être déterminés en tenant compte des spécificités de la zone côtière notamment en termes d'usage multiple des ressources littorales et de l'existence de conflits d'usage. La GIZC contribue à la prise en compte des défaillances de marché et des politiques publiques sur la zone côtière (Bower et Turner (1998), Point (2002)), et doit permettre l'accès aux biens et services littoraux répondant à une demande sociale non statique. Le critère d'efficacité économique doit orienter la mise en oeuvre d'un tel processus tout en prenant en compte les besoins et les contraintes économiques des zones considérées, les standards environnementaux à atteindre, et les considérations d'équité. Par ailleurs, ces éléments varient temporellement et spatialement selon les régions ou les zones prises en compte, et embrassent : la distribution des coûts et des bénéfices entre les agents ; l'intérêt politique porté à certains agents en fonction de leur influence en termes de groupe de pression ; l'arbitrage entre les besoins et le devenir des populations locales, les modalités et les possibilités de financement d'actions effectivement intégrées ; et, l'effectivité des mesures de gestion.

L'étendue des bénéfices de la GIZC peut être restituée en plusieurs catégories, à savoir :

- les bénéfices d'atténuation des pressions sur l'environnement côtier telles que la réduction des dommages environnementaux par l'internalisation des diverses pollutions et de la surexploitation des ressources naturelles, la préservation d'habitats côtiers uniques, l'érosion côtière et l'extension urbaine ;
- les bénéfices économiques et sociaux liés à l'augmentation de la production globale de la zone considérée ou à la réduction des conflits d'usage ;
- les bénéfices économiques indirects comme la prévention des phénomènes d'inondations ou la préservation des paysages ;
- les bénéfices d'options concernant l'utilisation future de ressources littorales.

L'estimation de ces bénéfices repose donc d'une part, sur l'estimation totale des valeurs d'usage et de non usage des zones côtières en fonction des modifications introduites par des actions de GIZC, et d'autre part, sur les bénéfices d'une politique intégrée en opposition à des scénarios tendanciels où aucunes actions intégrées ne seraient mises en oeuvre. À titre illustratif, l'étude menée par Firm Crichton Roberts Ltd. et la Graduate School of Environmental Studies de l'Université de Strathclyde pour le compte de la Direction Générale (DG) de l'Environnement de la Commission Européenne (CE) (FCR et GSES (2000),

Williams et al. (2006)) sur les bénéfices socio-économiques produits par les 35 initiatives de GIZC du programme de démonstration de l'UE (1995-1999/1997-2002) propose des résultats significatifs. Cette étude avait pour objectifs de rappeler le rôle stratégique de la zone côtière sur le plan socio-économique et de fournir des informations précises à ce propos, de développer une méthode pour identifier et évaluer les bénéfices socio-économiques, de présenter et d'expliquer les effets de la GIZC, et de mettre en place des recommandations par rapport aux coûts et aux bénéfices de long terme générés par les initiatives de GIZC. Tout d'abord, les auteurs rappellent que la valeur totale annuelle des bénéfices générés par les zones côtières dépasse 18 milliards d'Euros par an⁷ principalement en termes de protection des habitats, d'infrastructures de transport et d'infrastructures pour les activités économiques locales, et d'activités touristiques, soulignant leur importance à l'échelle européenne. En s'appuyant sur des enquêtes par questionnaire auprès des gestionnaires qui ont piloté les 35 initiatives du programme de démonstration, les auteurs ont ensuite déterminé en fonction de 21 réponses robustes les caractéristiques principales de ces projets, et ont réparti ces projets en deux classes en cherchant à rationaliser les dépenses de GIZC par km de zone côtière, à savoir : les initiatives de GIZC de "*niveau bas*" avec des dépenses moyennes de 0,5 million d'Euros et des dépenses marginales de l'ordre de 50 Euros par km de littoral ; et, les initiatives de GIZC de "*niveau haut*" avec des dépenses moyennes de 5 millions d'Euros et des dépenses marginales de l'ordre de 250 Euros par km de littoral. Puis, à partir d'une modélisation de type *Input-Output* en comparant des scénarios d'intervention, ils en ont déduit que la valeur annuelle nette des bénéfices socio-économiques générés par les initiatives de GIZC pour l'UE était en 1999 de 127,1 millions d'Euros dans le cas des initiatives de "*niveau bas*", contre 659,8 millions d'Euros pour les initiatives de "*niveau haut*", tout en excluant des bénéfices qualitatifs importants. En termes de répartition nationale, les bénéfices nets moyens associés aux projets de GIZC étaient de 9,8 millions d'Euros dans le cas des initiatives de niveau bas, et de 50,8 millions d'Euros pour les initiatives de niveau haut. L'étendue de la valeur annuelle des bénéfices imputés aux initiatives de GIZC variait entre 65 millions d'Euros pour l'Irlande et 883 millions d'Euros pour le Royaume-Uni pour l'année 1999, et la répartition des bénéfices

⁷Cette étude repose sur l'utilisation des valeurs capitales annuelles des services des écosystèmes dans 16 biotopes selon l'identification faite par Costanza et al. (1997).

montrait que plus de 78% provenait des bénéfices industriels, 13% du tourisme, et 9% de l'amélioration des habitats. Ces résultats doivent cependant être considérés comme une première étape et doivent être complétés en raison de leur ancienneté. En particulier, il conviendrait d'actualiser les évaluations et l'étendue de la valeur des écosystèmes côtiers, ce qui nécessiterait d'actualiser les travaux de Costanza et al. (1997) qui s'avèrent être relativement contestés. Pour conclure, notons que d'après Williams et al. (2006), une stratégie proactive de GIZC dans l'UE devrait produire des bénéfices socio-économiques quatre fois plus importants à long terme comparativement à ceux déterminés pour l'année 1999.

2.4.3 Une modélisation économique de la Gestion Intégrée de la Zone Côtière

Notre volonté dans cette sous-section est de proposer une modélisation économique des processus de GIZC, soit d'envisager un processus de GIZC comme un problème intertemporel afin de permettre un développement durable des zones côtières fondé sur une capacité à se développer en limitant les pressions sur l'environnement. Nous avançons par notre raisonnement que, dans un contexte régional ou une aire de développement économique donnée, les régulateurs doivent fournir des efforts conjoints pour maximiser la fonction objectif suivante (modélisée à partir de Bower et Turner (1998), et Turner (2000)) :

$$\max_{x_1, \dots, x_n} \int_{t_0}^T (PIBR(t) + B(t) - C_p(t) - C_{cg}(t) - C_a(t) - D(t))e^{-\delta t} dt$$

où :

- les *bénéfices* permis par une démarche de GIZC comprennent le Produit Intérieur Brut (PIB) de la zone ou de la région prise en compte en fonction des initiatives de GIZC, $PIBR$, et ceux permis par une augmentation de la qualité environnementale globale avec internalisation de certains dommages environnementaux, B , pour la satisfaction des agents ;
- les *coûts* supportés dans ces démarches recouvrent les coûts de production, C_p , les coûts de gestion comme des actions de protection de zones humides par exemple, C_{cg} , les coûts administratifs imputables aux processus de GIZC, C_a , ainsi que les

dommages environnementaux persistants, D .

La date initiale du processus de GIZC est notée t_0 avec un horizon de fin T en temps fini, où $T \rightarrow \infty$. Le taux d'actualisation est noté δ , et nous pouvons représenter les variables de contrôle par un vecteur x quelconque composé de n variables ($x_i; i = 1, \dots, n$).

Si nous décomposons les variables de la fonction objectif, nous pouvons en déduire que :

- les variations du PIB de la zone considérée, $PIBR$, offertes par un processus de GIZC proviennent de l'exploitation et ainsi de l'usage raisonné de ressources naturelles ou encore de l'économie résidentielle, et ce, avec des effets de synergie comme l'augmentation de l'emploi et des Chiffres d'Affaires (CA) liés aux activités de protection environnementale, ou comme l'augmentation des ventes liées aux labels de qualité présents sur la zone (Appellations d'Origine Contrôlée (AOC), agriculture biologique, etc.) ;
- l'augmentation de la qualité environnementale, B , induite par une démarche de GIZC permet une amélioration de la cohésion sociale et une diminution de la vulnérabilité des populations, avec une réduction des conflits et donc d'externalités négatives, de même qu'un accroissement de la valeur des actifs naturels protégés par la GIZC et des aménités environnementales notamment paysagères rejoignant les valeurs de non usage et d'existence ;
- les coûts de production, C_p , proviennent de l'utilisation sectorielle des facteurs de production en capital et en travail, et des coûts associés au progrès technique et aux innovations, ainsi que de l'effet de la prise en compte de normes environnementales avec le développement de la Responsabilité Sociale et sociétale des Entreprises (RSE) ;
- les coûts de gestion nets de subventions, C_{cg} , et les coûts administratifs imputables à la GIZC, C_a , sont entendus comme des coûts intersectoriels visant à restaurer et réhabiliter des milieux dégradés par le biais d'équipements spécifiques, et à rapprocher les administrations, les secteurs d'activités, ainsi que les représentants d'associations d'usagers concernés par les problématiques de GIZC, selon la nature de la démarche comme présenté en sous-section 2.4.1 ; ces coûts correspondent principalement aux

réunions de coordination dans une logique de concertation pour associer l'ensemble des parties prenantes ;

- les dommages environnementaux persistants, D , concernent l'apparition récurrente de certaines crises écologiques, ou encore le traitement des effluents industriels, des déchets ultimes, et les pollutions diffuses.

Ainsi, une augmentation de la qualité environnementale B , influence la composition du PIB de l'aire considérée, $PIBR$, provoque une stabilisation voire une baisse des coûts de gestion de la GIZC, C_{cg} , et permet une augmentation des bénéfices directs et indirects imputables à la GIZC, l'accumulation de ressources pour une croissance future en termes de capital technique et de capital naturel. Notons que les spécificités régionales des activités différencient les résultats.

Par ailleurs, et comme le soulignent Tol et al. (1996), les variables et les déterminants économiques clefs et leurs interactions doivent être pris en compte dans les processus de GIZC comme le taux d'escompte dans les initiatives de gestion à travers les projets et les modalités de décision en incertitude. Avec cette modélisation, l'analyse doit porter sur les externalités négatives et positives, respectivement sur leurs coûts et leurs bénéfices au cours du temps, de même que sur les investissements et les coûts opérationnels des stratégies de gestion de la zone côtière en comparant les stratégies intégrées de les stratégies non intégrées. En termes économiques, une approche intégrée de la gestion est préférée à une approche sectorielle lorsque des économies d'échelle apparaissent, et que les externalités positives générées sont supérieures aux externalités négatives pré-existantes et internalisées. En d'autres termes, le coût d'une approche intégrée ayant pour objet d'atteindre des objectifs communs entre les parties doit être inférieur à la somme cumulée des coûts des approches sectorielles prises séparément qui rempliraient cette mission. Cependant, une planification intégrée requiert une gestion qui induit des coûts de nature différente de ceux d'une planification classique, ainsi que des bénéfices se diffusant plus lentement et durablement au cours du temps. Comme évoqué précédemment, la coordination des politiques existantes doit être recherchée aux niveaux où les stratégies de gestion sont à la fois efficaces et efficientes, ce qui induit une recherche du principe de subsidiarité. S'agissant du caractère proactif d'un processus de GIZC capturé par cette modélisation, celui-ci s'avère profitable en particulier à long terme. En effet, les décisions prises aujourd'hui et

les coûts supportés donnent lieu principalement à des rendements futurs. Ces décisions et ces rendements dépendent de l'arbitrage entre présent et futur en fonction de la valeur retenue du taux d'actualisation, un niveau proche de zéro induisant une préférence faible pour le présent. Dans une perspective de développement durable des zones côtières et en fonction du poids accordé aux générations futures, le taux d'actualisation sera nul ou quasi-nul (Hanley et al. (2001)). De surcroît, les décisions effectuées par les décideurs publics et les gestionnaires sont réalisées en incertitude en fonction de la connaissance parfaite des résultats des actions publiques ou des probabilités qui leurs sont associées. Ces décisions reposent sur un éventail de choix possible en fonction des objectifs et des conséquences de ces choix. Afin de prévenir d'éventuelles irréversibilités et de se situer dans une logique de précaution vis-à-vis de l'environnement côtier, les processus de GIZC doivent concourir à prévenir des pertes d'utilité présentes et futures pour les agents. La posture adoptée est alors celle d'une politique sans regret ("*no regret policy*").

2.5 Conclusion

La GIZC, promue internationalement et déclinée à diverses échelles d'action, correspond à un "*mode de faire*" dont l'application reste encore largement à définir. Dans notre optique, la GIZC correspond à la diffusion d'une démarche et d'objectifs afin d'impliquer les acteurs parties prenantes et permettre un développement durable à l'échelle de la zone côtière. Le dessein est de construire et de conduire ce développement pour l'environnement côtier avec un sentiment d'appartenance des acteurs et du public pour l'action collective. Néanmoins, comme le note Bodiguel (1997), n'essayons nous pas de traquer une méthode d'analyse idéale pour parvenir à un "*agir soutenable*", idéal également ?

La contractualisation des politiques publiques et les modalités de négociations étendues entre les parties s'avèrent être donc nécessaire pour rendre ce concept opérationnel. À l'échelle locale, Kirat et al. (2004) soulignent que lorsque la négociation est fructueuse et que les compromis locaux se mettent facilement en place, des relations de coopération, voire de confiance et de synergie émergent, tandis qu'en cas d'oppositions entre les parties, les conflits apparaissent et structurent les relations locales. Nous pouvons alors interpréter les conflits sous la forme de liens sociaux en tant que négatif de phases de concertation ; les

conflits font partis des relations sociales et ne sont d'ailleurs pas exclusivement négatifs, avec l'émergence d'acteurs ou d'une meilleure organisation d'acteurs déjà en place (Caron et Torre (2006)).

En termes opérationnels, Godard (1998) souligne que certaines politiques publiques contemporaines sont soumises à une double injonction ("*double bind*") : elles doivent être économiquement efficace, tout en étant fondées sur une large concertation des autorités publiques avec les agents soumis à la régulation et sur les démarches volontaires de ces derniers. D'après Godard (1998), pour concilier efficacité économique et démarches volontaires de partenariat, il faudrait trouver les conditions pour mettre le système sur une trajectoire institutionnelle produisant des équilibres qui se rapprocheraient des conditions d'une coordination économiquement efficace des comportements des agents. Dans le cas des politiques publiques portant une GIZC confrontées à ces injonctions, la recherche de l'efficacité économique doit orienter les décisions publiques et requiert la mise en place d'instruments incitatifs. En outre, l'évaluation des processus de GIZC est une condition nécessaire pour sa mise en oeuvre. Nous envisageons dans la seconde partie de ce travail comment les sciences économiques peuvent proposer des pistes de réponses.

Deuxième partie

Comment mettre en oeuvre une Gestion
Intégrée de la Zone Côtière (GIZC) ?

Chapitre 3

Comment mettre en oeuvre une Gestion Intégrée de la Zone Côtière ? (1)

Incitations et Droits d'usage

3.1 Introduction

L'objet de ce chapitre est d'étudier l'apport potentiel de la théorie des incitations à la Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC), en fonction de l'utilisation de cette théorie dans le cadre de la gestion des ressources naturelles littorales. Ces ressources, en particulier les ressources naturelles renouvelables, ont pour beaucoup d'entre elles des caractéristiques de ressource commune ou "*Common-Pool Resource*" (CPR). Ces caractéristiques font références à la rivalité associée à leur usage dénotant leur nature de bien privé, et à la non-exclusion de leur usage renvoyant à leur nature de bien public. Par ailleurs, l'allocation des droits de propriété et les régimes de propriété en vigueur orientent l'exploitation de ces ressources. Les ressources communes littorales régies par des régimes de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint cristallisent ainsi un nombre critique de situations conflictuelles en termes d'usage. Nous pensons de la sorte aux ressources en eaux et aux ressources halieutiques.

L'origine des conflits d'usage provient de l'existence d'externalités multilatérales appelées externalités de production, d'appropriation, de ressource, de congestion ou encore de riva-

lité¹. La prise en compte de ces externalités nécessite la mise en place d'une politique de régulation qui, sur la zone côtière, doit s'inscrire dans une démarche de GIZC, ce qui nous conduit naturellement à nous interroger sur les formes de coordination des actions des agents en référence à des mécanismes de marché et/ou à des mécanismes hors marché. De surcroît, l'imperfection et l'incomplétude informationnelles rendent complexes les processus de régulation puisque les agents en jeu peuvent manier des caractéristiques privées à leur avantage. Afin de capturer ces éléments, notre objectif est de proposer dans cet essai une modélisation économique de la régulation de l'exploitation d'une ressource naturelle renouvelable en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint, sous la forme d'une relation Principal-Agents. D'un point de vue théorique, nous nous positionnons dans une optique de théorie des contrats et des incitations, et ce, dans une logique normative de contrats complets, *a contrario* d'autres perspectives permises par l'économie des institutions avec notamment la Nouvelle Economie Institutionnelle (NEI) et la théorie des contrats incomplets et des coûts de transaction, voire également par l'économie des conventions (Brousseau et Glachant (2000)).

La théorie des contrats et des incitations fait l'objet d'utilisations et d'applications variées que ce soit en économie industrielle avec l'étude des comportements des firmes et des structures de marché (Groves (1973), Holmström (1982), Baron et Myerson (1982), Holmström et Myerson (1983), Guesnerie et Laffont (1984), Greenwood et McAfee (1991), Salanié (1994), Osmundsen (2002a), Laffont et Martimort (2002)), en économie du travail et des ressources humaines (Cahuc et Zylberberg (1996, 2001)), ou encore en économie de l'environnement et des ressources naturelles avec par exemple l'étude de problématiques de production et de pollution agricoles (Bourgeon et al. (1995), Bontems et al. (2004), Bontems et Bourgeon (2005)) ou de gestion des ressources naturelles (Gaudet et al. (1995, 2002), Osmundsen (1995, 1998)). Notre principale motivation est ici d'envisager le rôle d'une agence chargée de la régulation de l'usage d'une ressource naturelle renouvelable en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint, lorsque ces ressources sont sujettes à des problèmes de surexploitation. Par ailleurs, nous examinons sous l'angle de la théorie des incitations quelle pourrait être la nature de droits d'usage alloués sur ces ressources par cette agence, comme mécanismes incitatifs en fonction de la

¹Dans la suite de ce chapitre, nous gardons la terminologie d'externalité de production.

définition que nous retenons effectivement de ces droits. Ceci renvoie, outre la littérature sur les ressources en eau, aux travaux réalisés sur la gestion des ressources halieutiques et les pêcheries où sont étudiées différentes formes de droits d'usage, leur efficacité comparée ainsi que les enjeux liés à leur distribution et à la prise en compte de l'équité entre les agents (Charles (1992, 1994, 2002), Guyader et Thébaud (2001), Bergland et al. (2002), Troadec (2002), Edwards (2003), Bradshaw et Tully (2004)).

Nous nous intéressons aux conséquences de l'information privée détenue par des agents en termes de coûts et de bénéfices, et nous nous interrogeons sur l'effet de la structure concurrentielle. Deux cas sont successivement traités : le premier porte sur la durabilité de l'exploitation d'une ressource naturelle en régime de propriété commune, en présence d'externalités de production et d'incomplétudes informationnelles alors que les firmes sont en situation de concurrence parfaite ; le second porte dans le même cadre, sur les implications du pouvoir de marché de firmes organisées en oligopole. Dans ce second cas, une situation de défaillance de marché est couplée à des dommages environnementaux. Notre objectif est ainsi d'offrir un nouvel éclairage quant à l'exploitation d'une ressource naturelle renouvelable en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint. Nous proposons l'utilisation de droits d'usages contractuels sur la ressource comme instrument de régulation et de prise en compte d'incomplétudes informationnelles. Nous montrons que les externalités de production modifient les rentes d'informations/informationnelles possédées par les firmes, avec un effet standard associé à leur degré d'efficacité combiné à un effet non standard de l'externalité, et ce, quel que soit le pouvoir de marché des firmes. Le reste de ce chapitre est organisé de la manière suivante. Dans la section 3.2, nous situons notre cadre d'analyse, nous posons les grandes lignes de notre démarche, et nous présentons le socle de notre travail de modélisation économique. Dans la section 3.3, nous montrons dans quelle mesure les externalités de production influencent les rentes d'information possédées par les firmes, et nous exposons le mécanisme de régulation lorsque les firmes sont preneuses de prix, alors que dans la section 3.4 nous montrons les modifications introduites par les possibilités de manipulation du prix de marché de la ressource par les firmes. Des extensions pour l'analyse sont fournies dans la section 3.5. Une synthèse des enseignements de ce chapitre et des compléments pour la GIZC sont abordés dans la section 3.6.

3.2 Le cadre d'analyse

3.2.1 Mise en perspective

La majorité des problèmes associés aux actifs naturels non-renouvelables et renouvelables (Dasgupta et Heal (1974, 1979)) portent sur des phénomènes de surexploitation comme le décrit Rotillon (2005). En effet, les déficits de stocks halieutiques, les pollutions des cours d'eau, la dégradation des milieux naturels sont analogues dès lors que l'on s'interroge sur les pressions que subissent ces actifs et sur leur capacité de régénération. Par conséquent, et comme il est souvent de coutume, nous nous référons à la littérature consacrée aux ressources halieutiques dans la suite de notre chapitre. Nous présentons ci-après successivement la logique associée à l'exploitation des ressources naturelles renouvelables, et les déterminants des phénomènes de surexploitation et de leur régulation.

Au sujet de l'exploitation de ressources naturelles renouvelables, en mêlant les règles de gestion environnementale et économique à savoir respectivement le niveau de stock permettant d'extraire la Production Maximum Equilibrée (PME) et la règle d'arbitrage du rendement d'un actif naturel à la Hotelling (1931), on s'interroge sur la variable de décision des exploitants synthétisée traditionnellement sous le terme générique d'effort. Ces conditions économiques sont regroupées en termes de revenus et de coûts renvoyant aux rendements selon les prix en vigueur, aux technologies de production utilisées et à leurs coûts, ainsi qu'au taux d'intérêt. À la suite de Gordon (1954) dans un cadre statique, l'exploitation économique se résume à la recherche de la taille de la population compatible avec le niveau d'effort assurant une capture viable et *a fortiori* durable (Schaeffer (1957), Clark (1976), Clark et al. (2005)). Ce niveau d'effort optimal est alors issu de l'égalité microéconomique standard entre le revenu marginal et le coût marginal. L'influence du régime de propriété en vigueur modifie les résultats classiques. Ainsi, en se focalisant sur les régimes de propriété commune en accès-libre ou en accès restreint, la ressource n'appartient à personne et quiconque possède des moyens suffisants peut chercher à l'exploiter sans que l'on puisse l'en empêcher. Une dissipation de la rente d'exploitation apparaît et la maximisation du profit ne peut durer. En revanche, la gestion collective de la ressource ou la gestion par un propriétaire unique, avec interdiction à l'entrée d'exploitants potentiels, peuvent caractériser des situations où la maximisation du profit reste possible. L'introduc-

tion de la dynamique d'une ressource renouvelable conduit à la recherche d'une gestion optimale, au sens de la maximisation des profits que l'exploitation de cette ressource peut produire au cours du temps. Ceci donne également lieu à un arbitrage en fonction de la règle de Hotelling, entre la vente d'un certain nombre d'unités de ressource suite à leur capture aujourd'hui, et l'accroissement de son revenu grâce à la capture future des unités de ressource que l'on a laissées se reproduire. La recherche porte alors sur la taille de la population autorisant un profit soutenable maximum, avec une règle de gestion consistant à rejoindre le plus vite possible cette taille de population. L'arbitrage est fonction de l'égalité entre la productivité marginale nette de la ressource et le taux d'intérêt lorsque les coûts sont positifs, en fonction de la valeur de ce taux d'intérêt et de sa potentielle interprétation en tant que taux de préférence pour le présent.

La surexploitation apparaît donc dès lors que la quantité prélevée par l'ensemble des exploitants est supérieure à la quantité liée à la reproduction de la ressource, ou que le niveau de stock d'équilibre le plus élevé ne correspond pas à la situation de propriétaire unique produisant une rente maximum (Rotillon (2005)). La source principale des risques d'extinction des ressources renouvelables tient dans la conjonction du libre-accès à la ressource et de l'existence d'externalités de production impliquant l'apparition de la "*Tragédie des biens communs*" (Hardin (1968)). Cette tragédie apparaît dès lors que chaque agent, en ne recherchant que son intérêt privé, adopte un comportement myope et exploite la ressource de telle sorte que son extinction ne peut être évitée à long terme en fonction de la pression qu'elle subit. L'exploitation cumulée est différente de l'exploitation socialement optimale. Ceci est en partie dû au rôle central joué par les coûts de transaction limitant la coordination entre agents (Coase (1960)). À ce sujet, deux caractéristiques majeures peuvent être mises en avant : premièrement, les exploitations actuelles créent des coûts additionnels tels que des coûts de recherche des stocks étant donné qu'un agent est directement en compétition avec les autres pour exploiter la ressource ; deuxièmement, les niveaux d'exploitation actuels sont sous-optimalement élevés et réduisent la taille future du stock disponible de la ressource (Ostrom (1990), Schlager et Ostrom (1992), Ostrom et al. (1994)). En d'autres termes, la capture d'une unité supplémentaire implique la diminution de la taille de la population, et donc de sa taille future au sens où les captures ultérieures sont rendues plus coûteuses. L'externalité implique une différence entre le coût

privé et le coût social, où ce coût social est supérieur et supporté par la collectivité (Bontems et Rotillon (2007)).

Les solutions proposées face à ce type de situation reposent principalement sur l'action d'une institution chargée de définir les conditions d'accès à la ressource. L'institution cherche alors à moduler l'effort des exploitants, *i.e.*, les conditions économiques de l'exploitation par une régulation centralisée, afin d'internaliser l'externalité ce qui revient à éliminer l'écart entre le coût privé pour les exploitants et le coût social engendré par leurs décisions non coordonnées. On retrouve alors les principales solutions d'internalisation qui sont théoriquement équivalentes (Assouline et Lemiale (1998), Bontems et Rotillon (2007)). Ces solutions sont traditionnellement au nombre de trois : la mise en place d'une réglementation par le biais de normes quantitatives portant sur les intrants de production afin de limiter l'effort global ; l'instauration d'instruments économiques incitatifs sous la forme de taxes ou de subventions modifiant directement les profits des exploitants et plus précisément les coûts perçus ; et, la création d'un marché de quotas de production échangeables portant sur les "*outputs*" en fonction d'une cible maximale d'exploitation fixée par l'agence de régulation. En outre, il convient de mentionner l'apport des approches volontaires comme autre solution d'internalisation (Glachant (1995), David (2004), David (2005)).

Par ailleurs, les problèmes liés à l'incertitude sur le niveau des stocks de ressource (Épaulard et Pommeret (1998)), ou l'existence de situation de propriété commune en accès restreint sans dissipation de rente (Ostrom (1990)), ne modifient pas *a priori* les résultats qualitatifs liés à une surexploitation de la ressource (Rotillon (2005)). Néanmoins, l'existence d'incomplétudes informationnelles entre les parties lors du processus de régulation, ainsi que des situations où les prix et les quantités sont manipulables, ont des conséquences sur les modalités d'application des politiques publiques.

3.2.2 Motivations et résultats

Dans une optique de régulation de l'exploitation de ressources naturelles en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint, les autorités publiques peuvent chercher à contrôler les dispositifs d'exploitation afin de prévenir une éventuelle dissipation de la rente associée à l'usage de la ressource. Une politique discrétionnaire devrait alors être

effective au regard d'agents hétérogènes comme des firmes. En effet, dans de nombreux cas les firmes diffèrent dans leurs combinaisons productives, et donc dans les quantités qu'elles captent effectivement. Toutefois, l'acquisition des informations technologiques et commerciales sur les firmes requiert des coûts élevés, et bien souvent les autorités ne peuvent atteindre leurs objectifs à moindre coût. En outre, les firmes peuvent posséder des informations privées sur leurs caractéristiques intrinsèques, et jouer stratégiquement sur ces informations en recherchant des rentes informationnelles. La gestion des pêcheries illustre de manière significative ces situations où des asymétries d'information doivent être prises en compte. Des captures ne sont ainsi pas déclarées, et les coûts de fonctionnement des armements sont relativement difficiles à contrôler. De surcroît, de nombreux cas exposent des situations où des droits de propriété mal définis peuvent coexister avec un pouvoir de marché possédé par des firmes. Par exemple, des pêcheries suffisamment riches en termes de taille d'armements et de gains associés à la valeur à la vente des espèces exploitées peuvent affecter à la fois les stocks halieutiques et les prix induits. L'exploitation des stocks de thon rouge en Méditerranée occidentale par un nombre réduit de pêcheries très intégrées verticalement (exploitants, mareyeurs, etc.), en Espagne et en France, caractérisent bien ce type de phénomènes. De ce fait, des instruments de régulation doivent être envisagés afin de prendre en compte simultanément des externalités de production et l'impact de l'organisation industrielle sur l'exploitation, et ce, en présence d'asymétries d'information.

Dans la littérature, plusieurs modèles exposent des situations où les firmes ont des informations privées sur les coûts et les quantités extraites en statique (Osmundsen (1995)) ou en dynamique (Gaudet et al. (1995), Osmundsen (1998)). Certains auteurs se sont intéressés à l'influence du régime de propriété de la ressource, et plus précisément au régime de propriété commune, en présence de ces informations privées (Fuentes-Castro et al. (2003), Fuentes-Castro et Jayet (2003)). Osmundsen (2002b), quant à lui, examine une situation de régulation de l'exploitation d'une ressource en régime de propriété commune comme une ressource pétrolière, avec taxation de la rente d'exploitation associée à la ressource se matérialisant par une redevance ou "*royalty*". Toutefois, ces auteurs ne s'intéressent pas aux éventuelles implications du pouvoir de marché des firmes en termes de manipulation des quantités et des prix (Karp (1992), Datta et Mirman (1999), Sandal

et Steinshamn (2004)).

Dans ce chapitre, nous étudions l'exploitation d'une ressource naturelle renouvelable homogène en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint, successivement par des firmes en situation de concurrence parfaite et par des firmes organisées en oligopole s'infligeant des externalités de production. Nous construisons un modèle de régulation de l'exploitation de la ressource en nous appuyant sur une relation Principal-Agents : un planificateur bienveillant régule des firmes se partageant la ressource en propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint, où ces firmes possèdent des informations privées sur leurs aptitudes à exploiter la ressource et donc sur la taille du stock induit. Nous étudions une situation de sélection adverse et nous supposons que les firmes ne coopèrent pas. Nous montrons que les externalités de production modifient les rentes informationnelles possédées par les firmes sans interférence avec leur pouvoir de marché, et par conséquent, modifient la nature de la politique de régulation proposée par le planificateur. Notre argument est que les firmes ont des incitations qualifiées de contradictoires lorsqu'elles indiquent leurs caractéristiques intrinsèques au régulateur (Lewis et Sappington (1989*a*, 1989*b*), Maggi et Rodriguez-Clare (1995), Bontems et Bourgeon (2000), Osmundsen (2002*b*)). En effet, leurs coûts de fonctionnement dépendent de deux effets opposés : d'une part, une composante marginale reflétant leur degré d'efficacité dans le processus d'exploitation, soit la dimension économique portant directement sur leur rentabilité ; d'autre part, une composante induite en fonction du niveau de la ressource en propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint provenant des actions de l'ensemble des firmes, soit la dimension environnementale globale portant indirectement sur leur rentabilité. En fonction de ces effets, les firmes affichent des caractéristiques diamétralement opposées auprès du régulateur. Nous suggérons le recours à des droits d'usages contractuels sur la ressource en tant qu'instrument de régulation afin de gérer de manière durable une ressource en propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint. Les droits d'usage peuvent se définir comme des droits qui autorisent leurs détenteurs à accéder et à exploiter la ressource considérée, sous forme de droits d'accès, d'entrée limitée, de capacités de production ("*input*"), ou encore de quotas d'exploitation transférables ou non transférables ("*output*") (Charles (2002)). Dans notre cas, les droits d'usages s'appliquent sous forme de capacités de production/intrants, et peuvent être interprétés comme des contraintes quantitatives individuelles couplées à

des instruments fiscaux ou des subventions.

3.2.3 Le modèle

3.2.3.1 Le cadre de modélisation économique des externalités de production

Considérons une ressource naturelle homogène et renouvelable dont le niveau d'exploitation dépend de l'ensemble des actions des agents. Notre objectif est de proposer une modélisation simple afin de représenter une concurrence pour l'usage de ressources naturelles littorales, de présenter les externalités de production qui sont à l'origine des conflits d'usage de ces ressources, et enfin de nous focaliser sur un régime de propriété, la propriété commune en accès-libre ou en accès restreint, significatif pour de nombreuses ressources naturelles littorales. Dans le cas d'une ressource naturelle comme la ressource en eau par exemple, les problèmes de qualité et de quantité révélés par les conflits mettent en relief les intérêts divergents des usagers de cette ressource. Les ressources halieutiques illustrent également et de manière chronique ces situations conflictuelles.

Nous retenons comme référentiel des firmes qui exploitent la ressource considérée. Supposons que le niveau de la ressource ou population en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint X , provenant des actions conjointes des agents, est défini tel que :

$$X(\underline{X}, q, \theta)$$

où \underline{X} est le niveau de la population provenant des périodes passées ce qui correspond en d'autres termes à une dotation initiale, $q = (q_1, \dots, q_i, \dots, q_n)$ est un vecteur des quantités extraites de la ressource par chaque agent i , avec implicitement $q_i(K_i, L_i)$ en fonction des dotations individuelles en capital et en travail K_i et L_i , et, $\theta = (\theta_1, \dots, \theta_i, \dots, \theta_n)$ est un vecteur des niveaux d'efficacité dans le processus d'exploitation pour chaque agent i avec θ_i un indicateur de performance en fonction des caractéristiques intrinsèques des firmes. q et θ sont envisagées comme les actions conjointes des firmes et peuvent donc se réécrire comme $q = (q_i, q_{-i})$ et $\theta = (\theta_i, \theta_{-i})$ où q_{-i} est le vecteur des niveaux d'exploitation et θ_{-i} est le vecteur des niveaux d'efficacité de toutes les firmes exceptées i . La population X dépend de l'ensemble des quantités exploitées par les firmes et de l'efficacité de chacune

d'entre elle. X est ainsi décroissante de l'exploitation q_i , $X_{q_i} < 0^2$, et décroissante de l'efficacité des firmes θ_i , $X_{\theta_i} < 0$.

En termes de jeu non-coopératifs, nous aurons $X(q_i, q_{-i})$, et $g(\cdot)$ la fonction de paiement associée telle que $g(X(q_i, q_{-i}))$ (Ostrom et al. (1994), Gardner et al. (2000)).

Ainsi pour chaque agent i , $i \neq j$:

$$\frac{\partial g(X(q_i, q_{-i}))}{\partial X} \frac{\partial X}{\partial q_j} < 0$$

ce qui correspond à une externalité négative de production vers toutes les autres firmes, soit le coût de la non-coopération pour un équilibre de Nash.

3.2.3.2 Hypothèses du modèle

Notre cadre formel s'inspire de Osmundsen (2002b). Soit un nombre n de firmes indicées par i tel que $i = 1, \dots, n$ où chaque firme a un profit π_i tel que

$$\pi_i(P(Q), q_i, C(q_i, X, \theta_i)) = P(Q)q_i - C(q_i, X, \theta_i) + t_i$$

où q_i est l'exploitation individuelle, $P(Q)$ est la fonction de demande inverse avec $P_Q \leq 0$, $P_{QQ} \leq 0$ en fonction de l'exploitation cumulée Q ($Q = \sum_{i=1}^n q_i$) lorsque les firmes ont une influence sur le prix de marché, et $C(q_i, X, \theta_i)$ les coûts associés pour chaque firme. Cette fonction de coût $C(q_i, X, \theta_i)$ est définie par l'exploitation q_i , le niveau de la population en fonction des actions des firmes X , et les caractéristiques intrinsèques de chaque firme θ_i que l'on appelle communément leurs types reflétant leur degré d'efficacité dans le processus d'exploitation. En d'autres termes, θ_i est un indicateur de productivité par rapport aux intrants de production. t_i est un transfert monétaire individuel qui prend la forme d'un instrument économique, une taxe ou subvention, pour chacune des firmes.

La fonction de coût est définie par les hypothèses suivantes (H) :

- H1 : $C_{q_i} \geq 0$, $C_{q_i q_i} > 0$, croissante et convexe en fonction de l'exploitation individuelle q_i ;

²Tout au long de ce chapitre, nous notons les dérivées premières et secondes par des indices afin de simplifier les écritures. Par exemple, les variations de la population X suite à une variation du niveau de la production q_i seront exprimées par X_{q_i} et $X_{q_i q_i}$; en outre, nous écrivons les variations induites sur une autre variable comme la variable de coût que nous verrons ci-après par $C_X X_{q_i}$.

- H2 : $C_X \leq 0, C_{XX} > 0$, décroissante et convexe en fonction du niveau de la population X ;
- H3 : $C_{\theta_i} \leq 0, C_{\theta_i\theta_i} > 0$, décroissante et convexe en fonction de l'efficacité θ_i ;
- H4 : $C_{Xq_i} < 0$, décroissante à la fois en fonction du niveau de la population X et de l'exploitation q_i ;
- H5 : $C_{q_i\theta_i} < 0, C_{X\theta_i} < 0$, décroissante à la fois en fonction des exploitations q_i et du niveau de la population X par rapport à l'efficacité θ_i ;
- H6 : $\lim_{X \rightarrow 0} C_{q_i} = \infty$, asymptotique.

Les types qui représentent l'efficacité des firmes dans le processus d'exploitation, θ_i , sont indépendants et proviennent de la même distribution avec une fonction de distribution cumulée $F(\theta_i)$ pour une densité $f(\theta_i)$ sur l'intervalle $[\underline{\theta}_i, \bar{\theta}_i]$, où $\underline{\theta}_i$ représente la firme avec le niveau d'efficacité le moins élevé et $\bar{\theta}_i$ représente la firme avec le niveau d'efficacité le plus élevé. La fonction de distribution cumulée $F(\theta_i)$ est connaissance commune et satisfait les conditions du taux inverse d'aléa monotone, soit respectivement $\frac{d[(1-F(\theta_i))/f(\theta_i)]}{d\theta_i} \leq 0$ et $\frac{d[F(\theta_i)/f(\theta_i)]}{d\theta_i} \geq 0$, ce qui assure des équilibres séparateurs. Ces propriétés sont propres à l'ensemble des distributions de probabilité usuelles. Par ailleurs, nous supposons que les firmes sont neutres au risque.

3.3 Cas 1 : Agents *sans* pouvoir de marché et usages de ressources naturelles en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint

Dans cette section, notre objectif est double. D'une part, dans un cadre d'information complète nous envisageons l'impact des externalités de production. D'autre part, dans un cadre d'information incomplète de sélection adverse nous étudions le rôle des externalités préalablement modélisées dans les rentes informationnelles des firmes, et nous proposons une modélisation de droits d'usage sur la ressource par le biais de contrats incitatifs. À la suite, nous considérons les conséquences pour l'action publique.

3.3.1 Le cadre d'information complète : comportements des firmes et optimum social

Dans cette sous-section, nous définissons à la fois l'équilibre des firmes et l'optimum social en tant que situation de référence ou “*benchmark*” pour un planificateur social. L'information est complète et symétrique entre les firmes et le planificateur. De ce fait, les firmes ne peuvent pas afficher des caractéristiques différentes de leurs véritables caractéristiques (un type $\hat{\theta}_i$ différent de celui qui correspond à leur véritable type θ_i) et donc jouer sur leur degré d'efficacité dans le processus d'exploitation. Le prix concurrentiel P de la ressource est exogène et s'impose aux firmes.

3.3.1.1 Le comportement des firmes : l'équilibre *ex ante*

Chaque firme a pour objectif de maximiser son profit en fonction de sa variable de décision q_i , considérant les décisions des autres firmes comme données, soit

$$\max_{q_i} \pi_i = Pq_i - C(q_i, X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) + t_i$$

Les firmes sont symétriques et ont des stratégies individuelles identiques avant toute régulation.

La condition nécessaire d'optimalité ou Condition du Premier Ordre (*CPO*) pour chaque firme i est

$$\frac{d\pi_i}{dq_i} = 0$$

soit

$$P = C_{q_i} + C_X X_{q_i} \quad (3.1)$$

Nous obtenons par l'équation (3.1) l'égalité microéconomique classique entre le prix P et le coût marginal d'exploitation C_{q_i} , augmenté de l'impact de l'externalité de production sur sa propre activité $C_X X_{q_i}$ ($C_X X_{q_i} > 0$), ce qui accroît les coûts à la marge. Cette égalité détermine le niveau d'exploitation \tilde{q}_i , où la firme i ne prend pas en compte l'externalité de production qu'elle impose à toutes les autres firmes $-i$ comme nous le verrons par la suite. Le coût privé est ainsi inférieur au coût social. Ce résultat est multilatéral au sens où toutes les autres firmes $-i$ sont touchées; nous avons symétriquement $\frac{d\pi_{-i}}{dq_{-i}} = 0$, et les quantités exploitées sont \tilde{q}_{-i} .

3.3.1.2 L'objectif du planificateur : l'optimum social de second-rang

L'existence d'externalités de production légitime l'intervention d'un planificateur social comme une agence exerçant une politique de régulation. Le planificateur est bénévole et maximise la fonction de bien-être social W correspondant à la somme du surplus des consommateurs et du surplus des producteurs en tant que surplus marshallien, soit :

$$W = S + \sum_{i=1}^n \pi_i$$

Considérons le surplus des consommateurs S

$$S = \int_0^Q P(u)du - \sum_{i=1}^n (Pq_i + (1 + \lambda)t_i)$$

où λ correspond aux distorsions introduites par des transferts coûteux, *i.e.*, le coût marginal des fonds publics, avec $\lambda \geq 0$.

Le profit pour chaque firme i étant

$$\pi_i = Pq_i - C(q_i, X, \theta_i) + t_i$$

il peut être réécrit en fonction du transfert monétaire t_i

$$t_i = \pi_i - Pq_i + C(q_i, X, \theta_i)$$

et ainsi

$$\sum_{i=1}^n t_i = \sum_{i=1}^n (\pi_i - Pq_i + C(q_i, X, \theta_i))$$

L'insertion de $\sum_{i=1}^n t_i$ dans S nous donne

$$S = \int_0^Q P(u)du - \sum_{i=1}^n (Pq_i + (1 + \lambda)(\pi_i - Pq_i + C(q_i, X, \theta_i)))$$

W est ainsi équivalent à $S + \sum_{i=1}^n \pi_i$, donc

$$W = \int_0^Q P(u)du - \sum_{i=1}^n (Pq_i + (1 + \lambda)(\pi_i - Pq_i + C(q_i, X, \theta_i))) + \sum_{i=1}^n \pi_i$$

soit

$$W = \int_0^Q P(u)du + \sum_{i=1}^n (\lambda Pq_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i) - \lambda\pi_i)$$

Nous définissons la situation de référence pour le planificateur social. Il cherche à maximiser la fonction de bien-être social W en fonction du niveau d'exploitation de chacune des firmes, soit

$$\begin{aligned} \max_{q_i} W &= \int_0^Q P(u) du + \sum_{i=1}^n (\lambda P q_i - (1 + \lambda) C(q_i, X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - \lambda \pi_i) \\ \text{sc} \quad &\sum_{i=1}^n \pi_i (P, q_i, C(q_i, X, \theta_i)) \geq 0 \quad \left(\sum_{i=1}^n \mu_i \right) \end{aligned}$$

où les contraintes de participation des firmes sont normalisées à 0 pour des profits de réservation positifs ou nuls ($\sum_{i=1}^n \pi_i (P, q_i, C(q_i, X, \theta_i)) \geq 0$).

La *CPO* pour la firme i est :

$$\frac{dW}{dq_i} = 0$$

soit, avec $i \neq j$

$$P = C_{q_i} + C(q_i, X, \theta_i)_X X_{q_i} + \sum_{j=1}^n (C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i}) \quad (3.2)$$

Nous obtenons un optimum de second-rang en raison de la distorsion introduite par le coût marginal des fonds publics ($\lambda > 0$). L'équation (3.2) est donc de la forme prix P égal au coût marginal d'exploitation C_{q_i} , augmenté de l'impact de l'externalité de production sur sa propre activité $C_X X_{q_i}$ ($C_X X_{q_i} > 0$), et désormais de l'impact de sa propre activité sur toutes les autres firmes $\sum_{j=1}^n C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i}$ ($\sum_{j=1}^n C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i} > 0$) correspondant aux coûts supplémentaires supportés par la collectivité, soit le coût social induit. Cette égalité détermine les niveaux d'exploitations optimaux q_i^* et q_{-i}^* des firmes i et $-i$.

3.3.1.3 Comparaison et discussion

Les quantités optimales exploitées q_i^* et q_{-i}^* internalisent les coûts supplémentaires induits par l'existence d'externalités de production en tant que coûts de la non-coopération. Par conséquent, pour toute firme i , les quantités exploitées à l'optimum sont inférieures à celles obtenues par les firmes individuellement, $\tilde{q}_i > q_i^*$. L'instrument de régulation mis en place par le planificateur, en l'occurrence l'instrument économique t_i , correspond à l'écart entre le coût privé et le coût social induit par les comportements myopes des firmes. Voyons à présent les implications de l'incomplétude informationnelle sur ces résultats.

3.3.2 Le cadre d'information incomplète : vers la mise en place de droits d'usages contractuels

Dans un cadre d'information incomplète, une agence jouant le rôle de planificateur social et bienveillant cherche désormais à modifier les comportements des exploitants de la ressource en fonction d'asymétries d'information entre l'agence et les agents. L'information est utilisée stratégiquement par les agents afin de minimiser leurs coûts privés dans le processus d'exploitation régulé. L'agence subit donc une perte d'efficacité dans ce processus impliquant le versement de rentes d'information aux agents pour une révélation de leur information privée, ce qui correspond à un arbitrage entre l'efficacité allocative et les rentes informationnelles (Salanié (1994), Laffont et Martimort (2002)).

3.3.2.1 Mécanisme de prise en compte des asymétries d'information

Le dessein de l'agence, en tant que planificateur bienveillant, est d'obtenir l'optimum social en limitant les effets d'une situation de sélection adverse lorsque les coûts ne sont pas observables. En effet, l'agence ne connaît pas les caractéristiques intrinsèques des firmes θ_i , mais connaît en revanche la distribution de ces caractéristiques. Nous étudions ici la structure d'un contrat optimal sous la forme d'une combinaison transfert monétaire - quantité exploitée, soit $(t, q)^3$, ainsi que la forme des rentes informationnelles. Pour ce faire, nous nous appuyons sur le principe de révélation puisqu'il est équivalent de proposer des contrats ou de demander directement leurs types aux agents (Myerson (1979), Baron et Myerson (1982)).

Une hypothèse supplémentaire (H7) est désormais nécessaire dans notre cadre d'information incomplète, à savoir l'introduction de la condition de Spence-Mirrlees. Cette condition usuelle assure que pour toute firme i , les courbes d'iso-profit de types différents ne s'intersectent qu'une seule fois dans le repère (t_i, q_i) . Par dérivation implicite de la fonction de profit de chaque firme π_i , nous obtenons le lemme suivant, soit :

Lemma 1 $-(C_{q_i\theta_i} + C_{\theta_i X}X_{q_i} + C_{q_i X}X_{\theta_i} + C_{XX}X_{\theta_i}X_{q_i} + C_X X_{\theta_i q_i}) < 0$, la condition de Spence-Mirrlees ou "single-crossing property".

³ $(t, q) \in \mathbb{R}^2$.

Le planificateur propose un mécanisme de révélation direct basé sur l'exploitation q_i et le transfert monétaire t_i , où t_i correspond à un instrument économique lié au niveau d'efficacité révélée dépendante du type θ_i .

Le menu de contrats révélateurs pour toutes les firmes est ainsi :

$$\left\{ \bar{t}_i(\hat{\theta}), \bar{q}_i(\hat{\theta}) \right\}$$

avec $\hat{\theta} = (\hat{\theta}_i, \hat{\theta}_{-i})$.

En conséquence, les firmes révèlent véritablement et simultanément leurs caractéristiques en fonction de ce mécanisme. \bar{t}_i est le transfert monétaire individuel en réponse auquel la firme i adopte l'exploitation désirée \bar{q}_i . Ce niveau d'exploitation désigne un droit d'usage sur la ressource en tant que contrainte quantitative individuelle, et conduit d'une part à une prise en compte de l'asymétrie d'information, et d'autre part à une internalisation du coût social lié à l'externalité de production.

3.3.2.2 Le comportement des firmes en fonction de leur information privée

La participation des firmes aux processus d'exploitation et les incitations au regard de la révélation de leurs informations privées dépendent respectivement des Contraintes de Participation (CP) et d'Incitations ($CI1$ et $CI2$)⁴ qui sont satisfaites par les contrats.

Pour chaque firme i , ces contraintes sont, $\forall \theta_i, \hat{\theta}_i$

$$CP : \pi_i(\theta_i, \theta_i) \geq 0$$

$$CI1 : \pi_i(\theta_i, \theta_i) \geq \pi_i(\hat{\theta}_i, \theta_i)$$

où

$$\pi_i(\hat{\theta}_i, \theta_i) = \left[Pq_i(\hat{\theta}_i) - C(q_i(\hat{\theta}_i), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) + t_i(\hat{\theta}_i) \right]$$

avec $\hat{\theta}_i$, la seule annonce rationnelle lorsqu'une firme triche. Les firmes agissent comme des joueurs bayésiens en définissant des probabilités sur les caractéristiques des autres firmes (E_{-i})⁵.

⁴Les Contraintes d'Incitations du second-ordre ($CI2$) sont satisfaites et négatives pour un maximum ; la condition de Spence-Mirrlees (H7) est une condition suffisante pour la vérification des conditions locales et globales du second-ordre et donc pour la compatibilité des incitations au menu de contrats proposé.

⁵Nous pouvons noter que des stratégies dominantes des agents au lieu de stratégies bayésiennes pourraient être utilisées alternativement, ce qui conduirait à des résultats similaires.

Les profits sont donc normalisés à 0 pour des profits de réservation positifs ou nuls (*CP*), et des profits similaires ou plus élevés doivent être atteints par une firme de par l'annonce de ses véritables caractéristiques, et donc de son véritable type (*CI1 et CI2*).

Nous obtenons

$$\begin{aligned} \pi_i(\theta_i) &= \max_{\hat{\theta}_i} \left[Pq_i(\hat{\theta}_i) - C(q_i(\hat{\theta}_i), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) + t_i(\hat{\theta}_i) \right] \\ \text{avec } \hat{\theta}_i &= \theta_i \end{aligned}$$

ce qui nous permet d'obtenir la structure des rentes informationnelles des firmes.

Supposons que la firme i de type θ_i affiche un type $\hat{\theta}_i$. La *CPO* pour une firme qui ne dit pas la vérité est

$$[C_{q_i} + C_X X_{q_i}] q_i \hat{\theta}_i = 0$$

et la *CSO* pour une firme qui dit la vérité est donc

$$[C_{q_i \theta_i} + C_{\theta_i X} X_{q_i} + C_{q_i X} X_{\theta_i} + C_{XX} X_{\theta_i} X_{q_i} + C_X X_{\theta_i q_i}] q_i \theta_i \leq 0$$

Nous pouvons en déduire un second lemme en nous appuyant sur la condition de Spence-Mirrlees (Lemme 1 (H7)), à savoir

Lemma 2 $q_i \theta_i \leq 0$, la condition de monotonie⁶.

$q_i \theta_i \leq 0$ représente la condition de monotonie illustrant la décroissance implicite des quantités d'intrants de production utilisés par une firme i dans le processus d'exploitation suite à une augmentation de son degré d'efficacité dans ce processus. En d'autres termes, nous pouvons observer qu'il existe un effet de substitution entre l'efficacité et le volume d'intrants de production utilisé pour rester à production constante.

Les rentes marginales d'information issues de la *CPO* sont donc, $\forall i$

$$\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \Big|_{\hat{\theta}_i=\theta_i} = -C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) \quad (3.3)$$

Dans notre cadre d'information incomplète, les externalités de production apparaissent dans les rentes marginales d'information par l'intermédiaire de la variation du niveau de la

⁶La condition de monotonie du taux de hasard ($\frac{d[F(\theta_i)]/f(\theta_i)}{d\theta_i} \geq 0$) est une condition suffisante pour $q_i \theta_i \leq 0$.

population X en fonction de θ_i . Ceci se distingue des situations standards où seul l'effet de l'efficacité joue effectivement un rôle dans les rentes *via* θ_i . Cet élément conduit à moduler la manière dont les firmes rapportent stratégiquement leurs caractéristiques intrinsèques. Pour l'obtention de rentes informationnelles, les firmes arbitrent désormais entre le poids de l'efficacité et celui de l'externalité de production s'interprétant respectivement comme des effets directs et indirects associés à l'efficacité. De ce fait, les rentes marginales d'information peuvent tour à tour être positives ou négatives, voire nulles, et des incitations à la révélation qualifiées de contraires ou contradictoires apparaissent alors (Lewis et Sapington (1989a, 1989b), Maggi et Rodriguez-Clare (1995), Bontems et Bourgeon (2000), Osmundsen (1999, 2002b)).

Analysons l'équation (3.3) terme par terme. La première partie du membre droit de l'équation est positive ($-C_{\theta_i}(q_i, X, \theta_i) > 0$; H3 : $C_{\theta_i} \leq 0$), et lorsque seul cet élément joue, ceci correspond à une situation classique où les rentes d'information sont croissantes en fonction du degré d'efficacité θ_i . La seconde partie du membre droit de l'équation est négative ($-C_X X_{\theta_i}(q_i, X, \theta_i) < 0$) et traduit dans les rentes marginales d'information l'effet de l'efficacité sur le niveau de la population X en termes d'externalités de production, ce qui induit une décroissance des rentes d'information. Par conséquent, afin d'obtenir la rente d'information la plus élevée auprès de l'agence, une firme i affichera :

- un type $\hat{\theta}_i$ correspondant au type de la firme la moins efficace, $\underline{\theta}_i$, lorsque $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \geq 0$ ($-C_{\theta_i}(q_i, X, \theta_i) \geq -C_X X_{\theta_i}(q_i, X, \theta_i)$) ;
- un type $\hat{\theta}_i$ correspondant au type de la firme la plus efficace, $\bar{\theta}_i$, lorsque $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \leq 0$ ($-C_{\theta_i}(q_i, X, \theta_i) \leq -C_X X_{\theta_i}(q_i, X, \theta_i)$).

Dans le premier cas, nous retrouvons une situation traditionnelle avec un profit marginal positif pour θ_i où la firme i a une incitation à imiter la firme la moins efficace pour obtenir un gain dans le processus d'exploitation régulé. En d'autres termes, le gain en productivité θ_i est plus élevé que la variation du niveau de la population X . Dans le second cas, nous obtenons une situation non standard avec un profit marginal qui est négatif pour θ_i et où une firme a désormais une incitation à imiter la firme la plus efficace pour obtenir un gain dans le processus d'exploitation régulé. Dès lors, le niveau de la population X joue plus fortement que la productivité θ_i sur le profit marginal.

De ce fait, la supériorité d'un de ces deux effets dans les rentes marginales d'information

conduit à discriminer les firmes de manière opposée : les plus efficaces jouiront de rentes informationnelles lorsque l'effet de l'efficacité sera le plus important, tandis que les firmes les moins efficaces disposeront de rentes informationnelles lorsque l'effet de l'externalité de production sera à son tour le plus élevé. Les firmes ayant la même technologie de production et se comportant symétriquement, la dominance d'un des deux effets s'appliquera pour l'ensemble des firmes. Les rentes d'information sont obtenues par intégration des rentes marginales d'information, et sont respectivement :

$$\pi_i = \int_{\underline{\theta}_i}^{\theta_i} E_{\theta_{-i}} \left\{ -C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \tilde{\theta}_i) \right\} d\tilde{\theta}_i$$

pour $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \geq 0$,

et

$$\pi_i = \int_{\theta_i}^{\bar{\theta}_i} E_{\theta_{-i}} \left\{ -C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \tilde{\theta}_i) \right\} d\tilde{\theta}_i$$

pour $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \leq 0$.

Nous en déduisons la proposition suivante.

Proposition 3 *En régime de propriété commune, l'existence d'externalité de production dans le processus d'exploitation en présence d'asymétries d'information modifie la nature des rentes marginales d'information des firmes : l'effet standard associé à leur degré d'efficacité (effet positif) s'oppose à un effet non-standard du à l'externalité de production (effet négatif). L'externalité de production contribue à la détermination des rentes d'information et discrimine les firmes possédant ces rentes.*

Voyons à présent quelle sera la politique de régulation et l'optimum social obtenu par l'agence en prenant en compte ces asymétries d'information.

3.3.2.3 L'objectif du planificateur : l'optimum social de second-rang avec internalisation des asymétries d'information

Pour l'agence, la fonction de bien-être social espéré $E(W)$ s'écrit :

$$E(W) = E_{\theta} \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \int_0^Q P(u) du + \lambda P q_i - (1 + \lambda) C(q_i, X, \theta_i) - \lambda \pi_i \right\} \right]$$

L'agence cherche à maximiser sa fonction objectif $E(W)$ en fonction des quantités exploitées afin de déterminer l'optimum social. L'agence intègre à présent les rentes informationnelles des firmes. Le programme d'optimisation de l'agence est de la forme :

$$\begin{aligned} \max_{q_i} E(W) &= E_\theta \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \int_0^Q P(u) du + \lambda(Pq_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i) - \lambda\pi_i) \right\} \right] \\ \text{sc} \quad \pi_i(\underline{\theta}_i) &\geq 0 \quad (\beta) \end{aligned}$$

où $\pi_i(\underline{\theta}_i) \geq 0$ correspond à la contrainte de participation de la firme la moins efficace.

Par insertion des rentes d'information, le programme d'optimisation devient :

$$\max_{q_i} E(W) = E_\theta \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \begin{aligned} &\int_0^Q P(u) du + \lambda(Pq_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i) \\ &+ \lambda(C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) \\ &+ C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta))) \frac{1-F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \end{aligned} \right\} \right]$$

pour $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \geq 0$,

et

$$\max_{q_i} E(W) = E_\theta \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \begin{aligned} &\int_0^Q P(u) du + \lambda(Pq_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i) \\ &+ \lambda(C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) \\ &+ C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta))) \frac{F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \end{aligned} \right\} \right]$$

pour $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \leq 0$.

Et les CPO sont respectivement :

$$\begin{aligned} P &= C_{q_i} + C_{iX} X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C_{jX} X_{q_i} + \frac{\lambda}{1 + \lambda} (-C_{i q_i \theta_i} - C_{i \theta_i X} X_{q_i} \\ &- C_{i q_i X} X_{\theta_i} - C_{i X X} X_{\theta_i} X_{q_i} - C_{i X} X_{\theta_i q_i}) \frac{1 - F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \\ &+ \frac{\lambda}{1 + \lambda} \left(\sum_{j=1}^n (-C_{j \theta_j X} X_{q_i} - C_{j X X} X_{\theta_j} X_{q_i}) \frac{1 - F(\theta_j)}{f(\theta_j)} \right) \end{aligned} \quad (3.4)$$

et

$$\begin{aligned}
 P = & C_{q_i} + C_{iX}X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C_{jX}X_{q_i} - \frac{\lambda}{1+\lambda}(-C_{i q_i \theta_i} - C_{i \theta_i X}X_{q_i} \\
 & - C_{i q_i X}X_{\theta_i} - C_{i X X}X_{\theta_i}X_{q_i} - C_{i X}X_{\theta_i q_i}) \frac{F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \\
 & + \frac{\lambda}{1+\lambda} \left(\sum_{j=1}^n (-C_{j \theta_j X}X_{q_i} - C_{j X X}X_{\theta_j}X_{q_i}) \frac{F(\theta_j)}{f(\theta_j)} \right) \quad (3.5)
 \end{aligned}$$

Cet optimum est un optimum de second-rang en raison de l'existence du coût marginal des fonds publics ($\lambda > 0$). Les asymétries d'information obligent l'agence à arbitrer entre l'efficacité allocative et les rentes d'information concédées aux firmes. À l'optimum, nous retrouvons la situation d'information complète (équation (3.2)) avec désormais l'apparition de deux termes supplémentaires qui correspondent au coût marginal informationnel. Ainsi, l'agence internalise l'impact de l'externalité de production en termes de coût social induit par l'activité de chaque firme, et révisé ce coût en fonction des rentes informationnelles qu'elle doit concéder aux firmes. Le coût des rentes est considéré au même titre que le coût technique associé à l'exploitation. Les quantités optimales avec asymétries d'information de la forme \bar{q}_i sont déterminées par ces égalités, ce qui caractérise les transferts monétaires optimaux \bar{t}_i pour l'internalisation des externalités, et donc la structure du menu de contrats (\bar{t}_i, \bar{q}_i) .

Dans la première situation, lorsque l'effet de l'efficacité est supérieur à celui de l'externalité de production en termes de profitabilité marginale ($\pi_{i \theta_i}(\theta_i) \geq 0$; équations (3.3) et (3.4)), toutes les firmes exceptée θ_i posséderont des rentes informationnelles; de ce fait, l'agence distordra les exploitations vers le bas sauf pour le type de la firme la plus efficace afin d'éviter des phénomènes d'imitation. C'est un résultat conventionnel communément appelé "*pas de distorsion pour le type le plus efficace*" ou "*no distorsion at-the-top*". *A contrario*, dans la seconde situation, lorsque l'effet de l'externalité de production est supérieur à l'effet de l'efficacité en termes de profitabilité marginale ($\pi_{i \theta_i}(\theta_i) \leq 0$; équations (3.3) et (3.5)), toutes les firmes exceptée $\bar{\theta}_i$ auront des rentes informationnelles; à présent, l'agence distordra les exploitations vers le haut sauf pour le type de la firme la moins efficace. Symétriquement, cette distorsion s'interprète comme un résultat de la forme "*pas de distorsion pour le type le moins efficace*".

En termes de politiques publiques, nous pouvons en déduire plusieurs principes de ges-

tion. Dans la première situation, le coût marginal informationnel est négatif ($\frac{\lambda}{1+\lambda}(-C_{i q_i \theta_i} - C_{i \theta_i X} X_{q_i} - C_{i q_i X} X_{\theta_i} - C_{i X X} X_{\theta_i} X_{q_i} - C_{i X} X_{\theta_i q_i}) \frac{1-F(\theta_i)}{f(\theta_i)} + \frac{\lambda}{1+\lambda} (\sum_{j=1}^n (-C_{j \theta_j X} X_{q_i} - C_{j X X} X_{\theta_j} X_{q_i}) \frac{1-F(\theta_j)}{f(\theta_j)}) \leq 0$; lemme 1 (H7)) ce qui modère le facteur de correction associé aux externalités de production ($C_{i X} X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C_{j X} X_{q_i}$). Étant donné que la part de l'efficacité est plus importante dans la profitabilité marginale que celle des externalités de production, l'agence cherchera, avec distorsion vers le bas des niveaux d'exploitation, à accroître le nombre de firmes dans le processus d'exploitation même celles dont les coûts dans ce processus sont les plus élevés. En effet, il convient de laisser dans le secteur d'activité considéré les firmes afin de capturer le produit de leur exploitation par le biais de l'instrument économique utilisé comme une taxe par exemple. Un schéma de taxation sera d'autant plus applicable sur un nombre étendu de firmes tout comme des subventions accordées avec un caractère de proportionnalité. Dans la seconde situation, le coût marginal informationnel est cette fois-ci positif ($-\frac{\lambda}{1+\lambda}(-C_{i q_i \theta_i} - C_{i \theta_i X} X_{q_i} - C_{i q_i X} X_{\theta_i} - C_{i X X} X_{\theta_i} X_{q_i} - C_{i X} X_{\theta_i q_i}) \frac{F(\theta_i)}{f(\theta_i)} + \frac{\lambda}{1+\lambda} (\sum_{j=1}^n (-C_{j \theta_j X} X_{q_i} - C_{j X X} X_{\theta_j} X_{q_i}) \frac{F(\theta_j)}{f(\theta_j)}) \geq 0$; Lemme 1 (H7)), ce qui accroît le facteur de correction associé aux externalités de production ($C_{i X} X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C_{j X} X_{q_i}$). En effet, lorsque la part des externalités de production est plus importante dans la profitabilité marginale que celle de l'efficacité, l'agence cherchera à écarter du processus d'exploitation les firmes créant le plus de dommages sur la ressource. Une hausse marginale du degré d'efficacité θ_i implique une augmentation des dommages marginaux sur la ressource. L'objet de la régulation sera ainsi de limiter les effets externes sur la ressource en jeu afin de prévenir une situation de surexploitation, voire de reconstituer le stock de la ressource considérée. Enfin, dans chacune des deux situations, la question du choix de l'instrument économique utilisé doit être abordée dans la mesure où le coût marginal des fonds publics contribue, par le biais du coût marginal informationnel, à la distorsion des exploitations opérée par l'agence. De ce fait, il convient d'observer si la taxation et le recyclage de recettes fiscales serait équivalent qualitativement à un système de régulation basé sur des subventions allouées aux exploitants, et plus globalement d'analyser l'influence politique de ce type de choix.

Ceci peut être résumé par la proposition suivante.

Proposition 4 *Le poids relatif d'externalités de production en présence d'asymétries d'in-*

formation détermine l'orientation de la politique de régulation : le coût marginal informationnel diminuera (respectivement augmentera) l'internalisation des dommages marginaux dus aux externalités de production lorsque la part de l'efficacité domine la profitabilité marginale (respectivement lorsque la part de l'externalité de production domine la profitabilité marginale).

Nous avons étudié quelles étaient les implications d'externalités de production en fonction de la structure informationnelle lorsque les firmes étaient en situation concurrentielle avec un prix exogène qui s'imposait à elles. Observons à présent les modifications introduites par l'influence du pouvoir de marché des firmes sur leurs comportements individuels et l'optimum social.

3.4 Cas 2 : Agents *avec* pouvoir de marché et usages de ressources naturelles en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint

Dans cette section, notre motivation porte sur une relecture des résultats obtenus précédemment suite à l'introduction d'une situation de concurrence imparfaite sous la forme d'un oligopole. Les firmes ont désormais une influence sur le prix de marché de la ressource considérée.

L'étendue du problème conjoint de droits et de régimes de propriété insuffisamment définis provoquant une surexploitation, alors qu'un nombre limité de firmes induit une sous-exploitation, a été en particulier mis en évidence par Karp (1992) et Datta et Mirman (1999). Karp (1992) étudie par le biais de jeux différentiels les implications d'une variation du nombre de firmes et des taux d'actualisation en termes de bien-être. Datta et Mirman (1999) décrivent ces distorsions en utilisant une approche sous la forme de jeux différentiels : ils observent comment des pays interagissent dans un cadre d'équilibre général, et trouvent un équilibre de Cournot-Nash en sous-jeu parfait pour des stratégies stationnaires. De plus, ils introduisent une troisième externalité dite biologique. La distorsion de marché est différente de celle de Karp (1992) car les offres et les demandes sont déterminées de manière endogène, et ils privilégient l'observation du rôle de l'échange sur

les externalités, ainsi que l'occurrence de l'échange en fonction de firmes preneuses de prix ou imposant leurs prix.

Notre perspective est différente de celles de Karp (1992) et Datta et Mirman (1999). Dans notre cas, la politique de régulation dépend de la prise en compte d'asymétries d'information, et est effective en fonction de deux distorsions : d'un côté, une sous-exploitation étant donnée la structure de concurrence imparfaite ; d'un autre côté, des coûts supplémentaires qui apparaissent avec les externalités de production pouvant créer une surexploitation à terme. Le but de notre contribution est alors d'examiner les menus d'incitations qu'une agence peut proposer aux firmes afin d'internaliser ces deux distorsions en présence d'informations privées. Nous reprenons la même structure de présentation que dans la section précédente afin de faciliter les comparaisons.

3.4.1 Le cadre d'information complète : comportements des firmes et optimum social

3.4.1.1 Le comportement des firmes : l'équilibre *ex ante*

L'équilibre est un équilibre de Cournot-Nash en termes de quantités-prix et donc de profits dégagés par les n firmes.

Chaque firme a pour objectif de maximiser son profit en fonction de sa variable de décision q_i , considérant les décisions des autres firmes comme données, soit

$$\max_{q_i} \pi_i = P(Q)q_i - C(q_i, X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) + t_i$$

avec la fonction de demande inverse $P(Q)$, où $Q = \sum_{i=1}^n q_i$, et où les quantités exploitées par les firmes influencent le prix de marché.

Les firmes sont symétriques et ont des stratégies individuelles identiques avant toute régulation.

La *CPO* pour chaque firme i est

$$\frac{d\pi_i}{dq_i} = 0$$

soit

$$P(Q) + P_Q Q_{q_i} = C_{q_i} + C_X X_{q_i} \quad (3.6)$$

L'équation (3.6) correspond à l'égalité microéconomique pour chaque firme i entre sa recette marginale, $P(Q) + P_Q Q_{q_i}$, et le coût marginal d'exploitation, C_{q_i} , augmenté de l'impact de l'externalité de production sur sa propre activité, $C_X X_{q_i}$ ($C_X X_{q_i} > 0$). Cette égalité détermine le niveau de production \hat{q}_i , où la firme i ne prend pas en compte l'externalité de production qu'elle impose à toutes les autres firmes $-i$. Ce résultat est multilatéral au sens où toutes les autres firmes $-i$ sont touchées avec $\frac{d\pi_{-i}}{dq_{-i}} = 0$, et ainsi les quantités \hat{q}_{-i} sont exploitées. Le coût privé est dorénavant ambigu à l'échelle individuelle : en effet, dès lors que $C_X X_{q_i} \neq -P_Q Q_{q_i}$, nous avons soit une situation de sous-exploitation ($C_X X_{q_i} \leq -P_Q Q_{q_i}$), soit une situation de surexploitation de la population X ($C_X X_{q_i} \geq -P_Q Q_{q_i}$).

3.4.1.2 L'objectif du planificateur : l'optimum social de second-rang

La situation de concurrence imparfaite et les externalités de production légitiment l'intervention d'un planificateur social comme une agence exerçant une politique de régulation. Le planificateur est bienveillant et maximise le bien-être social W correspondant à la somme du surplus des consommateurs et du surplus des producteurs en tant que surplus marshallien.

$$W = \int_0^Q P(u) du + \sum_{i=1}^n (\lambda P(Q) q_i - (1 + \lambda) C(q_i, X, \theta_i) - \lambda \pi_i)$$

Nous définissons la situation de référence pour le planificateur social en termes de quantités optimales q_i^{**} et q_{-i}^{**} des firmes i et $-i$. Le planificateur cherche à maximiser la fonction de bien-être social W en fonction du niveau d'exploitation de chacune des firmes, soit

$$\begin{aligned} \max_{q_i} W &= \int_0^Q P(u) du + \sum_{i=1}^n (\lambda P(Q) q_i - (1 + \lambda) C(q_i, X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - \lambda \pi_i) \\ \text{sc} \quad &\sum_{i=1}^n \pi_i(P(Q), q_i, C(q_i, X, \theta_i)) \geq 0 \quad \left(\sum_{i=1}^n \mu_i \right) \end{aligned}$$

où les contraintes de participation des firmes sont normalisées à 0 pour des profits de réservation positifs ou nuls ($\sum_{i=1}^n \pi_i(P, q_i, C(q_i, X, \theta_i)) \geq 0$).

La CPO pour la firme i est :

$$\frac{dW}{dq_i} = 0$$

soit

$$\frac{P(Q) - C_{q_i}}{P_Q Q_{q_i}} = \frac{C(q_i, X, \theta_i)_X X_{q_i} + \sum_{j=1}^n (C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i})}{P_Q Q_{q_i}} + \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{n \varepsilon_i} \quad (3.7)$$

où $\frac{1}{\varepsilon_i}$ est l'inverse de l'élasticité-prix de la demande ε_i , *i.e.*, $-\frac{P_Q Q_{q_i} Q}{P_Q Q_{q_i}} = \frac{1}{\varepsilon_i}$.

Nous obtenons un optimum de second-rang en raison de la distorsion introduite par le coût marginal des fonds publics ($\lambda > 0$). L'équation (3.7) correspond à l'égalité entre le taux de marge (taux de “*mark-up*”) pour chacune des firmes en raison de la situation de concurrence imparfaite, $\frac{P(Q) - C_{q_i}}{P_Q Q_{q_i}}$, et en termes relatifs en fonction de $P_Q Q_{q_i}$ le coût marginal d'exploitation, C_{q_i} , augmenté de l'impact de l'externalité de production sur sa propre activité, $C_X X_{q_i}$ ($C_X X_{q_i} > 0$), et de l'impact sur toutes les autres firmes de son activité, $\sum_{j=1}^n C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i}$ ($\sum_{j=1}^n C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i} > 0$), *i.e.*, les coûts supplémentaires supportés par la collectivité, soit le coût social induit. Un nouvel élément apparaît à présent : l'indice de Lerner sous la forme $-\frac{P_Q Q_{q_i} Q}{P_Q Q_{q_i}} = \frac{1}{\varepsilon_i}$ qui mesure les variations des quantités exploitées suite aux variations de prix. Cette égalité détermine les niveaux d'exploitation optimaux q_i^{**} et q_{-i}^{**} des firmes i et $-i$.

3.4.1.3 Comparaison et discussion

Les quantités optimales exploitées q_i^{**} et q_{-i}^{**} internalisent les distorsions liées à la structure de marché imparfaite d'une part, et à l'existence d'externalités de production en tant que coûts de la non-coopération d'autre part. Comme précédemment, les firmes n'adoptent pas spontanément ces quantités optimales ce qui nécessite la mise en place d'instruments de régulation. Néanmoins, en comparant les équations (3.6) et (3.7), dans une situation où $C_X X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C(q_j, X, \theta_j)_X X_{q_i} \leq -P_Q Q_{q_i}$, soulignons que les firmes prendraient directement en compte leurs influences multilatérales sous la forme d'externalités de production.

À la suite, nous étudions les implications de l'incomplétude informationnelle sur ces résultats.

3.4.2 Le cadre d'information incomplète : vers la mise en place de droits d'usages contractuels

3.4.2.1 Mécanisme de prise en compte des asymétries d'information

Comme en situation concurrentielle où les firmes n'ont pas d'influence sur le prix de marché, l'agence recherche l'optimum social en limitant les effets d'une situation de sélection adverse lorsque les firmes possèdent des informations privées sur leurs coûts d'exploitation. La structure du contrat optimal est toujours (t, q) et nous nous appuyons à nouveau sur le principe de révélation, avec la condition de Spence-Mirrlees (Lemme 1, H7).

Le menu de contrats révélateurs pour toutes les firmes est donc de la forme :

$$\left\{ \bar{t}_i(\hat{\theta}), \bar{q}_i(\hat{\theta}) \right\}$$

avec $\hat{\theta} = (\hat{\theta}_i, \hat{\theta}_{-i})$.

Dans un premier temps, considérons le comportement des firmes qui jouent sur leurs informations privées en concurrence imparfaite.

3.4.2.2 Le comportement des firmes en fonction de leur information privée

Pour chaque firme i , les Contraintes de Participation (*CP*) et d'Incitations (*CI1* et *CI2*) sont, $\forall \theta_i, \hat{\theta}_i$

$$CP : \pi_i(\theta_i, \theta_i) \geq 0$$

$$CI1 : \pi_i(\theta_i, \theta_i) \geq \pi_i(\hat{\theta}_i, \theta_i)$$

où

$$\pi_i(\hat{\theta}_i, \theta_i) = \left[P(Q)q_i(\hat{\theta}_i) - C(q_i(\hat{\theta}_i), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) + t_i(\hat{\theta}_i) \right]$$

avec $\hat{\theta}_i$, la seule annonce rationnelle lorsque les firmes trichent. Les firmes agissent comme des joueurs bayésiens en définissant des probabilités sur les caractéristiques des autres firmes (E_{-i}).

Nous obtenons

$$\begin{aligned} \pi_i(\theta_i) &= \max_{\hat{\theta}_i} \left[P(Q)q_i(\hat{\theta}_i) - C(q_i(\hat{\theta}_i), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) + t_i(\hat{\theta}_i) \right] \\ \text{avec } \hat{\theta}_i &= \theta_i \end{aligned}$$

Par conséquent, nous pouvons en déduire la structure des rentes informationnelles des firmes.

La *CPO* pour une firme qui ne dit pas la vérité est

$$[C_{q_i} + C_X X_{q_i}] q_i \hat{\theta}_i = 0$$

et la *CSO* pour une firme qui dit la vérité est donc

$$[C_{q_i \theta_i} + C_{\theta_i X} X_{q_i} + C_{q_i X} X_{\theta_i} + C_{XX} X_{\theta_i} X_{q_i} + C_X X_{\theta_i q_i}] q_i \theta_i \leq 0$$

et nous retrouvons la condition de monotonie (Lemme 2), $q_i \theta_i \leq 0$.

Nous obtenons alors, comme dans le cas où les firmes n'ont pas de pouvoir de marché, les mêmes rentes marginales d'information issues de la *CPO*, soit $\forall i$

$$\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \Big|_{\hat{\theta}_i=\theta_i} = -C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i)$$

Les externalités de production apparaissent ainsi dans les rentes marginales d'information par l'intermédiaire de la variation du niveau de la population X en fonction de θ_i . Les effets de la productivité, θ_i , et de l'externalité de production, X_{θ_i} , agissent ainsi de manière opposée sur la profitabilité marginale. Nous en tirons les mêmes conclusions que précédemment.

Les rentes d'information sont donc toujours :

$$\pi_i = \int_{\underline{\theta}_i}^{\theta_i} E_{\theta_{-i}} \left\{ -C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \tilde{\theta}_i) \right\} d\tilde{\theta}_i$$

$$\text{pour } \pi_{i\theta_i}(\theta_i) \geq 0,$$

et

$$\pi_i = \int_{\theta_i}^{\bar{\theta}_i} E_{\theta_{-i}} \left\{ -C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i) - C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \tilde{\theta}_i) \right\} d\tilde{\theta}_i$$

$$\text{pour } \pi_{i\theta_i}(\theta_i) \leq 0.$$

Étudions à présent quelle sera la politique de régulation et l'optimum social obtenu par l'agence avec prise en compte de ces asymétries d'information.

3.4.2.3 L'objectif du planificateur : l'optimum social de second-rang avec internalisation des asymétries d'information

Pour l'agence, la fonction de bien-être social espéré $E(W)$ s'écrit désormais :

$$E(W) = E_{\theta} \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \int_0^Q P(u) du + \lambda P(Q) q_i - (1 + \lambda) C(q_i, X, \theta_i) - \lambda \pi_i \right\} \right]$$

L'agence cherche à maximiser sa fonction objectif $E(W)$ en fonction des quantités exploitées afin de déterminer l'optimum social. L'agence intègre à présent les rentes informationnelles des firmes. Le programme d'optimisation de l'agence est de la forme :

$$\begin{aligned} \max_{q_i} E(W) &= E_{\theta} \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \int_0^Q P(u) du + \lambda(P(Q)q_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i) - \lambda \pi_i) \right\} \right] \\ \text{sc} \quad \pi_i(\underline{\theta}_i) &\geq 0 \quad (\beta) \end{aligned}$$

où $\pi_i(\underline{\theta}_i) \geq 0$ correspond à la contrainte de participation de la firme la moins efficace.

Par insertion des rentes d'information, le programme d'optimisation devient :

$$\max_{q_i} E(W) = E_{\theta} \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \begin{aligned} &\int_0^Q P(u) du + \lambda(P(Q)q_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i)) \\ &+ \lambda(C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i)) \\ &+ C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta)) \frac{1-F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \end{aligned} \right\} \right]$$

pour $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \geq 0$,

et

$$\max_{q_i} E(W) = E_{\theta} \left[\sum_{i=1}^n \left\{ \begin{aligned} &\int_0^Q P(u) du + \lambda(P(Q)q_i - (1 + \lambda)C(q_i, X, \theta_i)) \\ &+ \lambda(C_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta), \theta_i)) \\ &+ C_X X_{\theta_i}(q_i(\theta_i, \theta_{-i}), X(\underline{X}, q, \theta)) \frac{F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \end{aligned} \right\} \right]$$

pour $\pi_{i\theta_i}(\theta_i) \leq 0$.

Le planificateur social intègre à présent les rentes informationnelles et prend en compte les coûts marginaux d'information. Comme dans le cas d'information complète, le taux de marge, et par conséquent l'élasticité-prix de la demande, peuvent être définis tel que l'optimum social issu de la *CPO* devient alternativement

$$\begin{aligned}
\frac{P(Q) - C_{q_i}}{P_Q Q_{q_i}} &= \frac{C_{iX} X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C_{jX} X_{q_i}}{P_Q Q_{q_i}} + \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{n \varepsilon_i} \\
&+ \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{P_Q Q_{q_i}} (-C_{i q_i \theta_i} - C_{i \theta_i X} X_{q_i} \\
&- C_{i q_i X} X_{\theta_i} - C_{i X X} X_{\theta_i} X_{q_i} - C_{i X} X_{\theta_i q_i}) \frac{1 - F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \\
&+ \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{P_Q Q_{q_i}} \left(\sum_{j=1}^n (-C_{j \theta_j X} X_{q_i} - C_{j X X} X_{\theta_j} X_{q_i}) \frac{1 - F(\theta_j)}{f(\theta_j)} \right) \quad (3.8)
\end{aligned}$$

et

$$\begin{aligned}
\frac{P(Q) - C_{q_i}}{P_Q Q_{q_i}} &= \frac{C_{iX} X_{q_i} + \sum_{j=1}^n C_{jX} X_{q_i}}{P_Q Q_{q_i}} - \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{n \varepsilon_i} \\
&- \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{P_Q Q_{q_i}} (-C_{i q_i \theta_i} - C_{i \theta_i X} X_{q_i} \\
&- C_{i q_i X} X_{\theta_i} - C_{i X X} X_{\theta_i} X_{q_i} - C_{i X} X_{\theta_i q_i}) \frac{F(\theta_i)}{f(\theta_i)} \\
&+ \frac{\lambda}{1 + \lambda} \frac{1}{P_Q Q_{q_i}} \left(\sum_{j=1}^n (-C_{j \theta_j X} X_{q_i} - C_{j X X} X_{\theta_j} X_{q_i}) \frac{F(\theta_j)}{f(\theta_j)} \right) \quad (3.9)
\end{aligned}$$

Cet optimum est un optimum de second-rang en raison de l'existence du coût marginal des fonds publics ($\lambda > 0$). Les asymétries d'information obligent de nouveau l'agence à arbitrer entre l'efficacité allocative et les rentes d'information concédées aux firmes. À l'optimum, nous retrouvons la situation d'information complète (équation (3.7)), avec désormais l'apparition de deux termes supplémentaires qui correspondent au coût marginal informationnel. À l'instar de la situation où les firmes n'ont pas d'influence sur le prix du marché, les quantités optimales avec asymétries d'information de la forme \bar{q}_i sont déterminées par ces égalités, ce qui caractérise les transferts monétaires optimaux \bar{t}_i et la structure du menu de contrats (\bar{t}_i, \bar{q}_i) . La dominance de l'effet de l'efficacité ou de l'effet de l'externalité de production en termes de profitabilité marginale détermine toujours la manière dont l'agence distordra les niveaux de production. De ce fait, le coût marginal informationnel qui est alternativement positif (équation (3.8)) ou négatif (équation (3.9)), tempère ou renforce le facteur de correction associé à l'externalité de production. Néanmoins, l'agence de régulation prend désormais en considération la structure de marché

imparfaite à l'optimum, ce qui conduit à exprimer chaque élément en termes relatifs par rapport à la variation du prix induite par celle des quantités ($P_Q Q_{q_i}$). Dans la première situation (équation (3.8)), l'effet de l'efficacité entraîne une distorsion vers le bas des niveaux d'exploitation, de même qu'un accroissement du nombre de firmes permettant d'augmenter les quantités exploitées tout en baissant le prix de marché. Dans la seconde situation (équation (3.9)), l'effet de l'externalité de production induit une politique de régulation tournée vers l'éloignement des exploitants entraînant le plus de dommages sur la population; cependant, ceci provoque une augmentation du prix de marché vers les consommateurs.

Ceci se conforme à la volonté de l'agence de déterminer le niveau d'exploitation par firme supérieur au niveau spontané bien qu'insuffisant, tout en internalisant les externalités de production générant une surexploitation. Nous obtenons la proposition suivante.

Proposition 5 *En concurrence imparfaite, un régulateur recherchera une exploitation plus élevée (respectivement moins élevée) d'une ressource en propriété commune afin d'abaisser le prix de marché dans l'optique d'accroître le surplus des consommateurs (respectivement afin de réduire les dommages dus aux externalités de production et d'accroître le surplus des producteurs), outre le poids relatif d'externalités de production qui en présence d'asymétries d'information déterminent les distorsions des niveaux d'exploitation mises en place par ce régulateur.*

Examinons à présent quelques compléments à cette analyse de la régulation d'externalités de production associées à l'exploitation d'une ressource en propriété commune en présence d'incomplétudes informationnelles.

3.5 Extensions

Les instruments économiques destinés à prendre en compte les effets externes associés à l'exploitation de ressources naturelles renouvelables en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint peuvent donc, comme mentionné auparavant, prendre plusieurs formes. Le choix d'une taxe peut être motivé par au moins deux aspects : d'une part, la captation de la rente d'exploitation de la ressource auprès de chaque exploitant ; d'autre part, la possibilité de recyclage du produit de cette taxe afin de prendre en compte

et de prévenir les dommages environnementaux, voire de réduire les charges fiscales excessives dans d'autres secteurs de l'économie, ce qui renvoie au concept de double dividende (Chiroleu-Assouline (2001)). En outre, précisons que l'outil fiscal est sensiblement différent selon que l'on raisonne en accès-libre ou en accès restreint. Dans la situation d'accès-libre, deux taxes devraient être instituées, l'une proportionnelle pour internaliser l'externalité comme nous l'avons présenté, et une autre forfaitaire pour limiter les entrées excessives sur le marché, tandis que dans la situation d'accès restreint une taxe proportionnelle devrait uniquement être mise en place (Bontems et Rotillon (2007), Rotillon (2005)). De ce fait, il convient également de s'interroger sur l'entrée optimale de nouveaux exploitants (Osmundsen (2002*b*)).

Au sujet de l'incomplétude informationnelle, nous nous sommes concentrés sur des situations d'informations cachées qui prennent la forme d'une sélection adverse où les firmes maniaient de leurs caractéristiques. L'étude de situations de sélection adverse en dynamique (Sargent et Ljungqvist (2000)) apparaît comme une suite logique en mettant en parallèle la variabilité des informations possédées et révélées, et les fluctuations physiques sur le niveau de la population en jeu au cours du temps. L'engagement et la renégociation des contrats orientent en conséquence le raisonnement (Laffont et Martimort (2002)). De surcroît, l'analyse doit aussi porter sur des situations de comportements cachés avec l'expression d'aléa moral. Une fois les contrats mis en place, des firmes peuvent dévier de leur engagement. Des développements en termes d'aléa moral en dynamique devraient aussi être recherchés.

Par ailleurs, une entrée supplémentaire consiste à s'interroger sur le pouvoir de marché des firmes dans une autre mesure, au sens où dans des situations de dissymétrie, l'une d'entre elles peut être dominante et manipuler le marché à son avantage (Hahn (1984)). Enfin, la dynamique de la ressource (Gaudet et al. (2002), Fuentes-Castro et al. (2003), Fuentes-Castro et Jayet (2003)), la relaxation de l'hypothèse d'homogénéité de la ressource, et les modalités de gestion spatiale (Wilen et Homans (1998), Sanchirico et Wilen (1999, 2001), Wilen (2000), Sanchirico (2005)) pourraient être pris en compte explicitement.

3.6 Conclusion

Dans ce chapitre, nous nous sommes intéressés à l'exploitation d'une ressource naturelle renouvelable homogène en régime de propriété commune d'accès-libre ou d'accès restreint en présence d'externalités de production, successivement par des firmes en situation de concurrence parfaite et par des firmes organisées en oligopole. Avec l'existence d'incomplétudes informationnelles, nous avons étudié l'arbitrage entre l'efficacité allocative en fonction des rentes d'information, et donc l'efficacité économique et environnementale par rapport à l'exploitation de la ressource naturelle. Nous avons montré que les externalités de production ont une influence au sein même des rentes d'information. Ceci donne lieu à deux politiques de régulation opposées selon l'effet qui domine dans ces rentes, où les rentes marginales informationnelles sont identiques indépendamment de la structure concurrentielle. Par ailleurs, nous avons présenté dans une situation de concurrence imparfaite d'oligopole comment la structure de marché conduit le régulateur à moduler le niveau d'exploitation souhaité, puisque le surplus des consommateurs est en jeu en fonction du prix de marché de la ressource. En nous appuyant sur la littérature relative aux pêcheries, nous avons modélisé une forme de droits d'usage sur la ressource, en l'occurrence sur les capacités de production (Charles (2002)), où par extension ces droits d'usage doivent être conformes à des normes sociales locales (Villena et Chavez (2004)).

L'apport de la théorie des incitations pour la GIZC repose ainsi sur l'étude théorique des mécanismes qui permettent à un régulateur de limiter les rentes d'information possédées par les agents qu'il doit réguler. Prendre en compte l'incomplétude informationnelle permet de diminuer les coûts de gestion et les coûts administratifs associés à un processus de GIZC, d'une part d'un point de vue sectoriel et intersectoriel⁷. S'intéresser à un cadre d'analyse de la forme Principal-Agents dans une perspective de GIZC conduit plus naturellement à étendre l'approche vers un cadre Multi-Principaux - Multi-Agents pour saisir les interactions entre plusieurs régulateurs, puisque de multiples institutions ayant un pouvoir de décision sont couramment en jeu (Martimort (1992, 1996, 1999)). Selon les interactions entre l'échelle horizontale ou l'échelle verticale des principaux, les instruments de régulation sont modifiés. Néanmoins, des difficultés techniques d'utilisation de

⁷Nous renvoyons le lecteur au Chapitre 2, section 2.4.

ces modèles rendent leur introduction délicate dans notre travail.

En extension de notre approche théorique, il convient de repositionner l'analyse de la contractualisation des politiques publiques selon l'acceptation que l'on retient du rôle contemporain que l'État ou les gouvernements centraux doivent tenir. Laffont (1999) met ainsi en évidence qu'une organisation décentralisée doit provenir d'arbitrages entre des coûts de coordination, d'information, et d'incitation. L'incomplétude des contrats en fonction des contingences des états de la nature introduit des difficultés associées aux engagements des parties et à la renégociation des contrats. De surcroît, la capture des décisions par des groupes d'intérêts est également un facteur jouant sur les motivations d'une contractualisation plus ou moins étendue ; la séparation des pouvoirs ou des tâches entre plusieurs niveaux de gouvernements ou agences permet de limiter des phénomènes de capture de la décision publique (Laffont et Meleu (1997), Laffont (1999)). Soulignons par ailleurs que l'apprentissage institutionnel joue un rôle moteur, et que les engagements réciproques entre les parties conduisent à un partage des risques. La détermination des types de relation contractuelle quant à la décentralisation des décisions est conditionnée par les choix constitutionnels intrinsèques et différents selon les pays (Zantman (2000, 2002)).

Enfin, au sujet de la gestion des ressources naturelles, il convient d'évoquer une littérature abondante dans le champ de l'économie institutionnelle avec des apports d'autres sciences sociales comme la sociologie, le droit, la science administrative, et la science politique, dont l'un des exemples contemporains les plus significatifs est matérialisé par le "*Institutional Analysis and Development framework*" (IAD) développé par le groupe de recherche en théorie et analyse politiques de l'Université d'Indiana/Bloomington (États-Unis). Fondé par Vincent et Elinor Ostrom, ce groupe s'évertue depuis les années 1980 à montrer comment des règles, opérant à différents niveaux d'organisation sociale, influencent l'utilisation des ressources naturelles non renouvelables et renouvelables par les individus. Autour du concept de CPR, l'IAD correspond à une grille de lecture combinant des apports en provenance de l'économie classique et néo-classique, de la théorie des choix publics, de l'économie des coûts de transactions et de la théorie des jeux non-coopératifs (Rotillon (2005)). Au regard de la "*Tragédie des biens communs*" (Hardin (1968)), Elinor Ostrom met en lumière qu'il est difficile d'en déduire des orientations et surtout des recommandations politiques notamment au sens où l'analyse du partage des ressources

entre un nombre restreint d'utilisateurs qui peuvent communiquer invalide fréquemment la prédiction d'extinction de la ressource à long terme (Ostrom (1990), Seabright (1993), Steins et Edwards (1999), McCarthy et al. (2001), Rotillon (2005)). De même, Elinor Ostrom met en avant que l'État ou le marché ne sont pas les deux seules institutions capables de répondre à cette "*Tragédie*", et que l'expérience acquise et transmise sous forme de coutumes joue aussi un rôle primordial. En d'autres termes, les principes de régulation de l'usage correspondent aux règles, et donc aux accords contractualisés sous formes de contrats incitatifs, et aux accords non-contractualisés sous forme de conventions entendues ici comme un système de valeurs et de normes auxquelles les individus sont sujets et qu'ils mettent en place. Ces règles portent sur les attributs de la ressource commune et sur les usagers autorisés à utiliser celle-ci. Elles doivent être également en partie élaborées et mises en application par les usagers, et des sanctions en cas de non-respect doivent être arrêtées. Des exemples significatifs d'utilisation de cette grille de lecture portent sur la gestion écosystémique des pêches (Rudd (2004)) ou encore sur les modes de gestion de la ressource en eau en matière d'irrigation (Ostrom et Gardner (1993), Ostrom et al. (1994)). L'apport des conventions conduit à souligner que la coordination des agents peut également correspondre au succès des interactions reposant sur des conventions légitimes et non sur des contrats incitatifs, dans la mesure où des conventions légitimes sont plus à même d'être acceptées par les individus (Boltanski et Thevenot (1991), Beuret (1999, 2001), Penanguer (2005), Eymard-Duvernay et al. (2006)). S'agissant des ressources côtières, les conventions de gestion ont un rôle grandissant, en particulier sous la forme de servitudes contractuelles et d'engagements pour la protection et pour la gestion de l'environnement. Ceci renvoie notamment au rôle du Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres (CELRL) et à sa politique d'acquisition foncière pouvant impliquer une délégation de la gestion (Le Pensec (2001)). Dans une plus large mesure, on retrouve ce type d'approche dans le domaine de l'urbanisation et des servitudes environnementales associées à des permis négociables (Godard (2003)).

En adoptant une perspective différente, examinons dans le chapitre suivant quel peut être l'apport du concept de territoire pour la durabilité des zones côtières.

Chapitre 4

Comment mettre en oeuvre une Gestion Intégrée de la Zone Côtière ? (2)

Durabilité et Territoire

4.1 Introduction

La Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC) est un dispositif ayant pour vocation de mettre en oeuvre des objectifs de développement durable à l'échelle de la zone côtière. La GIZC n'est pas seulement un processus de gestion intersectorielle intégrant des contraintes environnementales, mais un processus animant les politiques publiques que l'on peut définir comme le résultat de deux évolutions conjointes. D'une part, face au constat d'aggravation des dégradations et des risques environnementaux malgré la mise en oeuvre de politiques classiques axées sur les effets et privilégiant des outils réglementaires sectoriels, nous pouvons noter l'émergence à partir du milieu des années 1980 d'une deuxième génération de politiques axées sur les sources (Van de Graaf et Grin (1999)). Ces politiques conduisent à l'élaboration de cadres d'approche intégrée définis à l'échelle des écosystèmes (IFEN (1999), Bowen et Riley (2003)). Par conséquent, il ne s'agit plus uniquement de gérer des actifs naturels ou des ressources mais plutôt des écosystèmes dans leur ensemble renvoyant nécessairement à un espace de référence. D'autre part, renforçant les processus de décentralisation qui ont fondé les politiques "*bottom-up*" de développement local dans une logique de contractualisation multi-acteurs, la prise de conscience du besoin

d'une plus grande participation des acteurs conduit à promouvoir une gestion concertée et participative visant à arbitrer les conflits d'intérêt (Rey-Valette et al. (2002)). Une participation accrue des acteurs constitue ainsi une condition d'efficacité des politiques publiques dans l'esprit des programmes d'action publique sur la gouvernance, et permet la mise en oeuvre de procédures de négociation d'objectifs communs. Toutefois, la territorialisation des politiques publiques à vocation environnementale a été, jusqu'à maintenant, le plus souvent assimilée à un changement d'échelle conduisant à décliner des impératifs de conservation ou de protection à une échelle locale.

Dans ce chapitre, nous proposons de montrer en quoi le territoire peut contribuer à la durabilité des espaces littoraux et à la GIZC en fonction d'une définition opérationnelle et territorialisée de la durabilité. Nos objets d'étude sont : de définir notre approche du territoire et d'envisager comment le lien entre les concepts de territoire et de flexibilité engendrent de la durabilité ; puis, d'étudier des propriétés de flexibilité ou d'adaptabilité pour les territoires littoraux. En effet, à partir du moment où l'on admet que la notion de durabilité renvoie à celle de flexibilité, il convient de tenter de définir comment on peut rendre compte de dotations, de processus d'apprentissage, d'opportunités pour les territoires littoraux, que nous regroupons sous la terminologie "Capabilité - Environnement - Territoire".

Notre chapitre est organisé de la manière suivante. Un tour d'horizon du concept de durabilité, de l'importance et du rôle de l'objet territoire, et du fondement qu'il peut représenter pour le concept de durabilité est proposé dans la section 4.2 ; nous présentons à la suite une grille de lecture institutionnelle en termes de dotations et de réponses par la relation "Capabilité - Environnement - Territoire". La section 4.3 expose en complément quelles sont les implications pour les politiques publiques de la prise en compte du concept de développement durable. Enfin, la section 4.4 offre des éléments de conclusion et de perspective.

4.2 Territorialisation des politiques de Gestion Intégrée de la Zone Côtière et durabilité

4.2.1 Le concept de durabilité

Le concept de durabilité suit l'approche séminale du rapport "Brundtland" à propos du développement durable (WCED (1987)). Traditionnellement, la durabilité est associée à des critères comme l'efficacité ou l'équité d'un point de vue économique, et traite de problématiques intragénérationnelle et intergénérationnelle. Le développement durable et donc la durabilité sont liés par les relations entre les "*piliers*" du développement durable à savoir les dimensions environnementale, économique, et sociale, et dorénavant *via* la dimension institutionnelle. Des interactions existent respectivement entre les dimensions environnementale et économique au regard de la viabilité, et entre les dimensions économique et sociale à propos de l'équité. En outre, une distinction est conventionnellement réalisée entre la "*durabilité forte*" et la "*durabilité faible*" permettant une description par différents types de capitaux avec une perspective de stock total. Ces différents types de capitaux sont le capital naturel, le capital physique ou manufacturé, le capital humain et le capital social, et leur substituabilité détermine la position adoptée entre la "*durabilité forte*" et la "*durabilité faible*" (par exemple, en fonction du maintien de l'intégralité du capital naturel). D'après Bromley (1998), la recherche de la durabilité implique un besoin d'évaluation quantitative et qualitative de la nature, au sens de ce que nous souhaitons et devons préserver ; ceci conduit à s'intéresser aux aspects tendanciels afin de réserver un "*cadre et des circonstances*" pour le futur.

Le rapport "Brundtland" et les Agendas 21, suite à la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) (ou deuxième Sommet de la Terre) de Rio de Janeiro en Juin 1992, identifiaient déjà le besoin d'un développement durable des zones côtières. Gallagher et al. (2004) déterminent des "*éléments clefs*" ou des "*concepts mobiles*" de durabilité dans une perspective de gestion de la zone côtière en s'appuyant sur les acteurs porteurs d'intérêt. Dans cette analyse, la durabilité devient un principe directeur qui peut être vu comme un paradigme dominant, qui peut représenter à la fois l'objectif des plans de gestion de la zone côtière et les moyens par lesquels leur réussite

est mesurée. Cependant, il est relativement difficile d'établir des critères pour évaluer cette résussite. L'équilibre est la composante principale de la durabilité que Gallagher et al. (2004) définissent comme une “*considération parallèle de maintenir l'intégrité de l'environnement naturel, la prospérité économique et une opportunité égale pour les populations de bénéficier d'une meilleure qualité de vie*”. D'autres composantes pertinentes s'avèrent être la participation, la planification, la responsabilité, de même que des visions de long-terme et de prospective.

4.2.2 Comment prendre en compte le territoire ?

Lorsque l'on s'intéresse au concept de territoire, le positionnement disciplinaire retenu conditionne sa prise en compte, de même que sa forme et les attributs qui lui sont effectivement octroyés. En sciences économiques, le territoire doit être resitué au sein de l'économie spatiale et géographique dont les thèmes privilégiés sont l'échelle spatiale d'étude, les effets d'agglomération avec les interactions entre les forces centripètes et centrifuges, la différenciation des produits et les économies d'échelle, ainsi que la mobilité des facteurs de production (Fujita et al. (2001), Combes et al. (2006)). Spécifiquement, le territoire en tant qu'objet de recherche recouvre plusieurs distinctions selon le questionnement retenu, à savoir : le territoire administratif ; le territoire “*naturel*” en fonction d'une vision écosystémique ; le territoire en tant que construit social en fonction des représentations des acteurs ; le territoire en tant que lieu d'organisation des acteurs au sens fonctionnel ; le territoire des enjeux en termes de vulnérabilité des populations aux risques environnementaux ; le territoire institutionnel des réponses avec l'adaptation des systèmes de production et l'adéquation des politiques de gestion où l'on retient notamment “*l'espace, ancré dans un lieu physique de coordination d'acteurs à un moment donné pour résoudre un problème productif particulier*” (Pecqueur (2002)). De surcroît, le territoire est généralement éclaté entre plusieurs aspects influents sur son attractivité, au sens où le territoire devient : un lieu d'habitat des ressources faunistiques ou floristiques ; un espace convoité par des activités ou des usages ; un facteur de production de biens et de services pour des activités marchandes et non-marchandes ; un ensemble de réseaux sociaux et une zone d'identité culturelle pour une communauté où l'on s'oriente alors vers la notion de terroir (Douguet et O'Connor (2003)) ; une ressource patrimoniale au titre des paysages

qu'il génère. Mentionnons également que le territoire est le plus souvent perçu comme un support, et qu'il apparaît de façon instrumentée lorsqu'il est défini et restitué par le contenu d'informations géographiques collectées et sous la forme de Systèmes d'Information Géographique (SIG).

Dans une perspective de développement durable, il convient de dépasser la prise en compte de la seule dimension spatiale du territoire de façon à tenir compte des interactions avec les dimensions organisationnelles (Benhayoun et al. (1999)). Theys (2002) insiste sur l'importance du territoire qu'il qualifie de "*brique de base du développement durable*" en particulier concernant la prise en compte des logiques fonctionnelles d'organisation de ces espaces qui tout à fois conditionnent et sont les résultats des stratégies des acteurs. Il évoque l'existence d'un double dividende de l'échelle locale du fait d'une plus grande facilité d'expression des logiques de transversalité et de la mise en place de processus de participation autour de la définition de normes formelles et informelles permettant d'arbitrer les conflits d'intérêt. L'exemple des synergies existantes entre les démarches de qualité des produits et des territoires, dont les labels constituent l'expression la plus symbolique, offre une voie opérationnelle pour dépasser les conflits. La complexité des mécanismes, loin d'être un handicap, constitue au contraire une condition favorable à l'expression de façon démocratique et décentralisée de normes collectivement reconnues suivant un processus d'adhésion à des principes communs qui nécessite des innovations institutionnelles. Dans sa dimension éthique, le développement durable suppose la prise en compte des différentiels d'accès à certains actifs ou services, de même que les différentiels d'exposition aux risques des populations. Par ailleurs, Theys (2002) atteste de la nécessité de prévoir des modalités d'actions spécifiques, ressortant notamment du pouvoir d'arbitre de l'État pour des situations critiques ou de risques majeurs.

Par conséquent, il s'agit de dépasser la vision simpliste d'un développement durable territorialisé comme étant une gestion intersectorielle localisée dans un espace délimité, où la question de la délimitation de cet espace a tendance à focaliser les débats. Cette délimitation est néanmoins importante pour chacun des aspects d'une gestion intégrée et concertée. D'un point de vue analytique, toute procédure de délimitation d'un système en sous-systèmes conditionne la bonne compréhension des niveaux d'organisation de ce système. Nous retrouvons un des postulats clefs de l'analyse systémique reprise par Mer-

met (1992) pour illustrer l'importance des analyses préalables à la gestion intégrée lorsqu'il affirme : "*L'art de la découpe repose sur un cercle : pour bien découper il faut bien comprendre et il faut bien découper pour comprendre*".

En outre, la légitimité des démarches de participation pose la question récurrente de l'articulation des échelles et de la définition d'un territoire de référence (Rey-Valette (2004)) correspondant à l'unité de gestion qui rejoint celle dite de la population concernée (Claeys-Mekhdade (2001)). Au delà des questions de mobilisation et de représentativité des acteurs, le principal écueil tient à ce niveau à la non correspondance entre "*l'espace des problèmes et l'espace des réponses*" (Laganier et al. (2002)). Tandis que pour l'espace des problèmes les contours relèvent des dimensions écologiques ou économiques, l'espace des réponses est quant à lui le résultat des découpages institutionnels et politiques, ainsi que des réseaux d'acteurs, marqués par leur instabilité. Dans le cas des écosystèmes lagunaires, la complexité et la superposition des échelles d'étude liées à la diversité des problématiques évoluent ainsi en fonction des représentations voire des idéologies (Rey-Valette (2002)). L'imbrication des logiques de développement durable et de développement local dans une perspective de GIZC conduit à mettre l'accent sur deux aspects : la réalisation de diagnostics socio-économiques fonctionnels, et l'utilité des outils de gestion associés aux politiques d'aménagement du territoire. Nous retrouvons ainsi les deux axes identifiés par Laganier et al. (2002) à savoir l'analyse "*des interdépendances, et de l'efficacité des politiques publiques et des modalités d'organisation des acteurs*". En résumé, dans une optique de gestion intégrée, nous considérons comme déterminante l'association de l'écosystème en tant que territoire physique et écologique avec le territoire vécu et socialement construit par les réseaux d'acteurs. En d'autres termes, il convient de recouper les logiques qui correspondent aux écosystèmes côtiers et aux socio-systèmes, d'analyser les interactions, et de circonscrire des unités de gestion légitimes et contextualisées.

4.2.3 Vers l'utilisation du territoire comme élément central de la durabilité

La prise en compte de la notion de territoire comme élément central du développement durable oblige à revenir aux représentations de la durabilité. Vis-à-vis de la question de la

délimitation préalablement exposée, nous nous conformons à la distinction proposée par Pearce et al. (1989), et reprise par Laganier et al. (2002), concernant la durabilité importée et la durabilité exportée, relative à la durabilité interne et à la durabilité externe (Zuin-deau (2006)). Nous parlons de durabilité importée (respectivement durabilité exportée) lorsque la durabilité d'un territoire dépend (est envoyée par) des externalités positives ou négatives en provenance (vers) d'autres territoires. La conjonction entre les durabilités interne et externe d'un espace donné dépend des flux de durabilité, et ce n'est que lorsqu'un équilibre est assuré que l'on peut parler de durabilité effective. Cette distinction permet d'aborder la question des interdépendances spatiales entre territoires et a conduit à la définition d'indicateurs de synthèse tels que par exemple les indicateurs "*d'empreinte territoriale*" (Léa et Brodhag (2004)), au sens des approches en termes "*d'empreinte écologique*" ("*ecological footprint*") (Wackernagel et Rees (1996), Wackernagel et al. (1999)), pour mesurer la durabilité effective compte tenu des interdépendances spatiales.

Pour notre représentation de la durabilité et face à l'absence d'une définition de référence, nous retenons ici la logique et le contenu des neuf modules définis par l'Institut Français de l'ENVironnement (IFEN) (2001) rendant compte du concept de développement durable. Outre le fait qu'elle constitue une grille d'analyse du développement durable pour la France, cette grille s'appuie sur un modèle de représentation proche de notre souhait de tenir compte à la fois des concepts de territoire et de flexibilité. Ces neuf modules sont respectivement : efficacité de l'appareil productif (module 1) ; prélèvements et pollutions critiques (module 2) ; gestion patrimoniale (module 3) ; répartition et inégalités spatiales (module 4) ; globalisation et gouvernance (module 5) ; accès aux revenus, services et patrimoines, inégalités et exclusions (module 6) ; satisfaction, préférences, engagement, politiques et gouvernance (module 7) ; principes de responsabilité et de précaution (module 8) ; résilience, adaptabilité, flexibilité, développement de la réactivité (module 9). La territorialisation nécessite de re-visiter les notions de flexibilité ou d'adaptabilité habituellement définies pour des stratégies d'acteurs ou de secteurs de production dans une logique de filière à la suite des nombreux travaux menés durant les années 1980 sur ce thème. Ces travaux ont conduit à substituer les notions d'économie de flexibilité ou de réactivité au concept d'économie d'échelle caractéristique de la période fordiste (Walliser (1985), Cohendet et Llerena (1989), Guerrien (1989)), auxquels l'économie de la

proximité a contribué en introduisant la dimension territoriale. En effet, les travaux réalisés sur les milieux innovateurs (Pecqueur (1996)) et en économie de la proximité (Gilly et Torre (2000), Pecqueur et Zimmermann (2004)) combinent à la fois les logiques sectorielle et territoriale; ils mettent en exergue les externalités positives associées aux formes de localisation. Le territoire est alors envisagé comme un lieu de réalisation des processus économiques et de création de savoir-faire collectifs favorisant, dans un contexte d'informations imparfaite et incomplète, les processus de coordination des acteurs grâce à une convergence des représentations.

Le concept de durabilité renvoie par effet de miroir aux propriétés de résilience des systèmes, que l'on peut définir comme la capacité d'un système à maintenir ses spécificités suite à des pressions impliquant des déformations, celles-ci découlant de ses caractéristiques intrinsèques et de son histoire. Or, cette notion de résilience suppose deux aspects :

- le premier concerne l'adaptabilité des systèmes d'exploitation qui renvoie à leur flexibilité. L'adaptabilité ou la flexibilité des systèmes est souvent assimilée à l'existence de redondances ou de permutations entre les facteurs qui s'opposent à la spécialisation des systèmes (par exemple la pluriactivité); elle est aussi plus généralement assimilée à des attributs tenant à la formation des acteurs ou à leur compétence en termes de maîtrise des situations qui est fonction de leur capacité à mobiliser des expériences antérieures dans le cadre d'un processus d'apprentissage. Cette notion de flexibilité peut aussi être appréhendée en termes de précaution rendant compte des effets de seuils vis-à-vis des processus de renouvellement des actifs;
- le second suppose l'adéquation des systèmes de gestion au sens où la résilience des systèmes suppose une adaptation fine des réponses apportées par rapport à une diversité importante de réponses possibles. En effet, dans le domaine institutionnel, la flexibilité est liée à la capacité de maîtrise organisationnelle des innovations et à la capacité d'hybridation des systèmes de gestion en fonction des spécificités locales. Cette adaptation est alors fonction : du niveau d'information et surtout du délai de connaissance des changements qui s'opèrent; du niveau d'intégration des composantes écologiques, économiques, sociales et institutionnelles, tant dans les diagnostics que pour les modalités de gestion proposées; du niveau d'appropriation du système institutionnel par les acteurs qui conditionne la légitimité de la régu-

lation ; et, de la flexibilité des dispositifs mais aussi du degré d'accumulation du capital social au sein de la communauté concernée.

Par ailleurs, dès lors que l'on privilégie la notion de flexibilité, cela suppose d'être particulièrement attentif aux questions de délais, et notamment aux différentiels entre les vitesses de changement et les vitesses de réaction des réponses données à ces changements. Cette période de réaction est fonction du niveau d'information mais surtout des délais de connaissance des évolutions, des mécanismes d'apprentissage et des routines générés par les systèmes de gestion qui peuvent conduire à ignorer certains changements. À titre d'illustration, l'IFEN (1999) fait apparaître trois échelles de temps en fonction des types de réponses institutionnalisées : la mise en place de mesures réglementaires et de police pouvant intervenir sous un délai de deux ans ; les actions de protection nécessitant une quinzaine d'années ; et, l'impact effectif des actions de prévention structurelle relevant de la formation et de la sensibilisation qui requiert au moins un pas de temps de l'ordre de deux générations.

Le passage de la gestion intersectorielle à la gestion intégrée pour de la durabilité nécessite de définir la durabilité conjointement par les concepts de territoire et de flexibilité, et de transposer la notion de flexibilité des acteurs et des secteurs pour les territoires. La flexibilité est alors envisagée comme résultant d'un certain nombre de facteurs devant être appréhendés dans leur globalité. C'est cette logique que nous envisageons à travers la relation "Capabilité - Environnement - Territoire" dans la sous-section suivante.

4.2.4 Relation "Capabilité - Environnement - Territoire" pour la Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC)

L'hypothèse que nous faisons est de définir une propriété de flexibilité en correspondance avec les analyses des facteurs de flexibilité des stratégies d'acteurs et des secteurs d'activités. Nous proposons de nous appuyer sur la relation "Capabilité - Environnement - Territoire" en tant que tentative de transposition d'éléments de la démarche d'analyse micro-économique de Sen (1987, 1993, 1999, 2002).

La notion de flexibilité peut être appréhendée de façon plus globale au sens de marges de manoeuvre des systèmes ou des communautés. Nous pouvons alors établir un parallèle

entre les aptitudes des communautés et des systèmes en termes de durabilité, et l'analyse micro économique de la capabilité qui relève de la liberté d'agir des individus. Cette liberté d'agir est une composante de leur bien-être en corrélation avec leur capacité à lutter contre la pauvreté. À une échelle individuelle, la capabilité est définie comme le sous-ensemble des fonctionnements possibles pour un individu donné par rapport à l'ensemble des fonctionnements possibles dans l'absolu. La définition de ce sous-ensemble suppose que l'individu ait une liberté de choix qui dépend : des dotations dont il dispose et de ses caractéristiques personnelles, en d'autres termes ses potentialités qui expliquent ses capacités à agir ; et, des opportunités sociales qui conditionnent son accès aux moyens d'action. Sen (1987, 1993, 1999, 2002) distingue quatre types de dotations, les dotations physique, financière, humaine et sociale. Ces dotations sont assimilables à des capitaux au sens où ils peuvent être accumulables et peuvent connaître une dépréciation au cours du temps. Il définit les opportunités sociales comme les règles, les conventions en usages, les biens publics ou collectifs qui conditionnent l'accès aux besoins essentiels des individus. L'accès aux besoins essentiels renvoie alors à la vulnérabilité des individus en fonction des libertés civiques et politiques. Cette vulnérabilité dépend de l'ensemble des potentialités que les individus peuvent mobiliser pour répondre et résister face à des risques.

Par analogie, la relation "Capabilité - Environnement - Territoire" nous conduit à appréhender la durabilité des espaces littoraux comme la résultante d'un ensemble de dotations et de libertés d'action pour les communautés. L'objectif alors pour la GIZC est de favoriser et développer cette liberté d'action. Cette relation "Capabilité - Environnement - Territoire", en extension de la relation "Capabilité - Environnement" adressant le lien entre les dimensions environnementale et sociale du développement durable pour les populations (Lehtonen (2004)), permet d'appréhender la durabilité à l'échelle d'un territoire dans l'esprit de sa durabilité interne. Ceci correspond à une grille de lecture et à un cadre institutionnel de référence au sens du "*Institutional Analysis and Development framework*" (IAD) (Ostrom (1990), Rudd (2004)). La relation "Capabilité - Environnement - Territoire" est le résultat de quatre types de facteurs :

1. Les dotations initiales dépassant la notion de patrimoine au sens où elles rendent compte d'un ensemble de capitaux (naturel, technique ou physique, humain, social). Ces capitaux sont considérés comme des acquis dans une logique de développement

- local visant à valoriser des facteurs et des ressources ;
2. Le mode de production interne qui doit être évalué par une analyse fonctionnelle du territoire et une matrice des interactions faisant le lien avec les pressions exercées ;
 3. Les liens du territoire par rapport aux autres échelles spatiales avec lesquelles il interagit et son degré d'autonomie ;
 4. Les dispositifs institutionnels et les capacités de choix concourant à l'analyse des réponses.

La Figure 4.1 illustre la relation “Capabilité - Environnement - Territoire”.

Afin de compléter cette proposition de grille de lecture, nous étudions dans la section suivante comment la prise en compte du concept de développement durable modifie le fonctionnement des politiques publiques. En effet, ceci correspond aux capacités de réponse mises en place par les dispositifs institutionnels.

4.3 Évolution des politiques publiques et enjeux associés au développement durable

Le développement durable ne doit pas être perçu comme une politique supplémentaire, mais au contraire, comme un référentiel nouveau et transversal à toutes les politiques publiques. Dans le cas français, ce référentiel se matérialise par la Stratégie Nationale de Développement Durable (SNDD) adoptée en 2003 pour renforcer et coordonner les actions publiques. Il s'agit d'un changement de paradigme mettant en avant :

- l'articulation entre domaines, entre échelles temporelles et spatiales, dans une logique de transversalité ;
- la prise en compte du long terme au travers de la satisfaction des besoins du présent sans altérer les capacités du futur ;
- la participation des acteurs de tout ordre (individuels ou collectifs, privés ou publics, sectoriel ou territorial, etc.).

Ce dernier volet renvoie à la question de la gouvernance qui recouvre ainsi pour partie le volet institutionnel du développement durable et qui s'inscrit dans la logique d'un changement de registre de l'action de l'État, initié par la décentralisation. Les notions

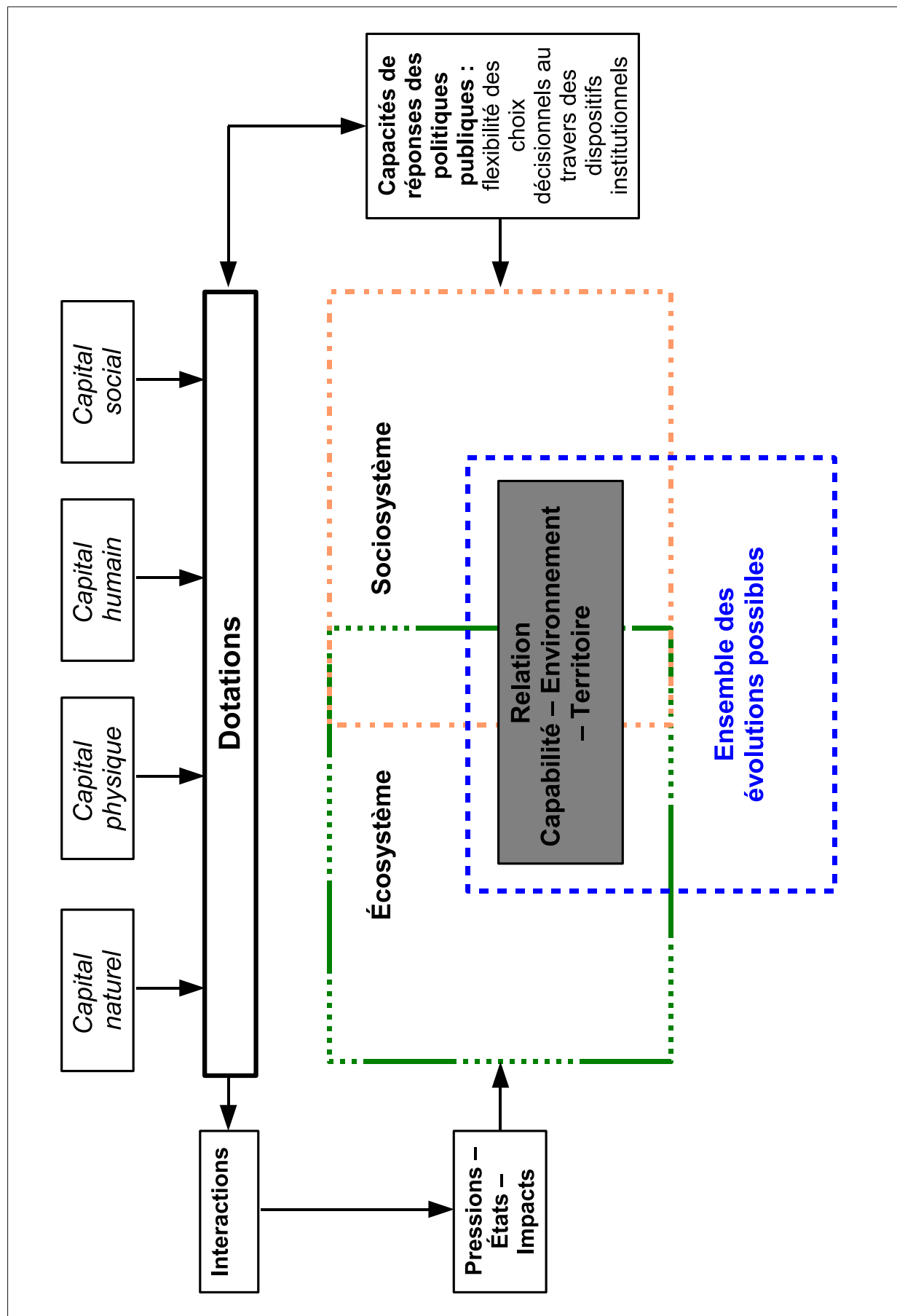


FIG. 4.1 – Relation “Capabilité - Environnement - Territoire” pour la Gestion Intégrée de la Zone Côtière

de développement durable et de territoire interagissent donc sur la mise en oeuvre des politiques publiques. Par ailleurs, ces notions créent des effets de synergie entre elles (Zuindeau (2000)), définis précédemment en termes de double dividende des politiques publiques locales pour le développement durable (Theys (2002)). Les principes de centralité, de hiérarchie et d'unité qui avaient longtemps prévalu en association avec une logique de gestion rationnelle et d'intervention financière ont laissé la place à une nouvelle "*posture*" de l'État (Ayong-le-Kama (2005)). Celle-ci se caractérise par sa fonction de coordination, au sein de dispositifs contractuels rassemblant des acteurs multiples, et par les outils mobilisés qui relèvent de ses capacités réglementaires et incitatives. La logique est alors la mise en compatibilité, *i.e.*, la recherche de la cohérence plutôt que de l'assimilation, ainsi que la recherche de l'ajustement et de l'articulation plutôt que de l'homogénéisation. Pour Duran (1999), "*il en est fini d'une logique standardisée d'action publique au profit d'une gestion différenciée et territorialisée des problèmes publics qui conduit à substituer à un intérêt général mythique l'énoncé d'un intérêt collectif possible*". L'évaluation prospective des modalités d'intervention publique face aux enjeux du développement durable par le groupe de travail ÉQUILIBRES du Commissariat Général du Plan (CGP) (Ayong-le-Kama (2005)) montre : d'un côté, l'influence de la place et du rôle de l'État sur les logiques et les méthodes d'évaluation ; et de l'autre, la nécessité de repenser l'appareil méthodologique pour s'adapter au nouveau référentiel que représente le développement durable. Ce rapport préconise ainsi que l'évaluation se fasse "*d'une part en évaluant la prise en compte par les actions collectives des préoccupations de long terme et d'autre part en appréciant dans quelle mesure la politique publique considérée prend en compte les dimensions économique, sociale et environnementale ainsi que leurs interfaces sans omettre l'aspect participatif*". De ce fait, il ne suffit plus d'évaluer les résultats mais bien les processus et l'esprit des politiques qui se doivent d'être à la fois intégrées et concertées.

Le développement durable pour les politiques d'aménagement du territoire peut consister "*à insister sur la valorisation des ressources endogènes (physiques et humaines) dans une logique de gouvernance locale*" (Ayong-le-Kama (2005)). L'échelle locale suppose la prise en compte des communautés et des réseaux sociaux au sens du capital social. Ceci élargit à la régulation la logique économique du développement local basé sur les externalités

positives issues de la proximité, au sens de la théorie des milieux innovateurs, définis comme “*un ensemble d’acteurs territorialisés, qui réalisent des apprentissages multilatéraux*” (Crevoisier (2005)). Ces questions de régulation ou de gouvernance locale relèvent des recherches sur la proximité, en particulier la proximité dite organisée qui recouvre des pratiques communes (proximité organisationnelle) et des repères communs (proximité institutionnelle) (Torre et Zuindeau (2006)). Dans un premier temps, le caractère territorial a permis un renouvellement des analyses et a été perçu dans une logique favorable de production d’externalités positives. Parallèlement, la prise en compte de l’environnement a introduit l’écosystème comme échelle pertinente d’action. Celle-ci a renouvelé de la sorte les zonages de l’action publique en tendant à découpler les échelles en fonction des types de ressources, multipliant ainsi les référentiels spatiaux où doit se faire l’intégration des politiques. Cette prise en compte de l’environnement élargit le champ de réflexion, en montrant l’existence d’externalités négatives relevant de conflits d’usage et de voisinage autour du partage des actifs environnementaux en termes de proximité subie (Caron et Torre (2006)). Elle permet aussi l’extension des échelles géographiques d’appartenance des acteurs au travers de la gestion d’un actif environnemental (Beaurain et Longuépée (2006)).

La question de l’articulation des politiques est apparue en réponse à l’articulation des zonages écologiques et socio-économiques et à la multiplication des conflits. En effet, outre la prise de conscience de l’existence de “*conflits de voisinage, et rivalités de toutes sortes qui viennent tempérer la vision irénique des vertus prêtées à la proximité géographique des acteurs*” (Rallet (2005)), les espaces fortement urbanisés tempèrent l’intérêt de la proximité géographique du fait de l’existence d’acteurs plus hétérogènes, et de relations plus complexes, plus intermédiées et plus ouvertes vers l’extérieur. Traditionnellement, les politiques publiques d’aménagement et d’urbanisme local reposaient sur une logique de planification spatiale des activités et des usages. En parallèle à la multiplication des conflits internes aux espaces de proximité, on observe un changement de la nature de ces conflits (Perrier-Cornet et Soulard (2003)). Ce changement de nature permet plus une gestion par spécialisation des espaces. L’adaptation à la multiplicité des identités et des intérêts conduit à privilégier l’intégration horizontale et territoriale des objectifs et des mesures. On change ainsi de registre d’action. La coordination ne s’effectue plus seulement

à partir des instruments mais intervient en amont en construisant des représentations communes qui visent à réduire les conflits, faciliter la mise en oeuvre des régulations et renforcer leur efficacité. Mentionnons que la gestion patrimoniale, à l'origine de la prise en compte des préoccupations environnementales, préconisait la coordination des acteurs autour d'un avenir commun (Mermet et al. (2005)).

4.4 Conclusion

Dans le cadre de ce chapitre, notre objectif était de proposer des pistes de réflexion pour une représentation territorialisée du développement durable, ainsi qu'une grille de lecture institutionnelle s'appuyant sur ce concept. Nous avons tenté d'exprimer ceci par le biais d'une relation "Capabilité - Environnement - Territoire" afin de proposer une représentation des dotations et des réponses en fonction des pressions et des impacts que les territoires littoraux subissent. Notre propos n'est pas de dénaturer la pensée originelle de Sen (1987, 1993, 1999, 2002), mais de fournir des éléments de compréhension, de description et de figuration pour les scientifiques et les acteurs décideurs impliqués pour une GIZC. En termes méthodologiques, ceci rejoint la pensée de Bodiguel (1997) où la mise en oeuvre d'une GIZC doit être le fruit de la combinaison d'une approche holistique et d'une approche sectorielle, les deux étant nécessaires et complémentaires. L'approche holistique est spéculative en collectant des données et en montrant comment fonctionne le système littoral; l'approche sectorielle est pragmatique au sens où l'ancrage sur les différents secteurs permet d'avoir une approche concrète des problèmes.

Pour conclure, soulignons quelques difficultés inhérentes au concept même de territoire. Il relève d'une spécificité française au sens où il n'existe pas de traduction anglaise polysémique puisque le terme "*territory*" dénote un sens uniquement administratif, tandis que l'énoncé "*landscape*" exprime la notion de paysage. En revanche, l'adjectif "*territorial*" est largement diffusé traduisant un besoin croissant d'utilisation de ce concept. De surcroît, le territoire est un objet difficile à formaliser mathématiquement parlant au delà de la question de la distance ou de la proximité. L'exemple du pouvoir administratif est significatif de cette difficulté d'axiomatisation.

Pour conclure cette seconde partie, nous considérons dans le chapitre suivant quels sont

les besoins en termes d'indicateurs pour les processus de GIZC, et les modifications introduites par ce concept dans le cadre de l'évaluation des politiques publiques.

Chapitre 5

Indicateurs et principes d'évaluation des politiques publiques pour une Gestion Intégrée de la Zone Côtière

5.1 Introduction

Le développement durable est aujourd'hui un référentiel largement diffusé s'appliquant à l'ensemble des politiques publiques. Vulgarisé par le rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) en 1987 (WCED (1987)), dit rapport "Brundtland", il reprend les principes de l'écodéveloppement proposé dès 1972 par Sachs (1993), et introduit à présent de nouvelles logiques de transversalité, de long terme et de participation dans les objectifs et les pratiques de l'action publique. Suite aux deux derniers Sommets de la Terre organisés par la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) à Rio de Janeiro en 1992 et à Johannesburg en 2002, la reconnaissance institutionnelle de ce référentiel est mise en avant en mettant successivement l'accent sur la préservation de l'environnement et sur le caractère équitable et socialement durable de ce développement. Celui-ci se conjugue avec des impératifs de bonne gouvernance qui introduisent de nouvelles conditions de mise en oeuvre des politiques publiques en termes d'efficacité, de transparence ainsi que de participation et d'information des acteurs et du public (Convention d'Aarhus; CEE-NU (1998)). De multiples travaux ont ainsi été menés par les organisations internationales puis par les

agences et les gouvernements nationaux en vue d'explicitier et de rendre opérationnels ces nouveaux principes, en définissant par exemple des Stratégies Nationales de Développement Durable (SNDD). En particulier, les initiatives de construction d'indicateurs de développement durable se sont multipliées, afin d'élaborer des outils qui permettent de prendre en compte le caractère multidimensionnel du développement durable et de mesurer les avancées réalisées dans ce sens. La CNUED a ouvert la voie en lançant un programme de travail en Avril 1995 qui a conduit en 1996 à une première liste de 134 indicateurs. À l'issue d'un test dans 22 pays, cette liste initiale est réduite à 59 indicateurs dits fondamentaux en 2000, pour lesquels un guide méthodologique est publié en Septembre 2001. La démarche suivie par l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) à partir de 1998 (OCDE (1998)) suit la même logique jusqu'à la publication d'une liste de 69 indicateurs de référence en 2003. La construction des indicateurs européens par EUROSTAT (2005) relève d'une approche analogue : un premier test de 134 indicateurs est intervenu en 1997, suivi d'une liste de 69 indicateurs en 2001, inspirés des indicateurs fondamentaux des Nations Unies. À la suite du sommet de Göteborg en Juin 2001, une "task-force" spécifique a conduit à un système hiérarchisé de 155 indicateurs validés en 2005 : 12 indicateurs dits principaux sont destinés aux décideurs de haut niveau et à un public élargi, 45 indicateurs stratégiques renseignent les sous-thèmes, et enfin 98 indicateurs qualifiés d'analytiques permettent d'appréhender les processus. De surcroît, nous pouvons noter qu'il existe une volonté récente et affirmée de contraction des listes d'indicateurs pour éviter "les cimetières d'indicateurs" dénoncés par de nombreux experts.

Ce foisonnement d'initiatives institutionnelles de construction d'indicateurs de développement durable s'est donc effectué selon les modes traditionnels de consultation internationale au travers de groupes de travail d'experts (Zuinten (2004), EUROSTAT (2005)). La logique retenue est une logique de standardisation centrée sur une offre "raisonnée" d'indicateurs liée aux systèmes statistiques dont l'utilisation est implicite. Ce processus est à la fois homothétique et cumulatif entre institutions partant des listes disponibles pour les adapter à de nouveaux contextes. À l'origine, les indicateurs sont surtout élaborés par "dimension" ou "pilier" du développement durable (environnement, économie, social, et désormais institutionnel) en recherchant une certaine exhaustivité. Aujourd'hui, ce sont

les interactions entre piliers qui sont privilégiées, avec une entrée par de grands enjeux qui permet d'introduire des objectifs précis en fonction des valeurs et des priorités des populations concernées. De ce fait, les indicateurs de développement durable français construits d'abord par pilier, avec notamment le rapport du groupe de travail interministériel sur les indicateurs de développement durable paru en 2004 proposant 45 indicateurs (soit 15 par pilier) (Ayong-le-Kama (2004)), sont à présent structurés par enjeux stratégiques (8 enjeux) de façon à favoriser l'intégration des points de vue (Ayong-le-Kama (2006)).

Progressivement, ces démarches de construction vont se diffuser des échelles internationales et nationales où les indicateurs de développement durable vont surtout jouer un rôle normatif et pédagogique, à des échelles locales où ces indicateurs constituent un véritable outil de mise en oeuvre des principes de développement durable et d'aide à la décision pour les gestionnaires. En effet, c'est à l'échelle locale que l'on peut le mieux prendre en compte les interactions entre les différents piliers du développement durable et surtout où s'expriment les synergies positives entre ces dimensions (Theys (2002)). Par ailleurs, la SNDD définie par la France en Juin 2003 met l'accent sur l'importance des territoires, et préconise la mise en place d'Agendas 21 locaux comme outil privilégié pour intégrer les principes et les objectifs du développement durable. Dès lors, les politiques publiques d'aménagement du territoire, dont l'objet est de planifier et de réguler l'occupation de l'espace entre activités et/ou usages à partir de l'élaboration de projets de développement local, offrent un cadre idéal pour la prise en compte des impératifs de durabilité et des liens entre les dimensions du développement durable. Outre la Loi d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement Durable du Territoire (LOADDT) n°99-533 du 25 Juin 1999 qui constitue le cadre de référence pour les collectivités territoriales, la loi de Solidarité et Renouvellement Urbains (SRU) n°2000-1208 du 13 Décembre 2000 permet de mettre en place une démarche de projet de territoire qui veille au caractère transversal et à la cohérence des politiques sectorielles, et propose de nouveaux outils réglementaires de gestion intégrée et concertée de l'espace à savoir les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT). Ceux-ci préconisent la mise en place d'un aménagement qui soit équilibré, respectueux de l'environnement, favorable à la diversité fonctionnelle et à la mixité sociale. Il s'agit non seulement de définir un projet de développement économique mais aussi de veiller à ce que la population bénéficie d'un environnement sain et d'un niveau de vie

acceptable, et qu'elle soit le plus possible associée aux politiques locales qui ont en commun de prôner la participation et l'information des populations. À terme, les politiques publiques devraient s'orienter vers une conditionnalité des aides publiques et des cadres de contractualisation par rapport au développement durable (Villalba et al. (2005)).

Les procédures variées de construction d'indicateurs engendrent une diversité d'approches dont certaines associent les acteurs, notamment dans le cadre des Agendas 21 locaux ou des chartes d'écologie urbaine. Hormis au niveau local, les processus publics d'élaboration des indicateurs de développement durable témoignent d'une préoccupation principalement centrée sur l'offre s'accompagnant d'une faible appropriation effective des indicateurs. Parallèlement nous pouvons aussi noter, à la suite de la "*Global Reporting Initiative*" en 1997, une multiplication de propositions provenant des entreprises dans le cadre de la Responsabilité Sociale et sociétale des Entreprises (RSE), mais avec une dynamique relativement autonome fondée sur des démarches volontaires plus spontanées (Brodhag et al. (2004)). Précisons que les indicateurs sont d'autant plus appropriés par les entreprises et leurs salariés dès lors que ces démarches constituent pour certaines un enjeu de pouvoir, notamment dans les nombreux processus de certification qui se sont développés en matière de management environnemental.

Dans le cas des territoires littoraux où les pressions anthropiques sont particulièrement vives et les conflits d'usages nombreux, l'intégration du développement durable passe par la mise en oeuvre du processus de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC). Des cadres et des guides méthodologiques ont été établis pour formaliser les principes d'une GIZC à différentes échelles, d'abord internationales (OCDE (1993*a*), UE (1999), COI-UNESCO (2001), UICN (2004)), puis nationales ou régionales. En France, plusieurs documents récents font référence à l'état des lieux et à la stratégie nationale de GIZC : l'évaluation de la Commission Environnement Littoral (CEL) (2002), le rapport de la DATAR (2004) et récemment le rapport français d'application de la recommandation du Parlement Européen et du Conseil de l'Europe relative à la mise en oeuvre d'une stratégie de gestion intégrée des zones côtières en Europe (DIACT et SGMer (2006)). Dans chaque cas, il s'agit de promouvoir une logique de gestion et des dispositifs qui soient à la fois intégrés et concertés, mettant l'accent sur les aspects dynamiques et interactifs ainsi que sur la concertation pour les décisions. La GIZC nécessite néanmoins d'être assortie de modalités

et d'outils de mise en oeuvre opérationnels, tant au niveau des dispositifs institutionnels que des outils d'évaluation et d'analyse dont relève l'élaboration d'indicateurs adaptés. En matière d'indicateurs adéquats, la période actuelle peut être qualifiée de période exploratoire. Outre les tentatives récentes de rationalisation de l'offre globale d'indicateurs pour une GIZC (COI-UNESCO (2003, 2006)) ou plus précisément pour la réalisation de diagnostics environnementaux et socio-économiques (Plan Bleu (2002), AEE (2006)), le besoin dans une perspective d'intégration locale de co-construction avec les utilisateurs finaux des indicateurs est croissant, et ce, pour chaque phase d'un processus itératif de GIZC (Olsen (1997), COI-UNESCO (2001)). Par ailleurs, la question de l'évaluation des processus de GIZC en termes de gouvernance par le biais d'indicateurs pertinents reste une question largement en suspens. En effet, d'un côté, les implications induites par la prise en compte de la GIZC en tant que nouveau référentiel pour l'évaluation des politiques publiques dédiées au littoral restent pour l'instant peu abordées. D'un autre côté, seules quelques tentatives qualitatives s'inscrivent dans une perspective de gouvernance (Billé (2004), Pickaver et al. (2004), Hénocque et Billé (2005), AEE (2006)).

L'analyse que nous proposons dans ce chapitre a deux objectifs précis et s'articule en deux temps. Dans un premier temps, notre volonté est de contribuer aux diagnostics préalables à la mise en oeuvre d'un processus de GIZC, et ce, quelque soit l'impulsion à l'origine de cette démarche¹. Notre dessein est alors de fournir des indicateurs pour évaluer les pressions anthropiques sur les littoraux qui doivent être prises en compte lors de la mise en place d'outils d'aménagement du territoire comme les SCoTs ou le respect des principes de la loi n°86-2 du 3 Janvier 1986 relative à l'aménagement, à la protection et à la mise en valeur du littoral dite loi Littoral. Nous faisons référence à la "*capacité d'accueil*" des territoires littoraux par la définition d'un concept que nous qualifions de capacité de charge sociale. Dans un second temps, notre objet de recherche est de proposer des pistes de réflexion méthodologique pour l'assimilation du concept de GIZC en tant que nouveau référentiel à l'égard de l'évaluation des politiques publiques dédiées au littoral. Notre propos est d'orienter la conception d'indicateurs appropriés pour améliorer la gouvernance des territoires littoraux, et permettre une meilleure articulation entre les échelles globales et locales de gestion.

¹Nous renvoyons le lecteur au Chapitre 2.

Notre chapitre est organisé de la manière suivante². Dans la section 5.2, nous présentons notre concept de capacité de charge sociale, nous exposons notre méthodologie de construction d'indicateurs, et nous proposons des enseignements en fonction de notre cadre d'application. Nous fournissons dans la section 5.3 des conditions nécessaires pour l'évaluation des politiques publiques s'appliquant aux zones côtières et portant une démarche de GIZC. Nous offrons enfin des éléments de conclusion dans la section 5.4.

5.2 Contribution au diagnostic pour une GIZC : capacité de charge sociale et zone côtière

Les zones côtières sont attractives en raison de leurs spécificités géographiques et du style de vie associé à la proximité de la mer. Les écosystèmes côtiers sont parmi les plus riches en termes de faune et de flore ainsi qu'en termes de diversité paysagère. La croissance de la population sur les zones côtières est un phénomène mondial avec des flux additionnels de populations et d'activités. Cet accroissement démographique est principalement dû aux migrations interrégionales, ce qui conduit à une augmentation de la densité de population résidente sur les zones côtières. En France métropolitaine, quasiment 10% de la population vit dans les municipalités côtières; la densité moyenne de population est de 272 hab/km² sur la zone côtière contre une densité moyenne de 108 hab/km² au niveau national. Par conséquent, les pressions sur les zones côtières sont fortes et tendent à s'accroître. Ces pressions sont communes à l'ensemble des environnements côtiers et se matérialisent notamment par des changements d'affectation des sols avec une déprise agricole, par une aggravation des intrusions salines dans les nappes phréatiques, par un accroissement de la vulnérabilité des populations associée aux phénomènes d'érosion côtière et de submersion marine, par une altération des paysages, de même que par une multiplication de la production de déchets dus aux activités touristiques (Burak et al. (2004)). Jentoft et Buanes (2005) mettent ainsi en évidence que les populations locales expérimentent des sensations de "*transgression*" dues à l'afflux de nouveaux arrivants, avec une intensification des conflits pour l'usage de l'espace littoral. Les tensions sur les écosystèmes

²La section 5.2 de ce chapitre est issue de Roussel et al. (2007) tandis que la section 5.3 provient de Rey-Valette et Roussel (2006).

côtiers provoquent des dégradations alors que les dynamiques naturelles et sociales de ces écosystèmes ne sont pas linéaires.

Ceci met en avant la nécessité de promouvoir des pratiques de gestion et de planification de la zone côtière raisonnées dans l'optique d'une GIZC (Cicin-Sain et Knecht (1998), COI-UNESCO (1997, 2001)). Afin de proposer des orientations pour les processus de GIZC dans une logique de diagnostic à l'échelle d'un territoire, il est ainsi essentiel de déterminer quelles quantités de populations ou d'activités les zones côtières peuvent effectivement supporter, et ceci correspond au concept de "*capacité de charge*". La législation actuelle sur la zone côtière française est principalement structurée autour de la loi Littoral (Dauvin et al. (2004)). Cette loi prend en compte le concept de "*capacité de charge*" au travers de la notion de "*capacité d'accueil*" des espaces urbanisés ou à urbaniser (articles L146-2 et L146-6), mais ne propose en revanche pas de directives et de moyens pratiques pour la mesurer (Bonnot (1995)). Par ailleurs, la mise en place des SCoTs suite aux lois SRU et Urbanisme et Habitat (UH) n°2003-590 du 2 Juillet 2003 conduit à s'interroger sur la "*capacité d'accueil*" des populations avec une prospective à dix ans afin de planifier les aménagements urbains et ruraux sur une base intercommunale par l'intermédiaire d'un projet de territoire. Cependant, comme dans le cas de la loi Littoral, aucun outil de mesure n'est proposé. Par conséquent, nous nous intéressons dans le cadre de ce chapitre à deux questions complémentaires. Premièrement, comment peut on évaluer et prendre en compte des pressions anthropiques par l'intermédiaire d'indicateurs pertinents ? Deuxièmement, dans quelle mesure peut on évaluer la capacité de charge de la zone côtière au regard de ses implications socio-économiques, et ainsi rechercher des éléments clefs pour la durabilité de la zone côtière ?

L'objectif de cette contribution est de proposer un éclairage nouveau pour la durabilité des zones côtières par la définition d'une méthodologie visant à construire des indicateurs que nous qualifions de *capacité de charge sociale*, en tant qu'indicateurs de développement durable et de GIZC (COI-UNESCO (2003)). Ces indicateurs évaluent des niveaux et des seuils associés aux pressions anthropiques. En outre, alors que l'intérêt associé à la construction d'indicateurs de développement durable s'est accru depuis une vingtaine d'années, la question de leur usage a été moins étudiée par les scientifiques. Par exemple, dans quelle mesure la prise en compte des utilisateurs finaux par les scientifiques

lors de procédures de co-construction peut elle être un facteur d'amélioration de l'usage des indicateurs? Notre dessein est de fournir une aide à la décision auprès des acteurs locaux gestionnaires et des décideurs politiques pour évaluer et prendre en compte les conséquences associées à l'accroissement démographique sur les littoraux. En effet, les politiques publiques de gestion de l'environnement côtier et d'aménagement du territoire requièrent des outils comme des indicateurs socio-écologiques pour la conception et la mise en oeuvre de ces politiques. De ce fait, la co-construction d'un jeu d'indicateurs est ce que nous recherchons afin d'intégrer la demande sociale et d'offrir une dimension prospective pour les zones côtières.

À partir d'une structure de la forme *Force Motrice - Pression - État - Impact - Réponse* (DPSIR), nous nous focalisons sur les aspects *Pression* et *État*. De plus, nous suivons une logique *Principes - Critères - Indicateurs* (PCI) afin de décomposer les pressions sous-jacentes sur la zone côtière. Le cadre DPSIR renvoie aux directives significatives de la Commission Européenne (CE) (CE (2002)) et constitue un cadre de référence pour la construction d'indicateurs de GIZC (Bowen et Riley (2003))³. La méthodologie PCI fut utilisée pour la première fois pour la gestion durable des forêts tropicales dans les Pays en Voie de Développement (PVD) (Prabhu et al. (1998, 2000)). Notre hypothèse est que l'étude de la capacité de charge sociale pour la zone côtière nécessite une analyse multi-dimensionnelle par le biais d'un jeu réduit d'indicateurs. À propos de la capacité de charge sociale, nous suivons l'approche séminale de Seidl et Tisdell (1999) en se situant dans une perspective d'écologie appliquée et d'écologie humaine. Une littérature assez vaste recouvre les problématiques associées à la capacité de charge, avec les impacts des populations humaines sur la biosphère au sens large (Malthus (1798), Hardin (1968)), sur les prés et les zones protégées (Prato (2001)), ou encore sur les sites touristiques de masse (Jennings (2004), Marzetti Dall'Aste Brandolini et Mozetti (2005)). Prato (2001) souligne que la plupart des méthodes pour évaluer la capacité de charge ne sont pas quantitatives et manquent de rigueur analytique, tandis que Clarke (2002) met l'accent sur le besoin de convertir le concept vague de capacité de charge en une méthode fonctionnelle et quantitative pour la gestion de la zone côtière. Dans ce chapitre, nous proposons une méthode

³Le cadre *Force Motrice - Pression - État - Impact - Réponse* (DPSIR) renvoie initialement au cadre *Pression - État - Réponse* (PSR) développé par l'OCDE (1993b).

pour mesurer la capacité de charge sociale de manière effective. Pour l'élaboration de nos indicateurs, des enquêtes par interview ont été menées dans un cas d'étude auprès d'acteurs porteurs d'intérêt, à savoir des gestionnaires et des élus de communes littorales, afin de co-concevoir les indicateurs. Le cas d'étude qui a été retenu est celui de la lagune de Thau (Région Languedoc-Roussillon et Département de l'Hérault) puisqu'il fait parti des 25 projets pilotes de la stratégie nationale de GIZC pour un développement durable des territoires côtiers (DATAR (2004), DIACT et SGMer (2006)), à travers la mise en place d'un SCoT et d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) par le Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT). La zone côtière de la lagune de Thau illustre de manière significative les problématiques associées à la mise en oeuvre des politiques de GIZC, avec des besoins d'outils d'aide à la décision pour les décideurs locaux. Nous identifions dans ce cas d'étude des niveaux durables et critiques de pressions. Les résultats montrent en outre des degrés d'implication variés de la part des acteurs décideurs, ainsi que des croyances et des méprises de leur part.

Dans la suite de cette section, nous expliquons et resituons tout d'abord ce que nous entendons par le concept de capacité de charge sociale, puis nous décrivons la méthodologie mise en place afin d'obtenir une liste multi-dimensionnelle de 14 indicateurs. Nous proposons ensuite notre application sur le cas d'étude la lagune de Thau et discutons les résultats obtenus, avec des extensions pour étendre l'analyse.

5.2.1 La capacité de charge sociale

S'intéresser à la capacité de charge signifie que l'on cherche à étudier des limites et des seuils à une croissance donnée. En d'autres termes, la capacité de charge renvoie à une croissance permise par un environnement ou une ressource au regard d'une pression induite. L'origine de la capacité de charge repose sur la théorie de la population de Malthus (1798), et sur la conception d'Hardin (1968) de l'impact négatif des surpopulations humaines et animales sur la biosphère et les ressources naturelles avec la "*Tragédie des biens communs*". Le dépassement de la capacité de charge représente dans ce cadre une situation où une population maximale ne correspond pas à la population optimale, et peut ainsi créer des dommages irréversibles pour les ressources et les biens et services. Les fondements de la capacité de charge proviennent de la démographie humaine, de la biologie,

de l'écologie humaine et de l'écologie appliquée (Seidl et Tisdell (1999), Clarke (2002)). Elle est généralement formalisée par une fonction de croissance logistique pour une population donnée (Verhulst (1838)), avec une limite supérieure K . En particulier, la fonction de croissance de Gordon-Schaeffer (1954, 1957) pour les ressources halieutiques illustre comment un environnement marin peut supporter une densité de population étant donné que cet environnement est borné. Par ailleurs, les charges que font porter les pêcheries sur les stocks halieutiques sont habituellement définies en fonction de la Production Maximum Équilibrée (PME). Dans ce cas, la capacité de charge semble être utile lorsqu'elle correspond d'une part à des évaluations de densité de population à court-terme, ou d'autre part à une fonction des ressources disponibles (McLeod (1997)).

Une autre manière d'appréhender la capacité de charge repose sur les apports de l'écologie appliquée ou ceux de la géomorphologie. Les flux de population sur des sites exposés créent souvent des dommages environnementaux alors que ces sites sont visités sur une période de temps très courte. De ce fait, les études sont principalement menées sur des prés ou des zones protégées (Prato (2001)). Au regard de l'impact des activités touristiques sur les sites de tourisme de masse, l'Union Européenne (UE) a conduit une étude sur la capacité de charge et le tourisme sur les zones côtières européennes (UE (2001)). Dans cette optique, Marzetti Dall'Aste Brandolini et Mozetti (2005) explorent la capacité de charge liée au tourisme par le biais de l'évaluation des situations de congestion et des conséquences du surencombrement. Ils considèrent la capacité de charge d'un point de vue social comme un indicateur de perception par les résidents et les touristes de ces effets d'encombrement en fonction du nombre de visiteurs, du bruit, de la criminalité et des retards engendrés. Cependant, ils n'évaluent pas les dommages environnementaux associés, et raisonnent sur des sites spécifiques, à savoir des plages.

De notre point de vue, nous nous focalisons sur la capacité de charge que nous qualifions de sociale en prenant en compte les apports de la géographie sociale et humaine, ainsi que ceux de l'écologie humaine et de l'écologie appliquée. Nous suivons la voie ouverte par Seidl et Tisdell (1999) qui définissent la capacité de charge lorsque les activités humaines sont présentes comme *“un concept normatif complexe influencé par les dynamiques écologiques, les valeurs humaines et les buts, les déterminants institutionnels et les pratiques de gestion”*. En conséquence, la capacité de charge sociale est évaluée afin de discuter et

d'identifier les impacts écologiques et les limites associées à une croissance démographique, et ce, en tenant compte des pressions induites. Dans cette optique, nous reconnaissons que la capacité de charge est socialement déterminée par les modèles de consommation, les infrastructures, et également les impacts sur l'environnement. Clarke (2002) fait l'hypothèse que des limites à la croissance démographique existent, et que cette croissance est concomitante avec une augmentation de l'usage des ressources naturelles et de la production de déchets. Les dommages et les impacts supportés par les écosystèmes se trouvent être au coeur de l'analyse des capacités de charge sociale et culturelle (Daily et Ehrlich (1992)). En outre, soulignons que plusieurs niveaux de capacité de charge sociale existent et dépendent des jugements de valeur et des dynamiques systémiques prédominantes (Seidl et Tisdell (1999)).

Le concept de capacité de charge sociale s'insère dans le concept de durabilité. Nous nous positionnons dans la logique introduite par Daily et Ehrlich (1992) qui associent les concepts de durabilité et de capacité de charge, au sens où "*un processus durable est un processus pouvant être maintenu sans interruption, réduction ou perte de qualités valorisables. La durabilité est une condition nécessaire et suffisante pour une population donnée pour être au niveau ou en dessous de sa capacité de charge*". Enfin, la capacité de charge sociale comme concept normatif implique que plusieurs facteurs doivent être pris en compte dans le but d'estimer un niveau de pression acceptable sur l'environnement, et ainsi développer des schémas de gestion cohérents. Ceci soutient l'existence de plusieurs capacités de charge ou plutôt de plusieurs composantes d'une capacité de charge sociale globale.

Par rapport à la zone côtière, il existe des paliers critiques pour les écosystèmes côtiers puisqu'ils ne peuvent supporter que des niveaux de populations donnés (Rennings et Wiggering (1997)). La complexité repose sur le fait que les flux de population sur la zone côtière sont permanents en fonction de la population résidentielle, ou transitionnels en fonction des populations saisonnières. En conséquence, nous nous focalisons sur des niveaux stationnaires de populations en fonction de l'habitat existant ou prévu dans les documents d'urbanisme.

Au regard de l'accroissement démographique sur les zones côtières, nous devons distinguer ce qui relève des pressions, des états actuels, et des réponses en termes de politiques

publiques (OCDE (1993b), COI-UNESCO (2003), Bowen et Riley (2003)). En outre, en suivant les avancées récentes associées à la construction des indicateurs de développement durable qui reposent sur la définition d'enjeux (EUROSTAT (2005)), notre objectif est de catégoriser des enjeux et d'encourager la participation des acteurs porteurs d'intérêt dans la construction des indicateurs. De ce fait, nous nous reposons sur deux entrées méthodologiques. Premièrement, nous utilisons une structure DPSIR (CE (2002)) et nous évaluons les *Pressions* et les *États* au regard de niveaux durables et critiques pour les écosystèmes côtiers. Deuxièmement, nous utilisons une logique PCI (Prabhu et al. (1998, 2000)) en fonction de ces *Pressions* et de ces *États* où les *Principes* correspondent aux enjeux, et les *Indicateurs* permettent une nécessaire évaluation des *Critères* qui décrivent les *Principes*. Dans la sous-section suivante, nous restituons notre méthodologie de construction des indicateurs de capacité de charge sociale.

5.2.2 Méthodologie et indicateurs de capacité de charge sociale

Notre méthodologie peut être associée aux méthodes et aux outils d'évaluation des impacts, ou aux approches qualifiées "*d'écarts de soutenabilité*" ("*sustainability gap*") (Ekins et Simon (1999), Ekins et al. (2003)) bien que nous ne rassemblons pas ici l'ensemble des informations associées aux dommages environnementaux dans une perspective de monétarisation. Parmi les travaux qui proposent des jeux d'indicateurs prenant en compte les situations de surpopulation, nous pouvons citer "*l'empreinte écologique*" ("*ecological footprint*") (Wackernagel et Rees (1996), Wackernagel et al. (1999)) qui exprime l'appropriation humaine de la production écologique en termes d'espace requis en hectares ; cette approche rattache les consommations des populations et leurs déchets à l'espace productif. Néanmoins, au lieu d'atteindre seulement une mesure synthétique comme ce qui est produit par "*l'empreinte écologique*", ou de dériver des valeurs monétaires, nous nous concentrons sur un nombre fini de dimensions environnementales et socio-économiques dans une perspective multi-dimensionnelle. Cette optique multi-dimensionnelle peut être envisagée en complément des approches synthétiques évoquées ci-dessus et animée par des besoins de constructions d'indicateurs territoriaux (Gadrey et Jany-Catrice (2007)). Par le biais de notre méthodologie, nous tentons alors de construire de manière partenariale avec les acteurs concernés un bilan multi-dimensionnel capturant ce concept de capacité

de charge sociale.

Notre analyse se déroule en trois temps.

1. Dans un premier temps, nous avons établi une classification des enjeux qui doivent être évalués comme des *Pressions* et des *États* par le biais d'*Indicateurs* de capacité de charge sociale, par 3 *Principes* majeurs avec 7 *Critères* correspondants. Ces *Principes* et *Critères* sont respectivement :

- une qualité environnementale acceptable par rapport aux niveaux de pollutions et de déchets en étudiant les rejets d'effluents et d'eaux usées, les déchets ménagers, et la pollution atmosphérique ;
- la préservation des ressources naturelles en étudiant les usages des ressources en eaux et les consommations en énergie ;
- la réglementation de l'usage des sols, avec les populations et les infrastructures, en étudiant l'affectation de l'usage des sols et les entrées populations et infrastructures.

La Figure 5.1 synthétise les *Principes* et les *Critères* que nous avons définis pour l'évaluation de la capacité de charge sociale.

2. Dans un second temps, nous avons réalisé des documents de synthèse⁴ pour chaque *Critère* qui résument :

- les objectifs de notre méthodologie ;
- les problématiques actuelles et les caractéristiques de la zone côtière de notre cas d'étude ;
- la législation française et internationale en vigueur, de même que les responsabilités qui incombent aux gestionnaires locaux, aux élus, et aux techniciens des communes littorales ;
- les *Indicateurs* pour mesurer les *Critères* considérés, et la façon dont ils ont été construits (mathématiquement et statistiquement ; une présentation détaillée de ces indicateurs est proposée dans l'Annexe 1) ;
- un arbre décisionnel utilisé en tant qu'interface de dialogue afin d'articuler l'ensemble des *Indicateurs* retenus pour chaque *Critère* (Crinquant (2005)).

3. Dans un troisième temps, nous avons réalisé des interviews par questionnaire auprès

⁴De l'ordre de quatre pages en moyenne.

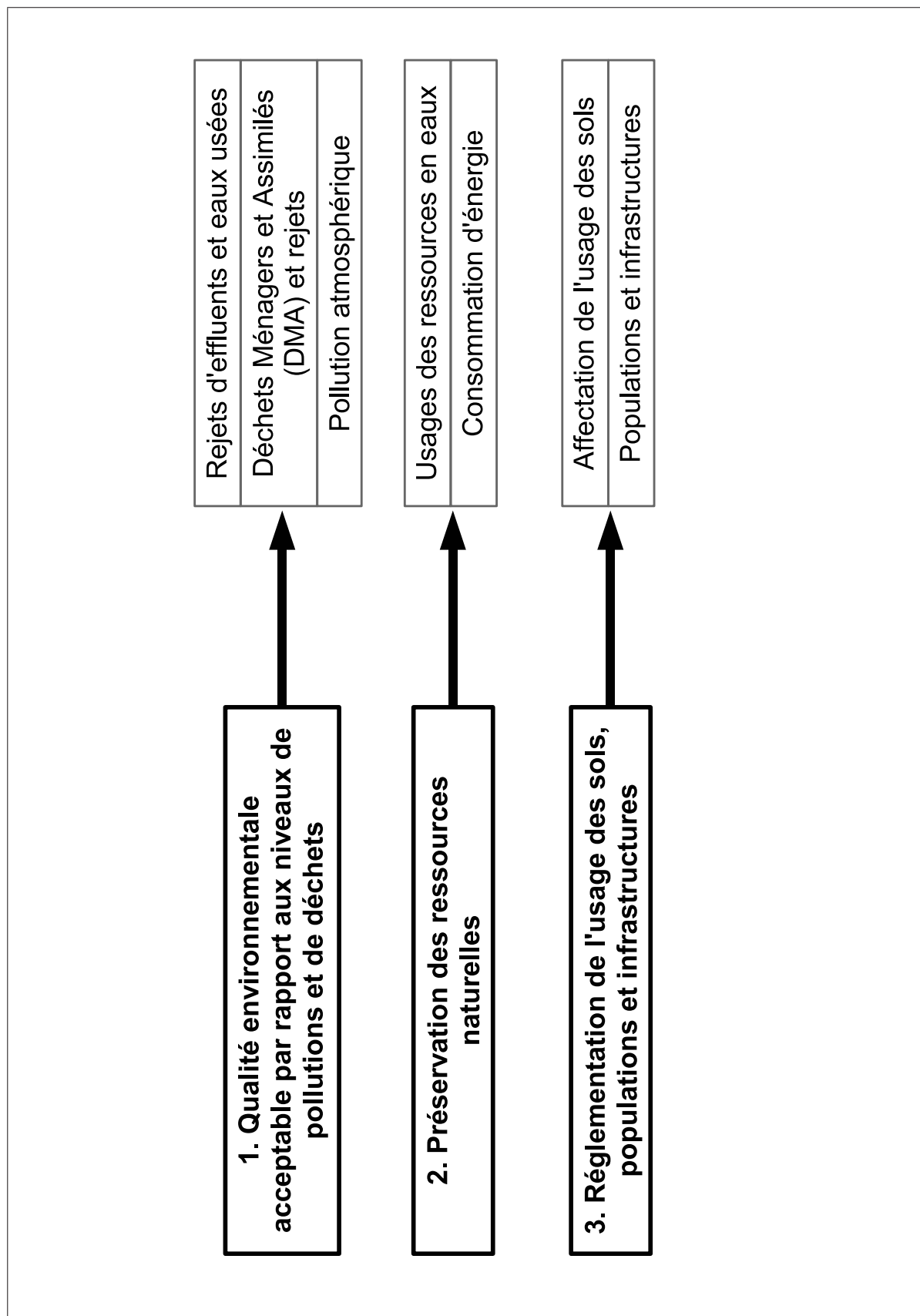


FIG. 5.1 – Principes et Critères associés à la capacité de charge sociale pour la zone côtière

des gestionnaires et des élus au sein des municipalités et des structures intercommunales, afin de discuter des documents de synthèse. Les interviews ont été menées de la manière suivante : nous avons commencé par expliquer notre cadre d'analyse et notre démarche, et nous avons laissé les personnes interviewées choisir le *Critère* sur lequel elles se sentaient les plus compétentes ; en fonction de ce choix et de la consultation du document de synthèse correspondant, une discussion spécifique à ce *Critère* a été engagée et les *Indicateurs* (non calculés) ont été présentés pour capturer l'étendue de leur connaissance sur les problématiques locales, suivi d'une discussion générale. La pertinence des *Indicateurs*, et la révision de leur construction par les gestionnaires et les élus a été ainsi pleinement prise en compte.

Nous avons une liste de 14 Indicateurs qui sont synthétisés dans le Tableau/la Figure 5.2, avec les *Principes* et les *Critères* correspondants.

Suite à ce travail de définition des *Indicateurs*, nous avons dérivé des résultats quantitatifs et qualitatifs à partir de notre cas d'étude, en fonction des données disponibles collectées auprès des agences et des autorités publiques. D'après nos choix de *Critères*, des données ont été collectées auprès de l'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE), de la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF) et de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF), de la Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) et de la Direction Régionale de l'ENvironnement (DIREN), de l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), de la Chambre de Commerce de la zone considérée, des structures intercommunales, et des municipalités. Les résultats sont présentés dans la section 5.2.3.

5.2.3 Cas d'étude : résultats et enseignements

5.2.3.1 Le cas d'étude de la lagune de Thau

Notre choix pour ce cas d'étude s'est porté sur la lagune de Thau comme évoqué préalablement. Sa surface est de 7500 hectares pour une profondeur moyenne de 4,5 mètres. Les municipalités locales faisant parties de la zone côtière de la lagune de Thau, au sens où elles ont une influence sur la lagune (proximité géographique, bassin versant, frange côtière,

Principes	Critères	Indicateurs
<p>1. Qualité environnementale acceptable par rapport aux niveaux de pollutions et de déchets</p>	<p><i>Rejets d'effluents et eaux usées</i></p>	<p>Indicateur 1 : Pollutions et leur localisation : densité de traitement et localisation des rejets d'effluents</p> <p>Indicateur 2 : Capacité résiduelle de traitement des effluents</p>
	<p><i>Déchets Ménagers et Assimilés (DMA) et rejets</i></p>	<p>Indicateur 1 : Localisation des sites de traitement des déchets</p> <p>Indicateur 2 : Capacité résiduelle de traitement des déchets</p>
	<p><i>Pollution atmosphérique</i></p>	<p>Indicateur 1 : Qualité de l'air, indicateur ATMO</p> <p>Indicateur 2 : Émissions de CO2 des ménages</p>
	<p>2. Préservation des ressources naturelles</p>	<p><i>Usages des ressources en eaux</i></p>
<p><i>Consommation d'énergie</i></p>		<p>Indicateur 1 : Demande en énergie (électricité)</p> <p>Indicateur 2 : Durabilité de la production d'énergie (diversité)</p>
<p><i>Affectation de l'usage des sols</i></p>		<p>Indicateur 1 : Urbanisation et population correspondante</p> <p>Indicateur 2 : Gestion des sols / Affectation des surfaces</p>
<p>3. Réglementation de l'usage des sols, populations et infrastructures</p>	<p><i>Populations et infrastructures</i></p>	<p>Indicateur 1 : Qualité des infrastructures de santé et d'éducation</p> <p>Indicateur 2 : Infrastructures : réseaux (routes, rails, etc.), trafics, encombrements ; densité de routes et demande vers les réseaux routiers</p>

FIG. 5.2 – Indicateurs de capacité de charge sociale

etc.), sont au nombre de 22. Sur les trente dernières années, le taux de croissance de la population a été de +40% pour atteindre sensiblement 130000 habitants. Ceci correspond approximativement à 15% de la population du Département de l'Hérault pour une densité moyenne de 268 hab/km². La Figure 5.3 propose une carte de la zone côtière de la lagune de Thau avec sa localisation géographique et les municipalités correspondantes.

Notre choix s'est justifié de la manière suivante. Premièrement, son héritage naturel marin est associé à une productivité élevée et à une diversité biologique liées aux problématiques de qualité des eaux en fonction des interactions entre les eaux marines, lagunaires et de ruissellement. Deuxièmement, la variété de l'exploitation économique de la lagune crée souvent des antagonismes et des conflits. Les principales activités tournent autour des petits métiers de la pêche et des activités d'élevage lagunaire avec la conchyliculture, du tourisme, des activités de loisir dont les activités nautiques, ou encore du thermalisme. Les activités d'élevage lagunaire occupent approximativement 20% de la lagune pour une production annuelle de l'ordre de 15000 tonnes de coquillage. Troisièmement, les pressions urbaines et sur l'usage des sols sont élevées et s'accroissent avec la proximité de la zone urbaine de l'agglomération de Montpellier. La zone côtière de la lagune de Thau devient ainsi une zone de desserrement avec un taux élevé de résidents qui travaillent actuellement dans la zone urbaine de Montpellier. La plupart des municipalités sont urbanisées, bien que 60% du foncier correspond toujours à des terres agricoles. Toutefois, l'agriculture est actuellement en déclin et le développement des zones agri-urbaines s'est intensifié ces dernières années sous la pression résidentielle. Enfin, des mesures de gestion au regard des problématiques environnementales et d'aménagement de la zone côtière ont été développés depuis une vingtaine d'années ce qui crée des acquis institutionnels. Ces mesures furent cependant principalement définies sur le plan sectoriel et dirigés quasi-uniquement vers une logique de délimitations et de vocations spatiales afin de résoudre les conflits d'usage, avec notamment le Schéma de Mise en Valeur de la Mer (SMVM) signé en 1995. Aujourd'hui, cette logique de délimitation spatiale est couplée avec un projet de territoire, alors qu'un SCoT pour la planification urbaine et rurale, et un SAGE pour la gestion des ressources en eaux sont en cours de mise en oeuvre par le SMBT. Quatorze municipalités appartiennent au périmètre du SCoT et sont pleinement impliquées dans sa mise en oeuvre *via* les structures intercommunales. Ces schémas représentent le noyau du processus de



FIG. 5.3 – Localisation de la zone côtière associée à la lagune de Thau, municipalités et bassin versant

GIZC pour la zone côtière de la lagune de Thau (DIACT et SGMer (2006)). Ce projet de territoire est animé par les concepts de cohérence et d'actions transversales en tant que plateforme pour l'intégration (Lehtonen (2004)).

5.2.3.2 Résultats du cas d'étude

Les indicateurs de capacité de charge sociale estimés pour le cas d'étude de la lagune de Thau sont proposés dans le Tableau/la Figure 5.4. Nous nous positionnons dans une logique de prospective en travaillant sur les échelles spatiales et temporelles du SCoT, *i.e.*, en retenant le périmètre des 14 municipalités tout en déterminant nos résultats à l'horizon 2015⁵.

Les résultats montrent que des niveaux durables peuvent être identifiés. Par rapport aux rejets d'eaux usées, l'indicateur de densité de traitement et de localisation des rejets d'effluents est à un niveau acceptable avec une densité moyenne de traitement de 1468 hab/ha. Les capacités résiduelles de traitement des effluents et des déchets sont à des niveaux satisfaisants avec respectivement des dimensionnements qui permettront d'accueillir +63000 habitants et +83509 habitants en 2015. La qualité des eaux souterraines est relativement bonne en particulier pour les nappes phréatiques de surface. L'indicateur d'usage des sols indique une marge positive de +1686 habitants liée au potentiel d'urbanisation⁶, bien que la croyance généralisée est que la zone côtière de Thau est actuellement surpeuplée. La pression foncière est forte, tandis que les infrastructures éducatives de même que les réseaux de transports (routes, transports publics) sont à des niveaux satisfaisants. Néanmoins, il y a des seuils critiques montrant que la capacité de charge sociale de la lagune de Thau est en réalité sous tension. Premièrement, le déficit d'offre d'eau potable sera élevé en 2015 avec un déficit journalier estimé à -6914m³. Deuxièmement, la demande d'électricité estimée des ménages sera forte avec 10595 GW/h en 2015. Par ailleurs, la zone côtière de la lagune de Thau est dépendante en ressources fossiles, et la diversité énergétique n'est pas suffisante et orientée vers les énergies vertes avec seulement un parc éolien. Troisièmement, des intrusions salines dans les aquifères côtiers commencent

⁵Les résultats sont déterminés pour l'année 2015 en fonction des données disponibles ; autrement, les résultats sont déterminés pour l'année 2005.

⁶En liant les capacités d'urbanisation et d'habitat des Plans d'Occupation des Sols (POS)/Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) et les projections de population pour l'année 2015 dans la zone.

Indicateurs de capacité de charge sociale	Types	Mesures (en moyenne)
Pollutions et leur localisation : densité de traitement et localisation des rejets d'effluents	Quantitatif & qualitatif	1468 hab./ha ; sensitivité élevée de la localisation des sites
Capacité résiduelle de traitement des effluents	Quantitatif	+ 63000 hab. (estimation pour l'année 2015)
Localisation des sites de traitement des déchets	Qualitatif	Sensitivité élevée de la localisation des sites
Capacité résiduelle de traitement des déchets	Quantitatif	+ 83509 hab. (estimation pour l'année 2015)
Qualité de l'air, indicateur ATMO	Quantitatif	(Données indisponibles)
Émissions de CO2 des ménages	Quantitatif	4380 T/km ² (estimation pour l'année 2015)
Qualité de l'eau	Qualitatif	Bonne qualité de l'eau souterraine, sensibilité élevée des masses d'eau côtière
Capacité résiduelle en eau potable	Quantitatif	- 6914 m ³ (estimation journalière pour l'année 2015)
Demande en énergie (électricité)	Quantitatif	10595 GW/h (estimation pour l'année 2015)
Durabilité de la production d'énergie (diversité)	Qualitatif	Faible
Urbanisation et population correspondante	Quantitatif	+ 1686 hab. (estimation pour l'année 2015)
Gestion des sols / Affectation des surfaces	Quantitatif	Surface totale : 373 km ² ; surface urbanisée 53,2 km ² ; surface avec des contraintes de protection : 246,5 km ² ; surface sans contrainte de protection : 82,8 km ²
Qualité des infrastructures de santé et d'éducation	Quantitatif & qualitatif	Ratio nb. lits hospitaliers : 1 pour 179 hab. ; Ratio nb. de médecins : 1 pour 991 hab. (estimation pour l'année 2015) ; 70 infrastructures éducatives ; qualités des infrastructures respectivement faibles et satisfaisantes
Infrastructures : réseaux et trafics ; densité de routes et demande vers les réseaux routiers	Quantitatif & qualitatif	22980 véhicules routiers par jour pour 32380 passagers ; 20% à 38% d'utilisation des transports publics ; congestion élevée l'été

FIG. 5.4 – Indicateurs de capacité de charge sociale pour la zone côtière de la lagune de Thau

à être enregistrées. Quatrièmement, les services de santé ne sont pas suffisamment développés et répartis sur la zone côtière de Thau. Il existera un déficit d'infrastructures hospitalières couplé à un déficit de l'offre de médecins à l'horizon 2015, alors que la population résidente tend à devenir plus âgée en raison des migrations des personnes retraitées. Par conséquent, l'évaluation montre des risques tendanciels stratégiques en fonction des pressions environnementales et sociales que nous avons pris en considération. L'accroissement de la population intensifie la tension sur les réservoirs d'eaux souterraines, met en évidence les carences des infrastructures hospitalières et souligne les besoins concrets en termes énergétiques (en termes de volume et de diversité).

Parallèlement à ces résultats, nous envisageons dans le paragraphe suivant la perception des enjeux par les gestionnaires locaux et les élus décideurs.

5.2.3.3 Enseignements : perception des enjeux et usages des indicateurs de capacité de charge sociale par les acteurs décideurs

Pour mettre en oeuvre nos interviews par questionnaire, une sélection aléatoire d'acteurs a été effectuée parmi les 14 municipalités impliquées dans le SCoT en prenant en compte leur localisation géographique, *i.e.*, en fonction de leur localisation soit dans l'arrière-pays, soit au bord de la lagune et éventuellement touchant également le front de mer, soit uniquement en front de mer (voir Figure 5.3). Les interviews furent ainsi effectuées avec les gestionnaires et les élus des municipalités de Frontignan-la-Peyrade, de Marseillan, de Mèze, de Villeveyrac, avec les gestionnaires de la Communauté d'Agglomération du Bassin de Thau (CABT), de la Communauté de Communes du Nord Bassin de Thau (CCNBT) et son agence d'urbanisme, ainsi qu'avec les gestionnaires du SMBT qui met en oeuvre à la fois le SCoT et le SAGE.

Les interviews ont mis en évidence des caractéristiques intéressantes comparées aux *Pressions* identifiées. Les tendances et les changements futurs sont perçus de manière relativement approximative par les élus municipaux avec des idéologies comme le fait que les ressources en eau potable sont intarissables ou que la salinisation des aquifères côtiers n'est pas un phénomène tendanciel. Les élus municipaux sont principalement tournés vers les problèmes d'accession aux logements en termes d'achat et de location, ce qui révèle une préoccupation tournée vers l'équité, en tant qu'interface économique et sociale de la

durabilité, envers les générations présentes et futures. En outre, ils mettent en avant le besoin de ne pas discriminer les populations pour l'accès aux stocks de ressources naturelles. Ceci illustre de manière significative la proximité des décideurs et des citoyens bien que les populations changent démographiquement et culturellement. Par ailleurs, les problématiques côtières sur l'ensemble de la zone sont difficilement perçues par les élus municipaux qui ne se concentrent en partie que sur leurs propres municipalités plutôt qu'à l'échelle intercommunale, alors que le SCoT impose une planification durable pour l'ensemble de la zone. *A contrario*, les gestionnaires qui travaillent soit à l'échelle communale, soit à une échelle intercommunale, ont une perspective plus globale et moins restrictive. En réalité, ceci met en évidence les différences d'implication et de participation des agents publics dans les processus de GIZC.

Les décideurs cherchent à contrôler l'information au regard du caractère unique des actifs environnementaux et de l'irréversibilité associée aux dégradations actuelles (Bromley (1998)). Les indicateurs de capacité de charge sociale que nous proposons permettent aux décideurs d'être alertés et de rechercher les futurs coûts d'opportunité dépendant des dynamiques et des pratiques. En s'interrogeant sur la question des usages des indicateurs de capacité de charge sociale, nous pouvons mettre en évidence qu'ils prennent la forme d'une interface de discussion locale entre les décideurs et les scientifiques, ce qui a des effets stabilisateurs en accomplissant un processus de co-construction. La co-construction est basée à la fois sur l'expression des besoins par les décideurs lors des interviews, et sur l'intégration effective de ces besoins par les scientifiques. Par conséquent, les indicateurs renforcent les actions concertées puisqu'ils améliorent la réciprocité et la confiance entre les parties (en complément, une autre démarche de co-construction et de sélection d'indicateurs de développement durable est proposée dans l'Annexe 2). La prise en compte du côté de la demande permet des choix méthodologiques plus judicieux en fonction des problématiques côtières. D'un côté, les indicateurs mettent en lumière les problématiques ; d'un autre côté, les indicateurs permettent de réviser les enjeux et les mythes associés à la zone côtière. Par exemple, un mythe traditionnel est celui que l'espace disponible est infini, et qu'il n'y aura aucun problème futur d'allocation de l'espace (Jentoft et Buanes (2005)), ce qui doit en réalité être couplé à d'autres dimensions comme l'accès aux ressources naturelles et aux infrastructures de transports, éducatives, ou encore sanitaires.

5.2.4 Extensions

La perception des enjeux et les différents usages des indicateurs de capacité de charge sociale par les décideurs correspondent aux besoins d'accroître les connaissances pour la gestion de la zone côtière. Cependant, l'analyse que nous avons proposée peut être améliorée par les apports suivants. Clarke (2002) met en évidence que l'analyse de la capacité de charge est spatialement explicite, et requiert l'utilisation de Systèmes d'Information Géographique (SIG) pour spatialiser les indicateurs. Les parcelles de terre, les dépassements de la capacité de charge sociale en termes de surexploitation de ressources naturelles, et les infrastructures de tout ordre doivent être représentés sous forme géographique. Les outils d'aide à la décision fournissent des bases de données globales et complètes sur les zones côtières et leurs ressources, de même que sur les usages actuels et potentiels des zones côtières (Prato (2001), Jentoft et Buanes (2005)). Ceci peut être plus généralement étendu dans des applications SIG en économie de l'environnement et des ressources naturelles (Bateman et al. (2002)). D'après Dietz et al. (2004), les outils informatiques et les modèles jouent un rôle croissant dans les perceptions et les représentations que se font les gestionnaires locaux et les experts impliqués dans la gestion de la zone côtière. En outre, en fonction des flux stationnaires de population, une différenciation doit être réalisée entre les populations locales et saisonnières selon les pressions induites. Le Tableau/la Figure 5.5 fournit une typologie des populations qui doivent être suivies en priorité sur la zone côtière.

Les populations qui vivent localement, celles qui visitent la zone côtière pour des motifs de loisir, ou encore touristiques, etc. causent des pressions et des impacts qui diffèrent de manière significative en fonction de leurs caractéristiques. De la même façon, en s'intéressant à la capacité de charge à la fois sociale et culturelle (Seidl et Tisdell (1999)), les caractéristiques culturelles ont besoin d'être explorées principalement en fonction de la question suivante : comment les populations définissent elles les qualités d'une zone côtière donnée ? Les analyses offertes dans le domaine de recherche de la nouvelle économie culturelle peuvent ici être pleinement mobilisées. L'âge, le genre, le revenu, le taux de chômage, les différences de perspectives générationnelles, les preuves scientifiques, l'audience des médias, le leadership politique, les communautés et le rôle joué par l'opinion publique, l'hétérogénéité des individus, les normes sociales, etc. sont autant de caractéristiques qui

Catégories de populations	Impacts et / ou caractéristiques de ces impacts
<i>Population résidente et travaillant localement, et population travaillant à l'extérieur de la zone considérée</i>	Degrés d'autonomie des zones littorales et polarités internes et externes
<i>Population résidente et localisation des rejets et des eaux usées</i>	Différentiels d'impacts sur la qualité des eaux, et pollutions des masses d'eaux côtières
<i>Population résidente et types de prélèvement d'eau potable (nature des nappes phréatiques)</i>	Différentiels d'impacts sur les eaux souterraines
<i>Population et types de logements (individuels ou collectifs)</i>	Déchets, eaux usées, consommations en eaux, consommations d'espace
<i>Population résidant en dehors de la zone et travaillant localement</i>	Déchets, eaux usées, consommations en eaux
<i>Population résidant et travaillant en dehors de la zone mais se rendant fréquemment sur sites pour des motifs de loisir</i>	Déchets et consommations d'espace
<i>Population touristique et activités liées aux vacances saisonnières</i>	Déchets, eaux usées, consommations en eaux, consommations d'espace

FIG. 5.5 – Catégories de population et impacts sur la zone côtière associée à la lagune de Chau

doivent être étudiées. Les décideurs croient souvent que les valeurs et les normes associées à la zone côtière s'auto-entretiennent malgré les évolutions démographiques (Jentoft et Buanes (2005)).

Enfin, dans un registre de transparence, d'exhaustivité, et d'usages des indicateurs de capacité de charge sociale que nous avons proposés, il convient de recourir à des principes d'évaluation des indicateurs d'un point de vue à la fois technique et politique (Gadrey et Jany-Catrice (2007)). S'interroger sur le mode de construction notamment en termes d'intégrité des données, de types de mesure (objective ou subjective), de dimensions (complétude, nombre et équilibre, choix et transparence), de même que sur les usages alternatifs des indicateurs (comme la comparabilité, l'universalité) et les usages politiques des indicateurs (en fonction de la légitimité de l'indicateur, des types futurs d'usages possibles en termes de construction du débat public, du lien avec une finalité collective) s'avèrent être des exercices à mener à la fois *in cursus* et *ex post*.

Tournons nous à présent vers les implications associées à la prise en compte de la GIZC en tant que référentiel pour l'évaluation des politiques publiques littorales.

5.3 Évaluation des processus de Gestion Intégrée de la Zone Côtière

5.3.1 Évaluation des politiques publiques pour une Gestion Intégrée de la Zone Côtière

L'évaluation d'une politique est définie comme le fait de "*rechercher si les moyens juridiques, administratifs ou financiers mis en oeuvre permettent de produire les effets attendus de cette politique et d'atteindre les objectifs qui lui sont fixés*" (décret du 22/01/90 ; CGP (1991)). Plus précisément, on peut parler d'une "*procédure dont la finalité est de produire des informations au regard des moyens, des objectifs et des résultats produits dans le cadre d'un programme d'action afin de préparer la décision publique*" (Garrabé (1994)). Elle doit permettre d'améliorer :

- l'imputabilité ("*accountability*") des systèmes d'action publique, *i.e.*, la transparence des politiques publiques et la capacité à rendre des comptes à une autorité supérieure

- ou à un public démocratique ;
- la gestion des services publics responsables du programme, suivant une conception gestionnaire plus axée sur la mise en oeuvre ;
- la finalité décisionnelle en permettant de préparer les décisions concernant la poursuite, l'arrêt ou la refonte de la politique (CSE (1996)).

L'évaluation des politiques publiques est issue de l'adaptation des méthodologies éprouvées d'évaluation et de calcul économique de projet, conçues dans le cadre des travaux sur la rationalisation des choix budgétaires des années 1970. Le guide pratique de Bridier et Michailoff (1980), régulièrement ré-édité, le manuel relatif à l'action des pouvoirs publics de Monnier (1992), ou celui de Garrabé (1994) introduisant les questions d'externalités environnementales, en sont emblématiques. L'apparition plus récente d'essais spécialisés sur l'évaluation des politiques publiques (Perret (2003), Muller et Surel (2000), Gaudin (1999)), ne fait souvent qu'esquisser les complexités et les enjeux nouveaux introduits par le caractère intégré et concerté de ces politiques. Par analogie avec le cycle du projet, la notion de cycle d'une politique s'est imposée dans les faits et les procédures faisant se succéder les phases d'identification et d'élaboration, puis de mise en oeuvre et enfin de suivi-évaluation. Il s'agit bien des phases observées dans les pratiques des institutions publiques et dans les travaux des économistes. En revanche, les politistes (Muller (2000)) et/ou les sociologues (Callon et al. (2001)) ayant une perception des politiques publiques en termes de construit social et de cadre normatif d'expression de pouvoir, ont une partition moins stricte. Plutôt que des phases ou des étapes, on pourrait parler de temps, avec une période de genèse ou de formulation de la politique qui recouvre la problématisation et la mise sur agenda et qui débouche sur la construction d'un référentiel, suivie d'une période de mise en place et de fonctionnement qui correspond à l'élaboration du système d'intervention et à la mise en place des procédures. On retrouve cette approche avec le cadre d'évaluation spécifique aux politiques publiques environnementales proposé par Larrue (2000), qui se réclame d'une approche systémique avec un point de vue proche des politistes. Au-delà de la nécessaire différenciation fonctionnelle des tâches, ce phasage a implicitement introduit l'idée d'une séquentialité d'autant qu'elle facilitait une spécialisation par types d'acteurs. Tandis que l'étape de conception voit la prédominance des experts, la mise en oeuvre concerne le dispositif institutionnel dont relève la

politique (par exemple les chartes ou les Groupes d'Action Locale (GALs) pour les politiques de développement local). Le suivi évaluation est en général le fait des institutions de tutelle impliquées par leurs apports financiers et/ou leurs soutiens institutionnels⁷. Rapidement, l'évaluation va être séquencée par rapport au cycle de la politique : elle peut être *ex ante*, *in cursus*, en fin de programmation ou *ex post* avec une spécialisation et une standardisation des contenus techniques. Les pratiques observées pour l'évaluation des politiques publiques qui relèvent du domaine de l'aménagement du territoire ou du développement régional, fortement liées aux programmes européens (fonds structurels, Programme d'Initiative Communautaire (PIC)-LEADER, Programme de Développement des Zones Rurales (PDZR), etc.), montrent la prédominance des indicateurs de réalisation et de résultats comme mesure des effets générés par rapport aux objectifs.

Quatre grands critères permettent de préciser les registres de l'évaluation, l'efficacité, l'efficience, la cohérence et la pertinence (Garrabé (1994)). Afin de standardiser les pratiques et mutualiser les apports, de multiples guides généraux ou spécifiques à un secteur, une politique, ou un domaine, ont été élaborés à divers échelons, tels par exemple les guides "Means" pour les politiques européennes. Avant les impératifs du développement durable, les politiques publiques de nature sociale avaient déjà contribué à freiner ces efforts de standardisation et cette division des tâches. Elles ont révélé la complexité des approches transversales et horizontales, et les difficultés qui en découlent pour l'évaluation qui ne doit plus aborder "les politiques publiques comme des boîtes noires" (CSE (1996)). De même, le développement local, et plus généralement les politiques territorialisées, voient fleurir nombre de méthodologies de diagnostic participatif qui tendent à imbriquer l'identification du contexte, qui constitue la situation de référence pour l'évaluation *ex post*, et des atouts et des contraintes avec la définition des plans d'actions. Au niveau de l'évaluation, la dimension audit est délaissée au profit de procédures d'évaluation collective axées sur une démarche de réflexivité des acteurs. Une différenciation des démarches s'institue alors entre : les conceptions classiques de l'évaluation, *i.e.*, selon une approche normative, et les nouvelles pratiques que l'on peut rassembler autour du vocable de participatives mais qui recouvrent une diversité de formes selon les types d'acteurs et le degré de participation, ce degré pouvant aller de la consultation passive à la participa-

⁷Avec souvent délégation et sous-traitance auprès de bureaux d'études spécialisés.

tion auto-mobilisatrice. Ces démarches donnent lieu à des appellations multiples comme la recherche-action, l'auto-évaluation, l'évaluation externe, l'évaluation procédurale, l'évaluation concertée, etc. (Ayong-le-Kama (2005)).

Alors que les directives et les référentiels des politiques publiques évoluent dans un sens favorable à la prise en compte du développement durable, la plupart des guides et des pratiques observées en matière d'évaluation de ces politiques reste très ancrée dans les approches classiques. Ils se situent généralement en aval du processus de concertation et ne traitent pas de l'évaluation des actions de participation et de médiation qui relèvent du volet institutionnel du développement durable. L'essentiel des efforts pour la prise en compte du développement durable et des territoires se situe plutôt au niveau du diagnostic, avec récemment des avancées significatives de la recherche quant aux formes de mobilisation des acteurs autour du diagnostic (Debarbieux et Lardon (2003)). Ainsi, l'étude de la prise en compte du développement durable dans les projets de territoire (ETD (2004), Boutaud (2005)), confirme l'importance des efforts effectués aux niveaux des diagnostics voire de la formulation des projets, mais aussi les faiblesses de mise en oeuvre liées aux difficultés de "*coordination entre les échelles d'actions et d'organisation de la participation*" (ETD (2004)). En fonction des outils réglementaires, diverses grilles pour la prise en compte du développement durable ont été produites, avec notamment en matière d'aménagement celle du Centre d'Études sur les Réseaux de Transport et d'Urbanisme (CERTU)⁸. De nombreuses initiatives similaires ont été réalisées notamment dans le cadre de l'obligation d'évaluation environnementale des SCoTs (DIREN-LR (2005)). Les indicateurs d'efficacité proposés concernent l'identification et la mesure des incidences négatives sur l'environnement ainsi que l'étude des mesures réductrices ou compensatoires de ces incidences. De fait, les nouveaux besoins issus de la prise en compte du développement durable correspondent peu ou prou aux limites des méthodologies classiques de l'évaluation. La présence d'effets conjoints entre politiques, l'instabilité sociale

⁸Il s'agit d'une grille de lecture du développement durable dite RST.01 élaborée en 2002 par le Réseau Scientifique et Technique (RST) du Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. Elle met l'accent sur les indicateurs d'interface entre piliers du développement durable, avec une évaluation en classes qualitatives renseignées à dire d'expert qui permet une appréciation globale de chaque projet. Elle place les objectifs de gouvernance et de démocratie participative comme un chapeau commun à ces piliers.

et la mobilité géographique des groupes cibles sont souvent évoquées comme contraintes à l'évaluation des impacts propres à une politique. En réponse à cela, l'évaluation par exemple des politiques de PDZR à l'échelle européenne a testé des évaluations comparatives avec des zones témoins. Les délais de réaction liés aux inerties et les effets de seuils apparaissent ainsi fréquemment comme des contraintes. Les questions de mobilisation des acteurs et de constitution d'un dispositif institutionnel sont souvent peu prises en compte par l'évaluation alors qu'il s'agit de phases cruciales pour une politique concertée et/ou prônant la participation. Enfin, alors que la Convention d'Aarhus (CEE-NU (1998)) implique de faciliter l'accès à l'information et la participation des populations au processus décisionnel, les travaux d'évaluation mettent souvent en exergue les contraintes liées à la disponibilité et à l'accès à l'information voire à la périodicité des enregistrements statistiques, qui conduisent le plus souvent à ne prendre en compte que les coûts directs des politiques, en termes de budgets dépensés, et les effets quantifiables.

La prise en compte du développement durable oblige donc l'ensemble des démarches d'évaluation à dépasser ces limites. Certains éléments peuvent rester inchangés, comme la confrontation des résultats obtenus aux objectifs. Néanmoins, les effets sont peut-être plus longs à se manifester ou plus complexes à identifier ainsi que le souligne Ayong-le-Kama (2005). D'autres critères au contraire vont être mis en exergue, tels celui de cohérence qui oblige à s'interroger sur la compatibilité et l'articulation des mesures. Ce critère jusqu'à présent peu abordé devient central. En effet, la mise en cohérence doit s'effectuer au niveau des mesures pour réaliser des économies de budget ce qui renvoie à l'efficacité au sens de celle de la Loi Organique relative aux Lois de Finances (LOLF), mais surtout par l'intégration des objectifs au travers de ce que l'on peut qualifier de "*méta objectifs*" communs. Enfin, il s'agit aussi d'intégrer ou d'associer l'efficacité économique et l'équité sociale, ce qui nécessite de prendre en compte les notions d'égalité, de démocratie et de lien social, ou encore de cohésion. Or, le calcul économique public conduit généralement à une évaluation se limitant selon Jeanneaux et Kirat (2006) à "*l'utilité collective c'est-à-dire l'efficacité sociale entendue en termes de surplus collectif*"; cette logique conduit à "*une division du travail entre l'évaluation économique qui dit qu'un projet est économiquement efficace du point de vue de l'utilité sociale, et la dimension politique qui définit l'importance de la perte d'équité que la nation consent à assumer en contrepartie de l'efficacité*

sociale, ou inversement combien d'efficacité doit être sacrifiée à la recherche de l'équité". De ce fait, on voit bien qu'il ne suffit pas de rajouter une évaluation de l'équité mais de changer de registre d'évaluation pour considérer l'ensemble des aspects qui relèvent de la gouvernance.

Concernant la mise en oeuvre des principes de la GIZC, le schéma de guide d'action proposé par Bowen et Riley (2003) est très représentatif des protocoles qui existent dans ce domaine et relève des mêmes logiques. Il distingue quatre phases :

- l'identification des problèmes ;
- l'analyse et la programmation des actions en parallèle de l'évaluation des stratégies de gestion ;
- la définition d'un document cadre détaillé ;
- la mise en oeuvre.

Ces protocoles sont conçus comme une succession d'étapes, avec diverses rétroactions et possibilités de révision des options. Certains guides sont marqués par une approche rationaliste et planificatrice, bien que la plupart mettent en avant la nature procédurale de la démarche, et le caractère concerté du fonctionnement interne au dispositif de gestion. Le programme de démonstration de l'UE (1999) (1995 ; 1995-1999/1997-2002 ; Belfiore (2000)) montre que la plupart des problèmes et des conflits rencontrés sur la zone côtière sont dus à des carences de procédures et de planification, voire intrinsèques aux institutions. Ces carences sont par exemple des actions sectorielles non coordonnées, des décisions inadéquates et isolées, des systèmes bureaucratiques rigides, un manque de moyens pour les initiatives locales, des lacunes de connaissances des processus littoraux, ainsi qu'une absence de lien entre la recherche et les utilisateurs finaux. L'importance accordée aux conditions de réactivité a conduit les auteurs du guide COI-UNESCO (2001) à préconiser une logique en boucle de rétroactions conduisant à une représentation du phasage de la GIZC en termes de spirale plutôt que sous la forme d'un processus linéaire. Bien que cette présentation soit très intéressante par son caractère incrémental, elle reste liée à un phasage.

La distinction d'étapes opérationnelles est d'ailleurs recommandée par le rapport français d'application de la recommandation du Parlement Européen relative aux Stratégies Nationales de GIZC (DIACT (2006)), lequel dans cet esprit propose sept volets. Cependant,

ce type d'approche n'est pas toujours adapté lorsque le point de départ des démarches répond à la volonté de mise en place d'un dispositif d'aménagement réglementaire comme outil institutionnel d'aménagement (Chapitre 2, section 2.4.). Comme le souligne le rapport de la CEL (2002), il est idéalement préconisé de combiner une diversité d'instruments de gestion sans en privilégier un, et ce, malgré la contrainte reconnue des lourdeurs administratives liées à chaque instrument. Cette condition est d'autant plus importante qu'une nouvelle initiative ne peut ignorer les actions passées et que les programmations des politiques locales ne sont pas forcément synchrones. Evoquée lors de la réunion des projets expérimentaux français, organisée en Mars 2006 par la DIACT (DATAR (2004), DIACT et SGMer (2006)), la question de l'articulation des outils s'avère cruciale. Bien que pour partie facilitée par la convergence de la plupart des textes réglementaires, les difficultés persistent de fait au niveau de la mise en oeuvre, en raison de la superposition des mesures et de l'absence de structure locale pouvant réellement assurer une action de coordination. “*La gestion intégrée doit être appréhendée avant tout comme une intégration de politiques locales*” (Hardy (2006)), avec cependant l'existence de moments clés propices à des réaménagements globaux. Hénocque et Billé (2005) montrent une tendance à la polarisation des démarches de GIZC autour d'instruments d'intégration emblématiques tels les contrats de baie, les SMVM, ou les Parcs Marins. Les SCoTs ont de cette façon été évoqués lors de la réunion de la DIACT comme un des outils phares en matière d'appui à la GIZC. L'approche de la gouvernance territoriale que propose Lahaye (1999) pour traduire localement les objectifs de développement durable, insiste aussi sur cet aspect et prône la mise en place d'un “*dispositif de régulation locale qui assure la cohésion et l'intégration des différents mécanismes de régulation déjà en place*”. Ces dispositifs peuvent avoir divers statuts : des institutions interdépartementales, des syndicats mixtes, etc. dès lors qu'ils ont une personnalité morale et une autonomie financière. La légitimité et la marge de manoeuvre de ces organismes deviennent alors des conditions clés pour la réussite de la GIZC. Jusqu'à récemment, l'évaluation de la GIZC était le plus souvent limitée aux effets sur l'environnement et à la réduction des conflits. Bowen et Riley (2003) insistent sur “*la réduction des conflits, des pollutions, des problèmes de surexploitation des ressources, de qualité de l'eau, des habitats, d'érosion ou de sédimentation, d'intrusion saline, d'introduction d'espèces exotiques*” pour qualifier les bénéfices de la GIZC. La mesure des impacts

des changements fait intervenir des effets monétaires et non monétaires. Cette logique d'analyse considère la GIZC comme une sorte de boîte noire dont on évalue les effets, sans chercher à analyser les processus internes qui les produisent. Ce type d'évaluation, centrée sur les résultats et non sur les processus, est trop global pour tenir compte des nouveaux besoins d'évaluation du caractère concerté à présent dominant, et des interactions entre domaines qui nécessitent d'étudier les processus.

5.3.2 Comment et quand prendre en compte les aspects institutionnels ?

La question de la participation et des modes de gouvernance est donc au coeur du développement durable et nécessite des méthodologies adaptées. Celles-ci doivent évaluer en quoi les modes de gouvernance des territoires sont plus ou moins propices à la conduite du développement durable, et aux conditions de participation et de démocratie locale que prône ce référentiel. Les nouvelles méthodes de diagnostic territorial s'appuient largement sur des formes de mobilisation des acteurs à des degrés divers, et des guides méthodologiques au sujet de la concertation apparaissent depuis quelques années (CS Conseil (2001), Barret (2003), Ridder et al. (2005), Guihéneuf et al. (2006)). Ces démarches s'appuient sur les acquis des travaux préalablement évoqués relatifs aux approches territorialisées des politiques (Laganier et al. (2002)), ainsi qu'aux recherches sur les relations entre proximité, action collective et gouvernance. Ces pratiques de concertation et de participation se limitent le plus souvent à la phase de diagnostic, comme en attestent diverses analyses de la prise en compte du développement durable dans le développement local (ETD (2004), Boutaud (2005)). On ne retrouve cependant que de façon très embryonnaire et trop peu souvent encore ces problématiques au niveau des pratiques et des méthodologies d'évaluation, en dehors des tentatives nationales ou internationales d'élaboration d'indicateurs de gouvernance. Or, les chercheurs et les décideurs locaux convergent à reconnaître la nécessité de dépasser le constat de l'existence d'un dispositif de participation pour s'assurer : que les groupes et les acteurs mobilisés sont bien porteurs d'un idéal structuré autour d'un bien commun local partagé (Macombe et al. (2005)) ; que les conditions d'équité au sein des démarches collectives sont respectées en dépit des différentiels de poids économique et de

maturité institutionnelle des acteurs ; et, qu'il existent des dispositifs d'accompagnement pour renforcer l'apprentissage des acteurs impliqués, rapprochant ainsi la problématique de la participation à celle de "*l'empowerment*" (au sens de la potentialisation). La question de l'équité est d'autant plus importante et délicate que, comme le soulignent Leroy et Mermet (2004), les approches utilisées pour la construction de ces représentations communes sont peu adaptées aux contextes conflictuels.

Nous retrouvons ce constat de carence de l'évaluation de la dimension institutionnelle du développement durable au niveau des politiques de GIZC. Des travaux existent dont il convient de rendre compte avant de proposer un cadre méthodologique adéquat. Le plus souvent ces travaux se limitent à l'inventaire des contraintes institutionnelles, et à l'élaboration d'un cadre d'analyse des objectifs et des dispositifs de gouvernance porteurs des politiques de GIZC. L'analyse interne des dispositifs, et la traduction de ces approches dans une logique d'évaluation opérationnelle, restent encore largement à accomplir. Certains auteurs tels Bowen et Riley (2003), à partir des travaux de Olsen et al. (1997) et de Bower et Turner (1998), proposent une décomposition de la structure de gouvernance qui distingue cinq composantes :

- les mesures et les procédures opérationnelles ;
- le système d'incitation ;
- le dispositif institutionnel ;
- les sources de financement ;
- l'appui de la recherche, avec une distinction entre court et long termes, situé au centre du dispositif.

Si la représentation de ces composantes fait apparaître leur caractère fortement inter-relié, l'analyse de ces interactions n'est pas abordée. Plus récemment, d'autres grilles d'évaluation de la gouvernance proposent une assez grande diversité d'indicateurs (CEL (2002), Ehler (2003), Billé (2004)). La mesure de la performance de la gouvernance que propose Ehler (2003) s'appuie sur une approche en termes de cycle de la politique très classique, où l'évaluation est surtout centrée sur les effets et les résultats. L'auteur reprend les quatre types classiques d'indicateurs de performance :

- "*d'input*" concernant les ressources utilisées, *i.e.*, financières et de personnels, et "*d'output*" relatifs aux réalisations et aux produits obtenus ;

- de processus, relatifs à la dynamique interne de la politique ;
- de résultats produits par la politique (“*outcome*”).

D'autres listes de référence d'indicateurs de gouvernance des politiques de GIZC sont proposées par divers auteurs tels le guide méthodologique COI-UNESCO (2006) qui fournit 15 indicateurs majeurs et 9 complémentaires, ou les travaux de Gallagher et al. (2004) qui proposent 23 indicateurs. Soulignons cependant que tous ces travaux suggèrent peu d'indicateurs directement mesurables, mais plutôt des thèmes à aborder qui sont le plus souvent centrés sur la phase de diagnostic, sans faire réellement le lien avec les types de dispositifs et de processus de mise en oeuvre de la GIZC.

L'analyse des progrès accomplis en matière d'intégration au sein des politiques de GIZC, proposée par Hénocque et Billé (2005), est la démarche qui permet le mieux d'appréhender l'évaluation de la GIZC en tenant compte des aspects relatifs à la gouvernance. On retrouve pour la GIZC les étapes classiques des politiques, *i.e.*, la préparation, le montage, et la mise en oeuvre, avec cependant la notion de processus qui est mise en avant. L'inventaire des points forts (définition des objectifs et des enjeux, participation des acteurs, utilisation des outils, constitution et diffusion de bases de connaissance, suivi-évaluation et mécanismes d'adaptation prospectifs) témoigne d'une structuration plus fonctionnelle et met l'accent sur les questions de gouvernance. Les recommandations de la CEL (2002) précisent de façon explicite les objectifs attendus dans le domaine de la gouvernance. Il est fait mention de la nécessité d'avoir “*dès le départ la structuration d'un groupe porteur reconnu par tous et qui ait les capacités nécessaires de coordination et d'intégration*”, “*des synthèses de connaissances accessibles à tous et qui puissent être enrichies dans le temps*”, “*des problématiques définies collectivement sous l'impulsion d'une cellule de coordination suffisamment représentative*”, “*un suivi évaluation défini comme un processus d'apprentissage pour améliorer la prise de décision au cours du temps plutôt que comme un contrôle a posteriori*”. Les auteurs proposent en outre que l'évaluation distingue des résultats intermédiaires tels que la création de conditions favorables, le changement de comportements, les bénéfices produits et les résultats finaux qui concernent l'équilibre dynamique entre les composantes du développement durable.

L'ensemble des approches mentionnées n'offre pas de grille opérationnelle pour l'évaluation des processus internes aux structures de gouvernance de la GIZC, alors qu'elles condi-

tionnent leur performance. Il convient d'avoir une approche beaucoup plus analytique, s'appuyant sur une représentation explicite du processus ou dispositif de gouvernance. Par exemple Rudd (2004), dans le cadre des politiques de gestion écosystémique des pêches, propose une représentation structurelle du processus de gestion s'appuyant sur les travaux d'Ostrom (1990) avec "*l'Institutionnal Analysis and Development framework*" (IAD), et qui permet un couplage avec l'approche opérationnelle "*Force motrice - Pression - État - Impact - Réponse*" (DPSIR). Dans le même esprit, nous proposons une représentation structurelle des dispositifs de régulation de la GIZC, définie comme un cadre institutionnel adapté à l'intégration des politiques locales existantes (Chapitre 2, Figure 2.5). Rappelons que cette approche correspond au cas où l'impulsion est donnée par la mise en place d'un outil de gestion pour l'aménagement du territoire, qui est une des deux situations institutionnelles que nous avons précédemment distinguées, *i.e.* : circonstancielle à la suite d'une crise ou d'un conflit ; ou réglementaire liée à des mesures ou dispositifs d'aménagement et qui tend à devenir la situation la plus fréquente (Chapitre 2, Figure 2.4).

Cette décomposition analytique du système de régulation en quatre sous-composantes offre une clé de lecture alliant l'analyse des interactions entre composantes et l'étude des processus internes à chaque composante. Il est alors plus aisé d'identifier l'ensemble des facteurs qui interviennent dans le fonctionnement institutionnel de la GIZC. Ces facteurs, qu'il convient d'apprécier pour établir une évaluation de la dimension institutionnelle de la GIZC, concernent en particulier l'effectivité et l'efficacité des processus de concertation sur lesquelles l'accent est mis. Cette approche privilégie l'analyse des processus internes qui mettent en jeu une notion de compétence collective. Autrement dit, il ne suffit pas d'étudier les niveaux de formation et de mobilisation des acteurs, mais bien la façon dont ces compétences sont partagées et donc distribuées au sein d'un groupe (Allaire (2005)). Cette approche conduit à définir une structure de gouvernance comme un "*mécanisme d'attribution des compétences et les territoires comme des compétences instituées qui forment une capacité locale de gouvernement*". On retrouve alors une problématique proche des travaux sur la proximité institutionnelle où les externalités positives produites résultent d'un mécanisme de distribution efficace au sein des acteurs individuels et collectifs, et ce : au sens des individus interagissant dans les dispositifs ; au sens des interactions entre les individus et les dispositifs ; et également, au sens des interactions entre dispositifs. Dans

le cas de la GIZC, notons un degré de complexité supplémentaire lié à la superposition des structures et des politiques, et à la diversité des populations résultant de l'importance des migrations. Ceci conduit à une multiplicité des attentes et des représentations limitant les situations de similitude favorables au partage des repères et des pratiques. Ces contraintes rendent d'autant plus nécessaire la constitution de processus d'apprentissage pour générer des ressources cognitives collectives. Hezni et Dovers (2005) introduisent une notion de distance au sein du processus de décision des politiques, distance qu'ils mettent en parallèle avec les types d'apprentissage. Dans son analyse de la gouvernance territorialisée, Lahaye (1999) insiste aussi sur les besoins "*d'apprentissage des pratiques négociées*" et sur la nécessité d'étudier la capacité institutionnelle des établissements de régulation locale. En tant que maîtres d'ouvrage de l'intégration des politiques, ceux-ci doivent pouvoir assurer les fonctions de transversalité qu'impose leur mission de coordination et de médiation.

La gestion intégrée n'est donc pas seulement une intégration des cahiers des charges, des diagnostics et de l'information, par exemple en coordonnant les portés à connaissance de l'État. Elle est surtout une intégration de compétences qui permet de définir une forme nouvelle de création de biens publics locaux relevant d'un régime de coopération fondé sur l'apprentissage collectif (Allaire (2005)). Ces questions d'apprentissage institutionnel sont au coeur des travaux sur la proximité qui les définissent comme "*un processus de généralisation et de transmission des repères aux participants à la gouvernance*" (Talbot (2006)). Une telle entrée pour l'analyse institutionnelle de la GIZC met donc l'accent sur les capacités institutionnelles et suppose des indicateurs de suivi des apprentissages institutionnels (Rey-Valette et al. (2006)). L'accompagnement de ces apprentissages est d'autant plus difficile que ces derniers relèvent de connaissances et de savoir-faire tacites. Leur partage et leur transmission nécessitent des politiques de soutien adaptées et ne peuvent être évaluées qu'à moyen ou long terme. L'importance de ces processus d'apprentissage institutionnel, pour l'évaluation de l'effectivité et de l'efficacité du caractère participatif et concerté de la GIZC, inscrit celle-ci à l'intersection des travaux sur la proximité et sur l'économie de la connaissance (Rey-Valette (2006)).

5.4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons étudié quels pouvaient être des indicateurs de capacité de charge sociale en utilisant une approche multidimensionnelle. Notre objectif était de proposer un aperçu de ce concept en le fractionnant en une série de plusieurs dimensions. Notre analyse cherche à contribuer à la recherche de la durabilité de la zone côtière. Nous nous sommes concentrés sur les conséquences associées à la croissance démographique dans le but de fournir des connaissances socio-économiques suffisantes pour les décisions actuelles et futures. L'analyse est basée sur l'évaluation des *Pressions* et des *États* dans un cadre DPSIR. Des caractéristiques significatives ont été identifiées à partir du cas d'étude de la lagune de Thau, et des enseignements ont été mis en évidence au sujet de la perception des enjeux côtiers et de l'usage des indicateurs.

Évaluer la capacité de charge sociale permet d'améliorer la compréhension des pressions sur les écosystèmes côtiers, et ainsi de structurer les réponses que doivent proposer les politiques publiques par rapport à ces pressions. Soulignons néanmoins que ces écosystèmes sont complexes et sont caractérisés par des dynamiques non-linéaires des systèmes naturels et sociaux en fonction de propriétés de résilience des écosystèmes. Ainsi, Prato (2001) met en évidence le besoin d'une philosophie de Gestion Adaptive des Ecosystèmes (AEM) puisqu'ils sont "*caractérisés par de fortes interactions entre les parties, avec des boucles rétroactives complexes*". (Costanza et al. (1993)). Clarke (2002) met quant à elle l'accent sur la nécessité de régulation sur la zone côtière comme partie intégrante de processus de GIZC.

Pour conclure notre analyse sur la capacité de charge sociale, nous pouvons souligner les éléments suivants. Tout d'abord, il y a une période de latence avant que les décideurs ne comprennent pleinement les implications associées à ce concept en termes de limites (Seidl et Tisdell (1999), Clarke (2002)). Ceci illustre le besoin de dialogue entre les scientifiques et les acteurs impliqués dans les arènes de décisions politiques. Ensuite, en lien avec l'analyse des *Pressions* et des *États*, l'examen des *Réponses* par l'intermédiaire d'indicateurs adéquats doit également être envisagé. L'ensemble du processus de gestion doit en effet être couvert par une composition d'indicateurs dans une logique DPSIR. De plus, la gestion adaptative repose sur des processus de décision fondées sur l'expérience (Galla-

gher et al. (2004)), et le cheminement de la gestion doit être mesuré pour la gouvernance côtière basée principalement sur l'imputabilité (Ehler (2003)). La durabilité de la zone côtière implique que la destruction d'écosystèmes côtiers constitue une violation des trois composantes de la liberté des générations futures, qui d'après Sen (1993) sont l'autonomie, l'opportunité, et l'immunité (Bromley (1998)). Ceci met en évidence le besoin de pratiques de gestion raisonnées. De même, la participation du public doit être renforcée pour légitimer les décisions (Petterlin et al. (2005)). Le but est d'améliorer la confiance dans les institutions alors que la cohérence des politiques publiques doit dans le même temps être accrue pour la gouvernance de la zone côtière (Edwards et al. (1997)). Parmi les caractéristiques locales, la responsabilité des acteurs porteurs d'intérêt et leur pouvoir en tant que groupes de pression sont des éléments non négligeables (Bennett (2000), Mikalsen et Jentoft (2001)).

Dans le cadre de ce chapitre, nous avons également montré que la prise en compte du développement durable et de la GIZC nécessite une adaptation des méthodologies d'évaluation des politiques publiques de façon à pouvoir notamment justifier de leur caractère intégré et concerté. Il s'agit de modifier les pratiques de l'évaluation dans le sens actuellement observé d'une plus grande participation des acteurs aux processus d'évaluation (Rupprecht Consult, International Ocean Institute (2006)). Il s'agit en outre de modifier les référentiels méthodologiques du fait de la nature qualitative et contextuelle des informations qui doivent être prises en compte. Ces évolutions en matière d'évaluation ont nécessairement aussi des implications pour la recherche scientifique. L'analyse des progrès en matière de GIZC (Hénocque et Billé (2005)) souligne l'absence de mobilisation des acquis méthodologiques antérieurs dans le domaine des politiques territorialisées, notamment en matière de concertation et d'approche systémique, où l'analyse des processus est centrale. Nous retrouvons ce même constat à l'échelle européenne dans l'étude bibliographique des recherches menées sur les territoires et le développement durable (MEDD (2002)). Le développement durable qui prône le décloisonnement des politiques serait-il victime d'un cloisonnement des recherches? Les réflexions récentes sur l'adaptation de la recherche scientifique au développement durable (Jollivet (2001), Godard et Hubert (2002), Guesnerie et Hautcoeur (2003), Boulanger et Bréchet (2005)) insistent sur le fait que le développement durable représente également un nouveau référentiel pour les politiques et les

démarches scientifiques. Il nécessite de dépasser des ajustements locaux de programmes, voire des reconversions opportunistes de thématiques anciennes, pour faire “*de la recherche autrement depuis la formulation des questions jusqu’à la mise en discussion des résultats*” (Godard et Hubert (2002)).

Par conséquent, en dépit de la multiplication des listes d’indicateurs et plus généralement des observatoires et des systèmes d’information locaux, les acteurs sont souvent démunis pour définir des procédures de choix et/ou d’élaboration des indicateurs de développement durable qu’ils souhaitent voir appliquer à une politique donnée. Les pouvoirs publics recommandent désormais, voire imposent, une évaluation de la contribution des politiques au développement durable, ou au minimum de une évaluation des impacts environnementaux rendue obligatoire, sans pour autant définir la façon de mener ces évaluations. Nous pouvons même au contraire souligner que la définition d’une procédure trop standardisée serait contraire aux principes mêmes du développement durable qui suppose une définition concertée des enjeux et des outils à chacune des échelles où il se décline, vérifiant la formule énoncée par Godard (1996) quant au caractère non fractal du développement durable. Il ne s’agit pas de répliquer des principes et des outils de suivi mais bien de définir ceux qui font sens localement, de façon à s’appropriier les principes du développement durable sous la forme d’enjeux contextualisés.

Conclusion générale

Dans le cadre de cette thèse, nous avons cherché à montrer ce que représente le concept de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC), de même que sa portée pour un développement durable de la zone côtière. Une démarche de GIZC, aussi exhaustive soit elle, consiste dans un premier temps à identifier des problématiques littorales transversales en fonction des interrelations entre les écosystèmes côtiers et la Société, qui se matérialisent par des pressions et des forçages. En fonction de ces problématiques, des réponses de politiques publiques doivent ensuite être formulées par des gestionnaires, dont les prérogatives s'exercent à des échelles horizontales et verticales différentes et qui dépassent le cadre des politiques sectorielles. Les gestionnaires doivent adopter une telle approche en associant la pluralité des acteurs porteurs d'intérêt pour fonder leurs décisions, dans des procédures de concertation et médiation. Les acteurs doivent se réunir autour d'objectifs communs pour avoir une vision d'ensemble et partagée du littoral, et ils doivent se coordonner afin d'atteindre ces objectifs. Ceci doit se retrouver de manière équilibrée dans le triptyque qu'est celui de l'aménagement, de la protection et de la mise en valeur du littoral, qui était déjà l'énoncé de la loi n°86-2 du 3 Janvier 1986 dite loi Littoral. La notion d'intégration est alors entendue comme une nécessité d'assimilation de l'ensemble des connaissances relatives à la zone côtière et de coordination entre les parties sur un espace cohérent.

La GIZC doit promouvoir l'action collective par la recherche d'agrément entre acteurs ou par la réduction des coûts à terme du processus de gestion. La mise en place de démarches de GIZC suppose des mécanismes adéquats afin de coordonner des acteurs dont les intérêts divergent. En tant que mécanisme de régulation itératif, la GIZC permet de construire la négociation entre parties en tenant compte des spécificités du contexte de mise en oeuvre. Aujourd'hui, une logique fondée sur la contractualisation animant une GIZC suppose de s'appuyer sur une définition concertée des objectifs communs que chacun doit s'approprier

pour une gouvernance durable des littoraux. Dans une perspective de conduite de projets locaux pour une GIZC, ce système renvoie à la gouvernance locale dans l'optique d'une territorialisation des politiques publiques. Dans une perspective de régulation des conflits d'usage existants sur les espaces littoraux et de durabilité de ces espaces, il convient ainsi d'analyser les déterminants du territoire d'intégration des problématiques de GIZC, de définir des instruments de régulation, et de déterminer les caractéristiques de concernement des populations devant participer et valider les actions des décideurs publics.

Le concept de GIZC, au même titre que celui de développement durable, possède un caractère immatériel dont la somme des contributions scientifiques concourt à sa perpétuelle construction. Par ailleurs, il est non fractal entre les échelles globales et locales se retrouvant dans les approches descendante et ascendante de gestion (Godard et Hubert (2002)). Parmi les questions de recherche à cerner et à investir, une entrée essentielle concerne les approches écosystémiques en termes de détermination des services et de la valeur des écosystèmes côtiers en fonction des "*Ecosystem Service Products*" (ESP), incluant la révision et l'actualisation des travaux de Costanza et al. (1997) (Martínez et al. (2007)). Ceci s'inscrit dans une perspective de comptabilités économique environnementale dans les contributions organisées autour du "*System of Environmental and Economic Accounts 2003*" (Weber (2007), Smith (2007), Dietz et Neumayer (2007), Alfsen et Greaker (2007)). De surcroît, une autre question porte sur la patrimonialisation de l'objet littoral notamment pour la protection de la biodiversité (Cormier-Salem (2003), Mermet et al. (2005)). Les tendances "*sanctuariste*" et "*conservationniste*" de la protection se manifestent, avec respectivement la protection intégrale en excluant donc les activités humaines, et la conciliation du respect de la nature et de la satisfaction des besoins des populations locales. D'après Cormier-Salem (2003), il convient alors de s'interroger sur l'efficacité de ces processus autant en termes de gestion durable de la biodiversité qu'en termes de dynamiques économiques et sociales, au sujet du partage équitable des bénéfices et du maintien des communautés littorales.

Enfin, la réflexion portant sur les différentes options possibles et envisageables pour le développement des zones côtières permises par une GIZC ne peut être détachée de la volonté politique pour agir en faveur d'un développement réellement durable.

Bibliographie

Bibliographie

- Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) / European Environment Agency (EEA) (2006), *Les faces changeantes des zones côtières européennes / The changing faces of Europe's coastal areas*, Rapport de l'AEE n°6/2006, Copenhague.
- Alfsen K.H., Greaker M. (2007), 'From natural resources and environmental accounting to construction of indicators for sustainable development', *Ecological Economics* **61**, 600–610.
- Allaire G. (2005), 'Les compétences collectives dans le développement : une approche institutionnaliste', *Communication au Symposium International "Territoires et enjeux du développement régional"*, Lyon, 9-11 Mars 2005 .
- Argyris C., Schön D.A. (2001), *Apprentissage organisationnel. Théorie, méthode, pratique*, Coll. Management, De Boeck Université (Première édition, 1996).
- Arrow K.J. (2000), *Théorie de l'information et des organisations*, Coll. Théories Économiques, Dunod, Paris.
- Assouline M., Lemiale L. (1998), *Théorie des externalités : les instruments des politiques de l'environnement (Chapitre II)*, in L'environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique, Schubert K. et Zagamé P. (Eds), Coll. Économie dirigée par Fontagné L., Vuibert, Paris.
- Ayong-le-Kama A. (2005), *Horizon 2020 : l'État face aux enjeux du développement durable*, Commissariat Général au Plan (CGP). Rapport du Groupe de travail ÉQUILIBRES.
- Ayong-le-Kama A. (2006), 'Indicateurs nationaux de développement durable : où en est-on?', *Communication à la Conférence Internationale sur les "Usages des Indicateurs de Développement Durable"*, 3-4 Avril 2006, CIRAD, Montpellier .

- Ayong-le-Kama A., Lagarenne C., Le Lourd P. (2004), *Indicateurs nationaux du développement durable : lesquels retenir ? - Rapport du groupe de travail interministériel sur les indicateurs, présenté à la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement*, Coll. Réponses environnement, La Documentation Française, Paris.
- Barde J. (2005), "Mutualisation de données et de connaissances pour la Gestion Intégrée des Zones Côtières. Application au projet SYSCOLAG", thèse pour le doctorat d'informatique, PhD thesis, Université Montpellier 2.
- Baron D.P., Myerson R.B. (1982), 'Regulating a monopolist with unknown costs', *Econometrica* **50**(4), 911–930.
- Barragán Muñoz J.M., Dadon J.R., Matteucci S.D., Morello J.H., Baxendale C., Rodríguez A. (2003), 'Preliminary basis for an integrated management program for the coastal zone of Argentina', *Coastal Management* **31**, 55–77.
- Barraqué B. (1999), *Gestion négociée des territoires et politiques publiques. Présentation*, in *Gestion négociée des territoires et des politiques publiques*, Coll. Espaces et Sociétés 97-98, L'Harmattan, Paris.
- Bateman I.J., Jones A.P., Lovett A.A., Lake I.R., Day B.H. (2002), 'Applying Geographical Information Systems (GIS) to environmental and resource economics', *Environmental and Resource Economics* **22**, 219–269.
- Beaurain C., Longuépée J. (2006), 'Dynamiques territoriales et proximité environnementale : le cas du risque d'inondation', *Développement Durable & Territoires, Dossier 7 : Proximité et environnement*.
- Belfiore S. (2000), 'Recent developments in coastal management in the European Union', *Ocean & Coastal Management* **43**, 123–135.
- Bellan G., Bellan-Santini D., Dauvin J.-C. (2002), *Définition et perception de l'espace littoral : le point de vue de naturalistes*, in *Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel*, Dauvin J.-C. (Coord.), Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Paris.
- Bellan-Santini D., Lacaze J.-C., Poizat C. (1994), *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèses, menaces et perspectives*, in *Patrimoines Naturels*, 19, Bellan-Santini D., Lacaze J.-C., Poizat C. (Eds).

- Benhayoun G., Gaussier N., Planque B. (1999), *L'ancrage territorial du développement durable. De nouvelles perspectives*, Coll. Emploi, Industrie et Territoire (Eds), L'Harmattan, Paris.
- Bennett R.J. (2000), 'Coastal planning in the Atlantic fringe, north Norway : the power game', *Ocean & Coastal Management* **43**, 879–904.
- Benoît G., Comeau A. (2005), *Méditerranée. Les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement*, L'Aube, Seuil, Paris.
- Bergland H., Clark D.J., Pedersen P.A. (2002), 'Rent-seeking and quota regulation of a renewable resource', *Resource and Energy Economics* **24**, 263–279.
- Beuret J.-E. (1999), 'Petits arrangements entre acteurs... Les voies d'une gestion concertée de l'espace rural', *Natures Sciences Sociétés* **7(1)**, 21–30.
- Beuret J.-E. (2006), *La conduite de la concertation pour la gestion de l'environnement et le partage des ressources*, L'Harmattan, Paris.
- Beuret J.-E., Tréhet C. (2001), 'Pour la gestion concertée de l'espace rural : appuyer des médiations territoriales', *Courrier de l'Environnement de l'INRA* **43**, 25–39.
- Billé R. (2004), "La Gestion Intégrée du Littoral se décrète-t-elle ? Une analyse stratégique de la mise en oeuvre, entre approche programme et cadre normatif", thèse en sciences de l'environnement, PhD thesis, ENGREF.
- Bodiguel M. (1997), *Le littoral, entre nature et politique : Introduction*, in *Le littoral : entre nature et politique*, Bodiguel M. (Coord.), Coll. Environnement, L'Harmattan, Paris.
- Boisson J.-M., Rudloff M.A. (1998), 'Second-thoughts on long-term and supra long-term valuation of natural assets in a CVM : application to the filling of a coastal lagoon', *1rst World Congress of the Association of Environmental and Resource Economists (AERE), Venice* .
- Boltanski L., Thévenot L. (1991), *De la justification : les économies de la grandeur*, Coll. Essais, Gallimard, Paris.
- Bonnieux F., Desaignes B. (1998), *Économie et politiques de l'environnement*, Dalloz, Paris.

- Bonnot Y. (1995), *Pour une politique globale et cohérente du littoral en France*, La Documentation Française, Paris.
- Bontems P., Bourgeon J.-M. (2000), 'Creating countervailing incentives through the choice of instruments', *Journal of Public Economics* **76**, 181–202.
- Bontems P., Bourgeon J.-M. (2005), 'Optimal environmental taxation and enforcement policy', *European Economic Review* **49**, 409–435.
- Bontems P., Dubois P., Vukina T. (2004), 'Optimal regulation of private production contracts with environmental externalities', *Journal of Regulatory Economics* **26(3)**, 287–301.
- Bontems P., Rotillon G. (2007), *Économie de l'environnement*, Coll. Repères, La Découverte, Paris (Première édition, 1998).
- Boulanger P.-M., Bréchet T. (2005), 'Models for policy-making in sustainable development : the state of the art and perspectives for research', *Ecological Economics* **55**, 337–350.
- Bourgeon J.-M., Jayet P.-A., Picard P. (1995), 'An incentive approach to land set-aside programs', *European Economic Review* **39**, 1487–1509.
- Boutaud A. (2005), "Le développement durable : penser le changement ou changer le pansement ? Bilan et analyse des outils d'évaluation des politiques publiques locales en matière de développement durable en France : de l'émergence d'un changement dans les modes de faire au défi d'un changement dans les modes de penser", thèse en sciences de l'environnement, PhD thesis, École des Mines de Saint-Etienne.
- Boutet A., Fouchier V. (2003), *Contractualisation territoriale, capitalisation bibliographique : un mode d'action publique en renouveau permanent ou un outil d'avenir pour l'aménagement ?*, DATAR, avec l'aide du Centre de Documentation de l'Urbanisme - DGUHC.
- Bowen R.E., Riley C. (2003), 'Socio-economic indicators and integrated coastal management', *Ocean & Coastal Management* **46**, 299–312.
- Bower B.T., Turner R.K. (1998), 'Characterizing and analysing benefits from integrated coastal management (ICM)', *Ocean & Coastal Management* **38**, 41–66.

- Bradshaw M., Tully O. (2004), 'Use of private access rights in fisheries : effective management through public transferability', *Marine Policy* **28**, 411–418.
- Brander L.M., Florax J.G.M., Vermaat J.E. (2006), 'The empirics of wetland situation : a comprehensive summary and meta-analysis of the literature', *Environmental and Resource Economics* **33(2)**, 223–250.
- Breton F. (WG-ID, DEDUCE project) (2006), *Report on the use of the ICZM, indicators from the WG-ID. A contribution to the ICZM evaluation (Version 1)*, European Environment Agency (EEA), European Topic Centre Terrestrial Environment, Universitat Autònoma de Barcelona, September 2006.
- Bridier M., Michaïlof S. (1980), *Guide pratique d'analyse de projets*, Economica, Paris.
- Brigand L. (2003), *La bande côtière : définitions, acteurs, usages et enjeux*, in Activités halieutiques, aménagement et gestion en zone côtière (Actes des 5èmes rencontres halieutiques de Rennes (16-17 Mars 2001)), Gascuel D. et Fontenelle G. (Coord.), IFREMER, n°35.
- Brodhag C., Gondran N., Delchet K. (2004), 'Du concept à la mise en oeuvre du développement durable : théorie et pratique autour du guide SD 21000', *VertigO - La revue en Sciences de l'Environnement* **5(2)**.
- Bromley D. (1998), 'Searching for sustainability : the poverty of spontaneous order', *Ecological Economics* **24**, 231–240.
- Brousseau E., Glachant J.-M. (2000), 'Économie des contrats et renouvellements de l'analyse économique', *Revue d'Économie Industrielle, Numéro Spécial, Économie des Contrats : Bilan et Perspectives* **92**, 23–50.
- Buanes A., Jentoft S., Maurstadt A., Søreng S.U., Karlsen G.R. (2005), 'Stakeholder participation in Norwegian coastal zone planning', *Ocean & Coastal Management* **48**, 658–669.
- Burak S., Dogan E., Gazioglu C. (2004), 'Impact of urbanization and tourism on coastal environment', *Ocean & Coastal Management* **47**, 515–527.
- Cabane F. (2005), *Lexique d'écologie, d'environnement et d'aménagement du littoral*, IFREMER, Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral.

- Cadore A. (2006), “Conflits d’usage liés à l’environnement et réseaux sociaux : enjeux d’une gestion intégrée ? Le cas du littoral du Languedoc-Roussillon”, thèse pour le doctorat de géographie et aménagement, PhD thesis, Université Montpellier 3 Paul-Valéry.
- Cahuc P., Zylberberg A. (1996), *Économie du travail*, Coll. Ouvertures Économiques, De Boeck Université.
- Cahuc P., Zylberberg A. (2001), *Le marché du travail*, Coll. Ouvertures Économiques, De Boeck Université.
- Callon M., Lascoumes P., Barthe Y. (2001), *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Coll. La Couleur des Idées, Seuil, Paris.
- Caron A., Torre A. (2002), *Les conflits d’usage dans les espaces ruraux : une analyse économique*, in À qui appartient l’espace rural ?, Perrier-Cornet P. (Coord.), L’Aube / DATAR, Paris.
- Caron A., Torre A. (2006), ‘Vers une analyse des dimensions négatives de la proximité’, *Développement Durable & Territoires, Dossier 7 : Proximité et environnement* .
- Carrier B. (1993), *L’analyse économique des conflits : éléments d’histoire des doctrines*, Publications de la Sorbonne.
- Catanzano J., Thébaud O. (1995), *Le littoral : pour une approche de la régulation des conflits d’usage*, Coll. Propos, Programme National d’Océanographie Côtière (PNOC), Institut Océanographique / IFREMER, Paris.
- Cazes G. (1999), ‘Les littoraux en proie au tourisme. Éléments de réflexion’, *Hérodote, Revue de géographie et de géopolitique* **93**, 144–164.
- Charles A.T. (1992), ‘Fishery conflicts : a unified framework’, *Marine Policy* **16(5)**, 379–393.
- Charles A.T. (1994), ‘Towards sustainability : the fishery experience’, *Ecological Economics* **11**, 201–211.
- Charles A.T. (2002), *Use rights and responsible fisheries : limiting access and harvesting through rights-based management*, Vol. 424, in A fishery manager’s guidebook. Management measures and their application, Cochrane K. (Eds), Food and Agriculture Organization (FAO) Fisheries Technical Paper, Rome.

- Charlier B. (1999), "Géographie des conflits environnementaux depuis 1974", thèse pour le doctorat de géographie, PhD thesis, Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- Charlier R.H., Vigneaux M. (1986a), 'Study of management and economic conflicts in the coastal zone (Part 1)', *International Journal of Environmental Studies* **26**, 177–189.
- Charlier R.H., Vigneaux M. (1986b), 'Study of management and economic conflicts in the coastal zone (Part 2)', *International Journal of Environmental Studies* **26**, 271–178.
- Chiroleu-Assouline M. (2001), 'Le double dividende - Les approches théoriques', *Revue Française d'Économie* **16(2)**, 119–147.
- Christie P. (2005), 'Is Integrated Coastal Management Sustainable?', *Ocean & Coastal Management* **48**, 208–232.
- Christie P., Lowry K., White A.T., Oracion E.G., Sievanen L., Pomeroy R.S., Pollnac R.B., Patlis J.M., Eisma R.-L.V. (2005), 'Key findings from a multidisciplinary examination of integrated coastal management process sustainability', *Ocean & Coastal Management* **48**, 468–483.
- Cicin-Sain B., Knecht R.W. (1998), *Integrated Coastal and Ocean Management. Concepts and Practices*, Island Press, Washington D.C.
- Claeys-Mekkdade C. (2001), 'Qu'est-ce qu'une "population concernée" ? L'exemple camarguais', *Géocarrefour* **76(3)**, 217–223.
- Clark C. W. (1976), *Mathematical bioeconomics : the optimum management of renewable resources*, New-York, John Wiley and Sons (New Edition : Pure and Applied Mathematics Series, New-York, 1990).
- Clark C.W., Munro G.R., Sumaila U.R. (2005), 'Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries', *Journal of Environmental Economics and Management* **50**, 47–58.
- Clark J.R. (1997), 'Coastal zone management for the new century', *Ocean & Coastal Management* **37(2)**, 191–216.
- Clarke A. (2002), 'Assessing the carrying capacity of the Florida Keys', *Population and Environment* **23**, 405–418.
- Coase R. (1960), 'The problem of social cost', *The Journal of Law and Economics* **9**, 1–44.

- Cohendet P., Llerena P. (1989), *Flexibilité, risque et incertitude dans la théorie de la firme : un survey*, in Flexibilité, Information et Décision, Cohendet P. et Llerena P. (Eds), Economica, Paris.
- Combes P., Mayer T., Thisse J.-F. (2006), *Économie géographique : l'intégration des régions et des nations / Economic Geography*, Economica, Paris / Princeton University Press (2007), Princeton.
- Commissariat Général du Plan (CGP) (1991), *Outils, pratiques, institutions pour évaluer les politiques publiques*, Actes du Séminaire Plan - ENA, Juillet 1990, La Documentation Française, Paris.
- Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-NU) (1998), *Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement*, CEE-NU, 25 Juin 1998.
- Commission Environnement Littoral (CEL) (2002), *Pour une approche intégrée de gestion des zones côtières. Initiatives locales, stratégie nationale*, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) / DATAR / IFREMER, Rapport au gouvernement, Paris.
- Commission Européenne (CE) (1999), *Les enseignements du programme de démonstration de la Commission Européenne (CE) sur l'Aménagement Intégré des Zones Côtières (AIZC)*, Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg.
- Commission Européenne (CE) (2002), *Towards environmental performance indicators for the European Union (EU). A European system of environmental indicators. First Publication*, Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg.
- Commission Océanographique Intergouvernementale (COI) - UNESCO (1997), *Guide méthodologique d'aide à la gestion intégrée de la zone côtière, Volume I*, Manuels et Guides UNESCO n°36.
- Commission Océanographique Intergouvernementale (COI) - UNESCO (2001), *Guide méthodologique d'aide à la gestion intégrée de la zone côtière, Volume II*, Manuels et Guides UNESCO n°42.

- Commission Océanographique Intergouvernementale (COI) - UNESCO (2003), *A reference guide on the use of indicators for integrated coastal management*, Manuels et Guides UNESCO n°45.
- Commons J.R. (1990), *Institutional economics*, Transactions publishers, London (First edition published in 1934).
- Conseil Economique et Social Régional (CESR) de Bretagne (2004), *Pour une gestion concertée du littoral en Bretagne*, Rapport du Conseil Economique et Social, Rennes.
- Conseil Général des Ponts et Chaussées (CGPC) (1992), *Le Domaine Public Maritime Naturel*, Rapport n°91-258 du CGPC, Ministère de l'Équipement, du Logement, du Transport et de la Mer, Paris.
- Conseil Scientifique de l'Évaluation (CSE) (1996), *Petit guide de l'évaluation des politiques publiques*, La Documentation Française, Paris.
- Corbin A. (2001), *Le territoire du vide. L'Occident et le désir de rivage, 1750-1840*, Champs Flammarion, Paris.
- Corine Land Cover 2000 (2000), 'Données & indicateurs', <http://www.ifen.fr/donIndic/Donnees/corine/presentation.htm>.
- Corlay J.-P. (1993), 'L'espace halieutique et les facteurs de sa dynamique : réflexions de géographes à partir du cas danois', *Table-ronde sur la dynamique de l'exploitation halieutique*, ORSTOM-IFREMER, Montpellier.
- Corlay J.-P. (1995), 'Géographie sociale, géographie du littoral', *Norois* **42(165)**, 247-265.
- Corlay J.-P. (2001), *Atlas permanent de la mer et du littoral : le littoral français*, Vol. 5, Corlay J.-P. (Coord.), Géolittomer - LETG UMR CNRS 6554 / Infomer - CNRS.
- Cormier-Salem M.-C. (2003), *Le littoral : un patrimoine controversé*, Activités halieutiques, aménagement et gestion en zone côtière (Actes des 5èmes rencontres halieutiques de Rennes (16-17 Mars 2001)), Gascuel D. et Fontenelle G. (Coord.), IFREMER, n°35.
- Coser L.A. (1982), *Les fonctions du conflit social*, Presses Universitaires de France (PUF), Paris (Première publication en 1956).
- Costanza R., Andrade F., Antunes P., van den Belt M., Boesch D., Boersma D., Catarino F., Hanna S., Limburg K., Low B., Molitor M., Gil Pereira J., Rayner S., Santos R.,

- Wilson J., Young M. (1999), 'Ecological Economics and sustainable governance of the ocean', *Ecological Economics* **31**, 171–187.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M. (1997), 'The value of the world's ecosystem services and natural capital', *Nature* **387**, 253–260.
- Costanza R., Wainger L., Folke, C., Mäler K-G. (1993), 'Modeling complex ecological economic systems : toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature', *BioScience* **43**, 545–555.
- Crevoisier O. (2005), 'Économie régionale, économie territoriale : la dynamique des milieux innovateurs', *Communication au Symposium International "Territoires et enjeu du développement régional"*, Lyon 9-11 Mars 2005 .
- Crinquant N. (2005), *La capacité d'accueil des territoires littoraux : de la recherche d'indicateurs pertinents à leur exploitation dans une étude de cas*, Mémoire de 3ème année pour le diplôme d'ingénieur agronome, SupAgro Montpellier.
- Crozier M., Friedberg E. (1977), *L'acteur et le système : les contraintes de l'action collective*, Coll. Sociologie Politique, Seuil, Paris.
- CS Conseil (2001), *Repères sur concertation et territoire*, Entreprises Territoires et Développement (ETD), Paris.
- Daily G.C., Ehrlich P.R. (1992), 'Population, sustainability, and Earth's carrying capacity', *BioScience* **42(10)**, 761–771.
- Damart S. (2003), "Une étude de la contribution des outils d'aide à la décision aux démarches de concertation. Le cas des décisions publiques de transport", thèse en sciences de gestion, PhD thesis, Université Paris 9, Dauphine.
- Damart S. (2005), *Démarche de sélection d'indicateurs évaluant l'impact des activités de l'homme sur la lagune de l'étang de Thau. Note méthodologique sur la démarche multicritère participative*, Rapport Programme National Environnement Côtier (PNEC), Montpellier.
- Damart S., Roy B. (2004), 'Débat public et expertise : entre rationalité et légitimité', *Annales des Mines - Gérer et Comprendre* **28**, 4–22.

- Dasgupta P.S., Heal G.M. (1974), 'The optimal depletion of exhaustible resources', *Review of Economic Studies* **41**, 3–28.
- Dasgupta P.S., Heal G.M. (1979), *Economic theory and exhaustible resources*, UK, Oxford University Press.
- Datta M., Mirman L. (1999), 'Externalities, market power and resource extraction', *Journal of Environmental Economics and Management* **27**, 233–255.
- Dauvin J.-C., Lozachmeur O., Capet Y., Dubrulle J.-B., Ghezali M., Mesnard A.-H. (2004), 'Legal tools for preserving France's natural heritage through integrated coastal zone management', *Ocean & Coastal Management* **47**, 463–477.
- David M. (2004), 'Les approches volontaires comme instrument de régulation environnementale', *Revue Française d'Économie* **19**, 227–273.
- David M. (2005), 'Regulating a polluting oligopoly : emission tax or voluntary agreement ?', *Review of Development Economics* **9(4)**, 514–529.
- Debarbieux B., Lardon S. (2003), *Les figures du projet territorial*, Coll. Bibliothèque des territoires, L'Aube / DATAR, Paris.
- Deboudt P., Bellan-Santini D., Bellan G. (2002), *Définition et perception de l'espace littoral : les conflits d'usage et d'intérêt des zones littorales*, in Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel, Dauvin J.-C. (Coord.), Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Paris.
- Deboudt P., Bellan-Santini D., Dauvin J.-C., Meur-Férec C., Pouille X. (2002), *Définition et perception de l'espace littoral : perceptions du public sur l'espace littoral*, in Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel, Dauvin J.-C. (Coord.), Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Paris.
- Deboudt P., Meur-Férec C., M.-H. Ruz (2002), *Définition et perception de l'espace littoral : le point de vue de géographes*, in Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel, Dauvin J.-C. (Coord.), Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Paris.
- Desaigues B., Point P. (1993), *Économie du patrimoine naturel, la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, Paris.

- Dietz S., Neumayer E. (2007), 'Weak and strong sustainability in the SEEA : concepts and measurement', *Ecological Economics* **61**, 617–626.
- Dietz T., Tanguay J., Tuler S., Webler T. (2004), 'Making computer models useful : an exploration of expectations by experts and local officials', *Coastal Management* **32**, 307–318.
- Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA) (2003), 'Données statistiques', <http://www.mer.equipement.gouv.fr>.
- Direction des Transports Maritimes, Routiers et Fluviaux (DTMRF) (2006), 'Données statistiques', <http://www.mer.equipement.gouv.fr>.
- Direction Régionale de l'ENvironnement du Languedoc-Roussillon (DIREN-LR), Centre d'Etudes Techniques du Ministère de l'Equipement (CETE) Méditerranée, CERTU (2005), *Définition d'une méthode pour l'évaluation des SCoTs au regard des principes du développement durable et construction d'indicateurs environnementaux. Application au cas de l'Agglomération de Montpellier*, Direction Régionale de l'ENvironnement du Languedoc-Roussillon (DIREN-LR), Centre d'Etudes Techniques du Ministère de l'Equipement (CETE) Méditerranée, CERTU.
- Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale (DATAR) (2004), *Construire ensemble un développement équilibré du littoral*, La Documentation Française, Paris.
- Délégation Interministérielle à l'Aménagement et à la Compétitivité des Territoires (DIACT), Secrétariat Général de la Mer (SGMer) (2006), *Rapport français d'application de la Recommandation du Conseil et du Parlement Européen du 30 Mai 2002 relative à la mise en oeuvre d'une stratégie de gestion intégrée des zones côtières en Europe*, DIACT et SGMer, Paris.
- Douguet J.-M., O'Connor M. (2003), 'Maintaining the integrity of the French terroir : a study of critical natural capital in its cultural context', *Ecological Economics* **44**, 233–254.
- Dupilet D. (2001), *Le règlement des conflits d'usage dans la zone côtière entre pêche professionnelle et autres activités*, Rapport à Monsieur le Premier Ministre.

- Duran P. (1999), *Penser l'action publique*, Coll. Droit et Société série Politique, L.G.D.J. (Eds), Maison des Sciences de l'Homme.
- Edwards S.D., Jones P.J.S., Nowell D.E. (1997), 'Participation in coastal zone management initiatives : a review and analysis of examples from the UK', *Ocean & Coastal Management* **36**, 143–165.
- Edwards S.F. (2003), 'Property rights to multi-attribute fishery resources', *Ecological Economics* **44**, 309–323.
- Ehler C. (1998), 'Toward integrated coastal management : recent US experience', *Ateliers du Conservatoire du littoral* p. 5.
- Ehler C. (2003), 'Indicators to measure governance performance in integrated coastal management', *Ocean & Coastal Management* **46**, 335–345.
- Ekins P., Simon S. (1999), 'Estimating sustainability gaps : methods and preliminary applications for the UK and the Netherlands', *Ecological Economics* **37**, 5–22.
- Ekins P., Simon S., Deutsch L., Folke C., de Groot R. (2003), 'A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability', *Ecological Economics* **44**, 165–185.
- Enjolras G., Boisson J.-M. (2006), *Analysis of the value of "non-market" natural public goods and services, context-related valuations of externalities, and valuations transfer*, in *Towards Sustainable Management of Southern European Lagoons*, Murray C.N., Do Chi T. and Zaldivar-Comenges J.M. (Eds), Elsevier Academic Press.
- Entreprises Territoires et Développement (ETD) (2004), *La prise en compte du développement durable dans les projets de territoire*, Les Notes de l'Observatoire, Entreprises Territoires et Développement (ETD), Paris.
- Épaulard A., Pommeret A. (1998), *Gestion et valorisation des ressources non renouvelables en incertitude (Chapitre VIII)*, in *L'environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Schubert K. et Zagamé P. (Eds), Coll. Économie dirigée par Fontagné L., Vuibert, Paris.
- EUROSION (2004), *Vivre avec l'érosion côtière en Europe : espaces et sédiments pour un développement durable. Bilans et recommandations du projet EUROSION*, Direction Générale de l'Environnement, Commission Européenne, Bruxelles.

- EUROSTAT (2005), *Measuring progress towards a more sustainable Europe, sustainable development indicators for the European Union*, Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.
- Eymard-Duvernay F., Favereau O., Orléan A., Salais S., Thévenot L. (2006), *Des contrats incitatifs aux conventions légitimes, une alternative aux politiques néolibérales*, in *L'économie des conventions, méthodes et résultats*, Eymard-Duvernay F. (Eds), La Découverte, Paris.
- Faucheux S., Noël J.-F. (1995), *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris.
- Firn Crichton Roberts Ltd (FCR), Graduate School of Environmental Studies (GSES), Université de Strathclyde (2000), *Une évaluation des coûts et des bénéfices socio-économiques de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC). Rapport final à l'attention de la Commission Européenne*, Commission Européenne (CE), Bruxelles.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1996), *The contributions of science to Integrated Coastal Management (ICM)*, Vol. Reports and studies, 61, FAO, Rome.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1998), *Integrated coastal area management and agriculture, forestry and fisheries*, FAO Guidelines, Rome.
- Féral F., Mamontoff C., Rouquan O. (1996), *Le littoral, l'État régulateur : droit domanial et stratégies politiques*, Coll. Propos, Programme National d'Océanographie Côtière (PNOC), Institut Océanographique / IFREMER, Paris.
- Fuentes-Castro D., Jayet P.-A. (2003), 'Incentive mechanisms to overcome the tragedy of the commons', *Document de Travail, THEMA* .
- Fuentes-Castro D., Jayet P.-A., Rotillon G. (2003), 'Managing a common-renewable resource in asymmetric information', *Document de Travail, THEMA, 2003-18* .
- Fujita M., Krugman P., Venables A.J. (2001), *The spatial economy : cities, regions, and international trade*, The MIT Press, Cambridge.
- Gachelin C. (1992), *Pour un plan stratégique intégré du littoral français*, La Documentation Française, Paris.

- Gadrey J., Jany-Catrice F. (2007), *Les nouveaux indicateurs de richesse*, Coll. Repères, La Découverte, Paris (Première édition, 2005).
- Gallagher A., Johnson D., Glegg G, Trier C. (2004), 'Construct of sustainability in coastal zone management', *Marine Policy* **28**, 249–255.
- Gardner R., Herr A., Ostrom E., Walker J.A. (2000), 'The power and limitations of proportional cutbacks in common-pool resources', *Journal of Development Economics* **62**, 515–533.
- Garrabé M. (1994), *Ingénierie de l'évaluation économique*, Ellipses, Paris.
- Gaudet G., Long N.V., Lasserre P. (1995), 'Optimal resource royalties with unknown and temporally independent cost structures', *International Economic Review* **36**, 715–749.
- Gaudet G., Moreaux M., Salant S.W. (2002), 'Private storage of common property', *Journal of Environmental Economics and Management* **43**, 280–302.
- Gaudin J.-P. (1999), *Gouverner par contrat : l'action publique en question*, Presses de Sciences Po, Paris.
- GEOgraphie des SYStèmes de COMmunication (GEOSYSCOM) (1999), 'Risques technologiques majeurs, géodynamique des réseaux et opérabilité spatiale, environnements et géomatique', <http://www.unicaen.fr/mrsh/geosyscom> .
- George P., Verger F. (2000), *Dictionnaire de la géographie*, Presses Universitaires de France (PUF), Paris.
- Gilly J.-P., Torre A. (2000), *Dynamiques de proximité*, Coll. Emploi, Industrie et Territoire (Eds), L'Harmattan, Paris.
- Glachant M. (1995), 'Les accords volontaires dans la politique environnementale : une mise en perspective de leur nature et de leur efficacité', *Économie et Prévision* **117-118**, 49–60.
- Gélard P. (Rapporteur), Alduy J.-P. (Président de la Mission d'information) (2004), *Rapport d'information de la commission des affaires économiques et de la commission des lois sur l'application de la loi littoral, pour une mutualisation de l'aménagement du territoire*, Sénat, rapport n°421, Paris.

- Godard O. (1975), 'L'occupation des espaces littoraux méditerranéens', *Options méditerranéennes* **31**, 35–55.
- Godard O. (1996), 'Le développement durable et le devenir des villes : bonnes intentions et fausses idées', *Futuribles* **208**, 29–35.
- Godard O. (1998), 'Concertation et incitations efficaces, deux objectifs incompatibles ? Une analyse à partir du dispositif de gestion des déchets d'emballages ménagers en France', *Communication aux Journées de l'Association Française de Sciences Economiques (AFSE), 11-12 Mai 1998, Toulouse* .
- Godard O. (2003), *Permis négociables : un instrument pour le développement durable (Chapitre XVIII)*, in Développement durable et aménagement du territoire, Ruegg J. et Da Cunha A. (Eds), Presses Polytechniques et Universitaires Romandes (PPUR).
- Godard O., Hubert B. (2002), *Le développement durable et la recherche scientifique à l'INRA. Rapport à Madame la Directrice Générale de l'INRA*, INRA (Eds.).
- Gordon H.S. (1954), 'Economic theory of a common-property resource : the fishery', *The Journal of Political Economy* **62(2)**, 124–142.
- Greenwood J., McAfee R.P. (1991), 'Externalities and asymmetric information', *The Quarterly Journal of Economics* **106(1)**, 103–121.
- Groupement De Recherche (GDR) Gestion des écosystèmes littoraux méditerranéens (2004), *Gestion des écosystèmes littoraux méditerranéens*, Rapport d'étape, Kantin R. et Pergent G. (Coord.), IFREMER.
- Groves T. (1973), 'Incentives in Teams', *Econometrica* **41(4)**, 617–631.
- Guerrien B. (1989), *Concurrence, flexibilité et stabilité : des fondements théoriques de la notion de flexibilité*, Economica, Paris.
- Guesnerie R., Hautcoeur P.-C. (2003), *La recherche au service du développement durable*, Rapport du groupe de travail sur la recherche au service du développement durable installé par Claudie Haigneré, Ministre déléguée à la Recherche et aux Nouvelles Technologies, et Tokia Saïfi, Secrétaire d'État au Développement Durable, le 16 janvier 2003, et présidé par Roger Guesnerie. Rapporteur : Pierre-Cyrille Hautcoeur.

- Guesnerie R., Laffont, J.-J. (1984), 'A complete solution to a class of principal-agent problems with an application to the control of a self-managed firm', *Journal of Public Economics* **25**, 329–369.
- Guihéneuf P.-Y., Cauchoix F., Barret P., Cayre P. (2006), *La formation au dialogue territorial. Quelques clés issues d'une réflexion collective*, Educagri, Paris.
- Guyader O., Thébaud O. (2001), 'Distributional issues in the operation of rights-based fisheries management systems', *Marine Policy* **25**, 103–112.
- Hahn R.W. (1984), 'Market power and transferable property rights', *The Quarterly Journal of Economics* pp. 753–765.
- Hanley N., Shogren J.F., White B. (2001), *Introduction to environmental economics*, Oxford University Press.
- Hardin G. (1968), 'The Tragedy of the Commons', *Science* **162**, 1243–1248.
- Hardy L. (2006), 'Articulation et harmonisation des outils de gestion du littoral : la valeur ajoutée d'une démarche de GIZC', *Communication à la Première journée GIZC, DIACT, Paris, 22 Mars 2006*.
- Haward M. (1995), 'Institutional design and policy making "down under" : developments in Australian and New Zealand coastal management', *Ocean & Coastal Management* **26(2)**, 87–117.
- Hezri A.A., Dovers S.R. (2005), 'Sustainability indicators, policy and governance : issues for ecological economics', *Ecoleg 02420* p. 14.
- Hiedenpää J. (2005), 'The edges of conflict and consensus : a case for creativity in regional forest policy in Southwest Finland', *Ecological Economics* **55**, 485–498.
- Hénocque Y., Billé R. (2005), 'Gestion Intégrée du Littoral : analyse des processus à l'oeuvre et mesure des progrès accomplis dans le cadre d'une approche incrémentielle de l'intégration', *Communication au Colloque International "Prospective du littoral - Prospective pour le littoral : un littoral pour les générations futures". Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), Paris, le 22 Mars 2005* p. 15.
- Holmström B. (1982), 'Moral Hazard in Teams', *Bell Journal of Economics* **13(2)**, 324–340.

- Holmström B., Myerson R.B. (1983), 'Efficient and durable decision rules with incomplete information', *Econometrica* **51(6)**, 1799–1820.
- Hostiou R. (1997), 'Protection de l'espace littoral et droit de l'environnement : à propos de la politique d'acquisition foncière du Conservatoire', *Revue Juridique de l'Environnement* **83**.
- Hotelling H. (1931), 'The economics of exhaustible resources', *The Journal of Political Economy* **37(2)**, 137–175.
- Houdart M. (2003), *Entre terre et mer, les 250 ans du littoral*, IFREMER, Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral.
- Houdart M. (2004), *De Philippe-Auguste à la loi Littoral, 800 ans de Domaine Public Maritime (DPM)*, IFREMER, Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral.
- Huggett D. (1998), 'The role of federal government intervention in coastal zone planning and management', *Ocean & Coastal Management* **39**, 33–50.
- INRA-CREDOC (2001), *Les français et l'espace rural : enquête sur les conditions de vie et les aspirations des français*, Rapport pour le groupe de prospective DATAR "espaces naturels et ruraux, et société urbanisée".
- Institut Français de l'ENvironnement (IFEN) (1999), *Les indicateurs de développement durable - méthodes et perspectives*, IFEN (Eds), Coll. Études et Travaux, n°24, Orléans.
- Institut Français de l'ENvironnement (IFEN) (2001), *Propositions d'indicateurs de développement durable pour la France*, IFEN (Eds), Coll. Études et Travaux, n°35, Orléans.
- Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER (IFREMER), Service d'Economie Maritime (SEM) (2002), 'Données économiques maritimes', <http://www.ifremer.fr/droseem/donnees/index.htm> .
- Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE) (1999), 'Recensement Général de la Population (RGP) 1999', <http://www.insee.fr> .

- Jeannaux P. (2006), 'Economie de la décision publique et conflits d'usages pour un cadre de vie dans les espaces ruraux et périurbains', *Développement Durable & Territoires, Dossier 7 : Proximité et environnement*.
- Jeannaux P., Kirat T. (2005), 'Observer les conflits d'usage : que nous apprend le contentieux judiciaire et administratif sur le développement des régions?', *Communication au Symposium international "Territoires et enjeux du développement régional", 9-11 Mars 2005*.
- Jennings S. (2004), 'Landscape sensitivity and tourism development', *Journal of Sustainable Tourism* **12(4)**, 271–288.
- Jentoft S., Buanes A. (2005), 'Challenges and myths in Norwegian coastal zone management', *Coastal Management* **33**, 151–165.
- Jollivet M. (2001), *Le développement durable, de l'utopie au concept. De nouveaux chantiers pour la recherche*, Coll. Environnement, Natures Sciences Sociétés, Elsevier France, Paris.
- Joly F. (1997), *Glossaire de géomorphologie*, Armand Colin.
- Kalaora B. (1995), 'D'île en île. L'archipel du Conservatoire du littoral', *Les Cahiers du Conservatoire du Littoral* **3**.
- Kalaora B., Granier M. (1995), 'Les français et la protection du littoral', *Les Cahiers du Conservatoire du Littoral* **4**, 1–79.
- Karp L. (1992), 'Social welfare in a common property oligopoly', *International Economic Review* **33**, 353–372.
- Kay R., Christie P. (2001), 'An analysis of the impact of the internet on coastal management', *Coastal Management* **29**, 157–181.
- Kelo et TNS - Sofres (2002), *Les images du littoral Languedoc-Roussillon*, <http://www.tns-sofres.com>.
- Kirat T. (2001), 'Le pragmatisme, l'économie et l'intelligence des règles juridiques : leçons de la méthode institutionnaliste de John Rodger Commons', *Revue interdisciplinaire d'études juridiques* **47**, 1–22.
- Kirat T., Melot R. (2006), 'Du réalisme dans l'analyse économique des conflits d'usage : les enseignements de l'étude du contentieux dans trois départements français (Isère,

- Loire-Atlantique, Seine-Maritime)’, *Développement Durable & Territoires, Dossier 7 : Proximité et environnement* .
- Kirat T., Torre A., Aviles A., Caron A., Lefranc C., Galman M., Melot R., Rialland C. Salazar M.-I. (2004), *Modalités d’émergence et procédures de résolution des conflits d’usage autour de l’espace et des ressources naturelles. Analyse dans les espaces ruraux*, Rapport de recherche, Programme Environnement, Vie, et Sociétés (PEVS). Territoires, environnement, et nouveaux modes de gestion : la “gouvernance” en question, Kirat T., Torre A. (Coord.), CNRS (Eds).
- Klinger T. (2004), ‘International ICZM : in search of successful outcomes’, *Ocean & Coastal Management* **47**, 195–196.
- La Roche X. (1999), ‘Littoral et droit de la mer’, *Hérodote, Revue de géographie et de géopolitique* **93**, 37–41.
- Léa S., Brodhag C. (2004), ‘Dynamiques territoriales et proximité environnementale : le cas du risque d’inondation’, *Développement Durable & Territoires, Dossier 3 : Les dimensions humaine et sociale du développement durable* .
- Lacoste Y. (1999), ‘Littoral, frontières marines’, *Hérodote, Revue de géographie et de géopolitique* **93**, 3–19.
- Laffont J.-J. (1999), *Étapes vers un État moderne : une analyse économique*, in État et gestion publique. Actes du colloque du 16 Décembre 1999 du Conseil d’Analyse Economique (CAE). La Documentation Française, Paris.
- Laffont J.-J., Martimort D. (1999), ‘Collusion and delegation’, *The Rand Journal of Economics* **29**, 280–305.
- Laffont J.-J., Martimort D. (2002), *The Theory of Incentives : the Principal-Agent Model*, Princeton University Press.
- Laffont J.-J., Meleu M. (1997), ‘Reciprocal supervision, collusion of organizational design’, *Scandinavian Journal of Economics* **99**, 519–540.
- Laganier R., Villalba B., Zuideau B. (2002), ‘Le développement durable face au territoire : éléments pour une recherche pluridisciplinaire’, *Développement Durable & Territoires, Dossier 1 : Approches territoriales du développement durable* .

- Lahaye N. (1999), 'Gouvernance territoriale et espaces d'intérêt public : l'enjeu d'un développement durable territorial', *Communication à l'école chercheur Économie Spatiale et Régionale, Le Croisic, 8-10 décembre 1999*.
- Lahaye N., Mermet L. (2004), 'La gestion patrimoniale : innovations et limites de vingt cinq ans de recherche d'une gestion concertée de l'environnement rural', *Communication au séminaire de recherche "Sociologie de l'environnement, perspectives franco-allemandes", Strasbourg, 12-14 février 2004*.
- Larrue C. (2000), *Analyser les politiques publiques d'environnement*, Coll. Logiques Politiques, L'Harmattan, Paris.
- Lavigne-Deville P., Sellamna N.-E., Mathieu M. (2000), *Les enquêtes participatives en débat. Ambition, pratiques et enjeux*, Gret-Karthala-ICRA (Eds), Paris.
- Le Cornec E. (1996), 'Protection du littoral et droit de l'urbanisme', *Jurisclasseur environnement Fascicule 510-520*, 4.
- Le Guen J. (Rapporteur), Deprez L. (Président de la Mission d'information) (2004), *Rapport d'information par la commission des affaires économiques, de l'environnement et du territoire sur l'application de la loi littoral*, Assemblée Nationale, rapport n°1740, Paris.
- Le Pensec L. (2001), *Vers de nouveaux rivages : rapport au Premier ministre sur la re-fondation du Conservatoire du Littoral*, Sénat (Eds), Paris.
- Le Petit Larousse (2007), *Le Petit Larousse illustré 2007*, <http://www.larousse.fr>.
- Le Petit Robert (2007), *Le Nouveau Petit Robert 2007*, <http://www.lerobert.com>.
- Le Tissier M.D.A., Hills J.M., McGregor J.A., Ireland M. (2004), 'A training framework for understanding conflict in the coastal zone', *Coastal Management* **32**, 77–88.
- Lehtonen M. (2004), 'The environmental - social interface of sustainable development : capabilities, social capital, institutions', *Ecological Economics* **49**, 199–214.
- Lewis T.R., Sappington D.E.M. (1989a), 'Countervailing incentives in agency problems', *Journal of Economic Theory* **49**, 294–313.
- Lewis T.R., Sappington D.E.M. (1989b), 'Inflexible Rules in incentive problems', *American Economic Review* **79(1)**, 69–84.

- Lim B.I., Shogren J.F. (2005), 'Valuation by conflict', *Ecological Economics* **55**, 251–261.
- Louis Harris (1983), *Les Français et la protection du littoral*, <http://www.lh2.fr>.
- Lozachmeur O. (2005), 'Le concept de "Gestion Intégrée des Zones Côtières" en droit international, communautaire et national', *Droit Maritime Français* **657**, 259–277.
- Lubell M. (2000), 'Cognitive conflict and consensus building in the National Estuary Program', *American Behavioral Scientist* **44**, 628–647.
- Macombe C., Serena M., Piotrowski M. (2005), 'Une méthode de diagnostic d'un idéal, racine du développement territorial', *Communication au Symposium International "Territoires et enjeu du développement régional", Lyon 9-11 Mars 2005* p. 15.
- Maggi G., Rodríguez-Clare A. (1995), 'On countervailing incentives', *Journal of Economic Theory* **66**, 238–263.
- Malthus T.R. (1798), *An essay on the principle of population*, J. Johnson, London. First edition (Sixth edition published in 1826).
- MANON - Commissariat Général du Plan (CGP) (2004a), 'Les conflits d'usage dans les espaces ruraux et périurbains : un enjeu de débat public - premiers résultats du groupe', *Le 4 pages - Commissariat Général du Plan (CGP)* **1**.
- MANON - Commissariat Général du Plan (CGP) (2004b), 'L'évolution future des conflits d'usage envisagée à partir des 4 scénarios sur les campagnes françaises à l'horizon 2020', *Le 4 pages - Commissariat Général du Plan (CGP)* **2**.
- MANON - Commissariat Général du Plan (CGP) (2005), 'Les conflits d'usage dans les territoires : quel rôle pour l'État, demain, dans les espaces ruraux et périurbains?', *Le 4 pages - Commissariat Général du Plan (CGP)* **3**.
- MANON - Commissariat Général du Plan (CGP) (Guérin M. (Coord.)) (2005), *Conflits d'usage à l'horizon 2020. Quels nouveaux rôles pour l'État dans les espaces ruraux et périurbains ?*, Rapport final du groupe de travail MANON - Commissariat Général du Plan (CGP).
- Marini P. (1998), *La politique maritime et littorale de la France : le littoral (6)*, Office Parlementaire d'Évaluation des Politiques Publiques : Assemblée Nationale, n°771, Sénat, n°345, Paris.

- Martimort D. (1992), 'Multiprincipaux avec anti-selection', *Annales d'Économie et de Statistique* **28**, 1–38.
- Martimort D. (1996), 'The multiprincipal nature of government', *European Economic Review* **40**, 673–685.
- Martimort D. (1999), 'Renegotiation design with multiple regulators', *Journal of Economic Theory* **88(2)**, 261–293.
- Martínez M.L., Intralawan A., Vásquez G., Pérez-Maqueo O., Sutton P., Landgrave R. (2007), 'The coasts of our world : ecological, economic and social importance', *Ecological Economics* **63**, 254–272.
- Marzetti Dall'Aste Brandolini S., Mozetti R. (2005), 'Social carrying capacity of mass tourist sites : theoretical and practical issues about its measurement', *Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Nota di Lavoro* **144.2005**.
- Maystre L.-Y., Bollinger D. (1999), *Aide à la négociation multicritère*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes (PPUR).
- McCleave J., Xiongzi X., Huasheng H. (2003), 'Lessons learned from "decentralized" ICM : an analysis of Canada's Atlantic Coastal Action Program and China's Xiamen ICM Program', *Ocean & Coastal Management* **46**, 59–76.
- McCreary S., Gamman J., Brooks B., Whitman L., Bryson R., Fuller B., Mc Inerny A., Glaser R. (2001), 'Applying a mediated negotiation framework to Integrated Coastal Zone Management', *Coastal Management* **29**, 183–216.
- McLeod S.R. (1997), 'Is the concept of carrying capacity useful in variable environments?', *Oikos* **79**, 529–542.
- Mercuro N. (2000), *La common law, l'efficience et la Law and Economics institutionnaliste aux Etats-Unis*, in *Le droit dans l'action économique*, Kirat T. et Serverin E. (Coord.), CNRS (Eds), Paris.
- Mermet L. (1992), *Stratégies pour la gestion de l'environnement*, Coll. Environnement, L'Harmattan, Paris.
- 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.

- Mesnard A.-H. (1997), 'L'intégration des politiques du littoral', *Revue Juridique Neptunus* pp. 1-7.
- Mesnard A.-H., Lozachmeur O. (2002), *Définition et perception de l'espace littoral : le point de vue de juristes*, in *Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel*, Dauvin J.-C. (Coord.), Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Paris.
- Mikalsen K.H., Jentoft S. (2001), 'From user-groups to stakeholders? The public interest in fisheries management', *Marine Policy* **25**, 284-292.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) (2002), *Étude Bibliographique sur les territoires et le développement durable*, Rapport Fondation des Villes, Juin 2002, Paris.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) (2006a), 'Direction de la prévention des pollutions et des risques (DPPR)', <http://www.ecologie.gouv.fr>.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) (2006b), 'La directive SEVESO : pour une prévention des risques majeurs', <http://www.ecologie.gouv.fr>.
- Miossec A. (1998), *Les littoraux : entre nature et aménagement*, Campus.
- Mission Interministérielle d'Aménagement du Littoral de la Région Languedoc-Roussillon (MIAL-LR) (2002), *Proposition de plan de développement durable du littoral*, Préfecture de la Région Languedoc-Roussillon, Montpellier.
- Mongruel R. (2002), 'Enjeux économiques de la gestion des écosystèmes en baie du Mont-Saint-Michel : une proposition de cadre d'analyse', *Océanis, Numéro spécial, "Environnement, politiques publiques et dynamique des activités littorales. Travaux et questions des sciences sociales"*, Rey-Valette H., Cormier-Salem M.-C., Point P., Antona M. (Eds) **28(1-2)**, 151-173.
- Monnier E. (1992), *Évaluation de l'action des pouvoirs publics*, Economica, Paris.
- Muller P. (2000), *Les politiques publiques*, Coll. Que sais-je?, Presses Universitaires de France (PUF), Paris.
- Muller P., Surel Y. (1998), *L'analyse des politiques publiques*, Coll. Clefs Politiques, Montchrestien, Paris.

- Myerson R.B. (1979), 'Incentive compatibility and the bargaining problem', *Econometrica* **47**, 61–74.
- Neary H.M. (1997), 'A comparison of rent-seeking models and economic models of conflict', *Public Choice* **93**, 373–388.
- Neveu E. (1996), *Sociologie des mouvements sociaux*, Coll. Repères, La Découverte, Paris.
- Observatoire du Littoral (OL) (2006), 'Chiffres-clés du littoral', <http://www.ifen.fr/littoral>.
- Olsen S., Tobey J., Kerr M. (1997), 'A common framework for learning from ICM experience', *Ocean & Coastal Management* **37(2)**, 155–174.
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) (1993a), *Gestion des zones côtières, politiques intégrées*, OCDE, Paris.
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) (1993b), *Jeu de base d'indicateurs de l'OCDE pour l'étude de performance environnementale*, Monographies OCDE sur l'environnement / OECD Environment Monographs, n°83, OCDE, Paris.
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) (1998), *Vers un développement durable - Indicateurs d'environnement*, OCDE, Paris.
- Osmundsen P. (1995), 'Taxation of petroleum companies possessing private information', *Resource and Energy Economics* **17**, 357–377.
- Osmundsen P. (1998), 'Dynamic taxation of non-renewable natural resources under asymmetric information about reserves', *Canadian Economic Journal* **31**, 933–951.
- Osmundsen P. (1999), 'Taxing internationally mobile individuals - a case of countervailing incentives', *International Tax and Public Finance* **6**, 149–164.
- Osmundsen P. (2002a), 'Learning-by-doing : consequences for incentive design', *Information Economics and Policy* **14**, 39–19.
- Osmundsen P. (2002b), 'Regulation of common property resources under private information about resources externalities', *Resource and Energy Economics* **24**, 349–366.
- Ostrom E. (1990), *Governing the commons. The evolution of institutions for collective-action*, Cambridge University Press, New-York.

- Ostrom E. (1999), 'Coping with tragedies of the commons', *Annual Review of Political Science* **2**, 493–535.
- Ostrom E., Gardner R. (1993), 'Coping with asymmetries in the commons : self-governing irrigation systems can work', *Journal of Economic Perspectives* **7(4)**, 93–112.
- Ostrom E., Gardner R., Walker J. (1994), *Rules, games and common-pool resources*, The University of Michigan Press, Ann Arbor.
- Parlement européen et Conseil de l'Europe (2002), *Recommandation du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2002 relative à la mise en oeuvre d'une stratégie de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) en Europe (2002/41 3/CE)*, Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg.
- Paskoff R. (1993), *Les côtes en danger*, Masson.
- Pearce D., Markandya A., Barbier E.B. (1989), *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan Publication Ltd., Londres.
- Pecqueur B. (1996), *Dynamiques territoriales et mutations économiques*, L'Harmattan, Paris.
- Pecqueur B. (2002), 'Gouvernance et régulation, un retour sur la notion de territoire', *Géographie, Économie et Société* **4(2)**.
- Pecqueur B., Zimmermann J.-B. (2004), *Économie de proximités*, Hermès/Lavoisier, Paris.
- Pennanguer S. (2005), "Incertitude et concertation dans la gestion de la zone côtière", thèse pour le doctorat d'halieutique, PhD thesis, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes (ENSAR) / Agrocampus Rennes.
- Perret P. (2003), *Évaluation des politiques publiques*, Coll. Repères n°238, La Découverte, Paris.
- Perrier-Cornet P. (2002), *À qui appartient l'espace rural ?*, Perrier-Cornet P. (Coord.), L'Aube / DATAR, Paris.
- Perrier-Cornet P., Soulard C. (2003), *Prospectives des espaces ruraux français à l'horizon 2020*, INRA-Sciences Sociales.
- Perron F., Rieucan J. (1996), *La maritimité aujourd'hui*, L'Harmattan, Paris.

- Petterlin M., Kontic B., Kross B.C. (2005), 'Public perception of environmental pressures within the Slovene coastal zone', *Ocean & Coastal Management* **48**, 189–204.
- Pickaver A.H., Gilbert C., Breton F. (2004), 'An indicator set to measure the progress in the implementation of integrated coastal zone management in Europe', *Ocean & Coastal Management* **47**, 449–462.
- Picon B. (2002), 'Sociologie et littoral. Pour une nécessaire interdisciplinarité', *Océanis, Numéro spécial, "Environnement, politiques publiques et dynamique des activités littorales. Travaux et questions des sciences sociales"*, Rey-Valette H., Cormier-Salem M.-C., Point P., Antona M. (Eds) **28(1-2)**, 15–26.
- Piquard O. (1973), *Perspectives pour l'aménagement du littoral français*, Commissariat Général du Plan (CGP), Paris.
- Plan Bleu pour l'environnement et le développement en Méditerranée, Centre d'Activités Régionales (2002), *Indicateurs pour le développement durable dans les régions côtières méditerranéennes. Suivi des recommandations de la Commission Méditerranéenne de Développement Durable. Rapport final*, PNUE, PAM, Plan Bleu, Sophia-Antipolis.
- Point P. (2002), 'Éléments économiques pour une gestion du littoral', *Océanis, Numéro spécial, "Environnement, politiques publiques et dynamique des activités littorales. Travaux et questions des sciences sociales"*, Rey-Valette H., Cormier-Salem M.-C., Point P., Antona M. (Eds) **28(1-2)**, 57–89.
- Pontier J.-M. (1993), 'Contractualisation et planification', *Revue du droit public et de la science politique* **3**, 641–694.
- Pontier J.-M. (1998), *Les contrats de plan entre l'État et les Régions*, Coll. Que sais-je?, Presses Universitaires de France (PUF), Paris.
- Prabhu R., Colfer C., Dudley R. (2000), *Directives pour le développement, le test et la sélection de critères et indicateurs pour une gestion durable des forêts*, CIRAD (Eds), Montpellier.
- Prabhu R., Colfer C., Shepherd G. (1998), *Critères et indicateurs d'une gestion forestière durable : nouveaux résultats des recherches du CIFOR au niveau de l'Unité gestion forestière. Réseau de foresterie pour le développement rural*, Document du réseau n°23a, CIFOR & ODI.

- Prato T. (2001), 'Modeling carrying capacity for National Parks', *Ecological Economics* **39**, 321–331.
- Prieur M. (1999), *Modèle de loi sur la gestion durable des zones côtières; Sauvegarde de la nature*, n°101, Éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg.
- Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) (2002), *Indicateurs pour le développement durable dans les régions côtières méditerranéennes*, Rapport Final PNUE / Plan Bleu Sophia Antipolis.
- Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), Plan d'Actions pour la Méditerranée (PAM), Programme d'actions prioritaires (PAP) (1999), *Cadre conceptuel et directives pour la Gestion Intégrée du Littoral et des bassins Fluviaux (GILIF)*, PNUE, PAM, PAP, Split.
- Rallet A. (2005), 'Discussion de la conférence plénière de O. Crevoisier', *Communication au Symposium International "Territoires et enjeux du développement régional"*, Lyon, 9-11 Mars 2005 .
- Rennings K., Widdering H. (1997), 'Steps towards indicators of sustainable development : linking economic and ecological concepts', *Ecological Economics* **20**, 25–36.
- Rey H., Catanzano J., Mesnil B., Biais G. (1997), *Système halieutique : un regard différent sur les pêches*, Coll. Propos, Programme National d'Océanographie Côtière (PNOC), Institut Océanographique / IFREMER, Paris.
- Rey-Valette H. (2002), 'Revue des questions et des travaux relatifs aux lagunes méditerranéennes. La composante Sciences Sociales', *Océanis, Numéro spécial, "Environnement, politiques publiques et dynamique des activités littorales. Travaux et questions des sciences sociales"*, Rey-Valette H., Cormier-Salem M.-C., Point P., Antona M. (Eds) **28(1-2)**, 327–348.
- Rey-Valette H. (2004), *Interactions société/lagune : enjeux et situation de référence dans le cas de la lagune de Thau et de son bassin versant*, Rapport Programme National Environnement Côtier (PNEC) / Institut du Développement Durable et des Ressources Aquatiques (IDDRA), Montpellier.

- Rey-Valette H. (2005a), *Analyse des interactions entre les sociétés humaines et leurs activités et l'écosystème lagunaire*, Rapport mi-parcours, Programme National Environnement Côtier (PNEC), Montpellier.
- Rey-Valette H. (2005b), *Contribution à la définition des indicateurs de développement durable pour le bassin de Thau : note sur l'identification des principes et objectifs de durabilité pour la zone*, Rapport Programme National Environnement Côtier (PNEC) / "Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons" (DITTY), Montpellier.
- Rey-Valette H. (2006), *Politique de gouvernance et nouveaux enjeux pour le secteur informel en termes d'apprentissage collectif et de capital social*, in *Le développement par la connaissance. Trompe l'oeil ou perspective*, Meyer J.-B. et Carton M. (Eds), L'Harmattan, Paris.
- Rey-Valette H., Cormier-Salem M.-C., Point P., Antona M. (2002), 'Introduction', *Océanis, Numéro spécial, "Environnement, politiques publiques et dynamique des activités littorales. Travaux et questions des sciences sociales"*, Rey-Valette H., Cormier-Salem M.-C., Point P., Antona M. (Eds) **28(1-2)**, 5–14.
- Rey-Valette H., Damart S., Roussel S. (2007), 'A multicriteria participation-based methodology for selecting sustainable development indicators : an incentive tool for concerted decision making beyond the diagnosis framework', *International Journal of Sustainable Development* **10(1/2)**, 122–138.
- Rey-Valette H., Dedieu O., Réau M., Valarié P. (2006), *Quelle gestion durable pour les territoires littoraux ? Pour qui et avec qui ?*, Ouvrage de synthèse ORME, CNRS (Eds) (sous presse).
- Rey-Valette H., Roussel S. (2006), 'L'évaluation des dimensions territoriale et institutionnelle du développement durable : le cas des politiques de Gestion Intégrée des Zones Côtières', *Développement Durable & Territoires, Dossier 8 : Méthodologies et pratiques territoriales de l'évaluation en matière de développement durable* .
- Reynaud J.-D. (1982), *Sociologie de conflits du travail*, Presses Universitaires de France (PUF), Paris.
- Reynaud J.-D. (1993), *Les règles du jeu*, Armand Colin, Paris.

- Ridder D., Mostert E., Wolters H.A. (2005), *Learning together to manage together. Improving participation in water management. Harmonizing Collaborative Planning European Project*, University of Osnabrück (Eds), Osnabrück, Germany.
- Rolland G. (2005), *Synthèse bibliographique sur la gestion intégrée des zones côtières. État des lieux en France, dans son contexte européen et international*, Rivages de France.
- Rotillon G. (2005), *Économie des ressources naturelles*, Coll. Repères, La Découverte, Paris.
- Roussel S., Crinquant S., Bourdat E. (2007), 'In search of coastal zone sustainability by means of social carrying capacity indicators construction : lessons learned from the Thau lagoon case study (Région Languedoc-Roussillon, France)', *International Journal of Sustainable Development* **10(1/2)**, 175–194.
- Roy B. (1985), *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*, Economica, Paris.
- Roy B., Bouyssou D. (1993), *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*, Economica, Paris.
- Roy B., Damart S. (2002), 'L'analyse Coût-Avantage : outil de concertation et de légitimation?', *Métropolis* **108-109**, 7–16.
- Rudd M.A. (2004), 'An institutional framework for designing and monitoring ecosystem-based fisheries management policy experiments', *Ecological Economics* **48**, 109–124.
- Rupprecht Consult, International Ocean Institute (2006), *Evaluation of Integrated Coastal Zone Management (ICZM) in Europe*, Final report, 18 August 2006, Brussels.
- Sachs I. (1993), *L'Écodéveloppement : stratégies de transition vers le 21ème siècle*, Syros.
- Salanié B. (1994), *Théories des contrats*, Economica, Paris.
- Sanchirico J.N. (2005), 'Additivity properties in metapopulation models : implications for the assessment of marine reserves', *Journal of Environmental Economics and Management* **49**, 1–25.
- Sanchirico J.N., Wilen J.E. (1999), 'Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment', *Journal of Environmental Economics and Management* **37**, 129–150.
- Sanchirico J.N., Wilen J.E. (2001), 'A bioeconomic model of marine reserve creation', *Journal of Environmental Economics and Management* **42**, 257–276.

- Sandal L.K., Steinshamn S.I. (2004), 'Dynamic Cournot-competitive harvesting of a common pool resource', *Journal of Economic Dynamics & Control* **28**, 1781–1799.
- Sargent T.J., Ljungqvist L. (2000), *Recursive macroeconomic theory*, The MIT Press, Cambridge.
- Schaefer M.B. (1957), 'Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries', *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **14**, 669–681.
- Schlager E., Ostrom E. (1992), 'Property-rights regimes and natural resources : a conceptual analysis', *Land Economics* **68(3)**, 249–262.
- Seabright P. (1993), 'Managing local commons : theoretical issues in incentive design', *Journal of Economic Perspectives* **7(4)**, 113–134.
- Secrétariat Général de la Mer (SGMer) (2004), *Dossier de presse du Comité interministériel de la mer du 16 Février 2004*, Premier Ministre, Paris.
- Seidl I., Tisdell C.A. (1999), 'Carrying capacity reconsidered : from Malthus' population theory of cultural carrying capacity', *Ecological Economics* **31**, 395–408.
- Sen A. (1987), *On ethics and economics / Éthique et économie, et autres essais*, Basil Blackwell, Oxford / Presses Universitaires de France (PUF), Coll. Quadrige, Paris (1993).
- Sen A. (1993), 'Markets and freedom : achievements and limitations of the market mechanism in promoting individual freedoms', *Oxford Economic Papers* **45**, 519–541.
- Sen A. (1999), *Development as Freedom*, Oxford University Press, Oxford.
- Sen A. (2002), *Rationality and Freedom*, Harvard Belknap Press, Harvard.
- SITADEL (2006), 'Statistiques communales sur la construction neuve, économie et statistiques', <http://sitadel.application.equipement.gouv.fr/SitadelWeb/Sitadel>.
- Small C., Nicholls R.J. (2003), 'A global analysis of human settlement in coastal zones', *Journal of Coastal Research* **19(3)**, 584–599.
- Smith R. (2007), 'Development of the SEEA 2003 and its implementation', *Ecological Economics* **61**, 592–599.

- Steins N.A., Edwards V.M. (1999), 'Platforms for collective action in multiple-use common-pool resource', *Agriculture and Human Values* **16**, 241–255.
- Talbot D. (2006), 'La gouvernance locale, une forme de développement local et durable? Une illustration par les pays', *Développement Durable & Territoires, Dossier 7 : Proximité et environnement*.
- Theys J. (2002), 'L'approche territoriale du développement durable : condition d'une prise en compte de sa dimension sociale', *Développement Durable & Territoires, Dossier 1 : Approches territoriales du développement durable*.
- TNS - Sofres (1991), *Les Français et la protection du littoral*, <http://www.tns-sofres.com>.
- Tol R.J.S., Klein R.J.T., Jansen H.M.A., Verbruggen H. (1996), 'Some economic considerations on the importance of proactive Integrated Coastal Zone Management (ICZM)', *Ocean & Coastal Management* **32(1)**, 39–55.
- Torre A., Zuindeau B. (2006), 'Éditorial du Dossier 7 : Proximité et environnement', *Développement Durable & Territoires, Dossier 7 : Proximité et environnement*.
- Torres E. (2002), *Définition et perception de l'espace littoral : le point de vue d'économistes*, in Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel, Dauvin J.-C. (Coord.), Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Paris.
- Touraine A. (1993), *Découvrir les mouvements sociaux*, F. Chazel (Eds), Presses Universitaires de France (PUF), Paris.
- Treby E.J., Clark M.J. (2004), 'Refining a Practical Approach to Participatory Decision Making : An Example from Coastal Zone Management', *Coastal Management* **32**, 353–372.
- Troadec J.-P. (2002), *Harvesting the seas : adjustment of institutions and allocation of use-rights*, Encyclopedia of Life Support Systems, UNESCO, Paris.
- Tullock G. (1980), *Efficient rent-seeking*, in Toward a theory of the rent-seeking society, Buchanan J., Tollison R., Tullock G. (Coord.), Texas A&M University Press, College Station, TX.
- Turner R.K. (2000), 'Integrating natural and socio-economic science in coastal management', *Journal of Marine Systems* **25**, 447–460.

- Turner R.K., Adger N., Lorenzoni I. (1998), *Towards integrated modelling and analysis in coastal zones : principles and practices*, IGBP / LOICZ Reports and Studies n°11, Texel Netherlands.
- Union Européenne (UE) (1999), *Vers une stratégie européenne d'Aménagement Intégré des Zones Côtières (AIZC). Principes généraux et options politiques*, Document de réflexion, Bruxelles.
- Union Européenne (UE) (2001), *Définir, mesurer et évaluer la capacité de charge dans les destinations touristiques européennes*, UE, Rapport final, Bruxelles.
- Union Européenne (UE) (2002), *ICZM Expert group recommandation*, UE, Bruxelles.
- Union Internationale pour la Conservation la Nature (UICN) (2004), *La conservation du littoral. Éléments de stratégie politique et outils réglementaires*, Shine C. et Lefebvre C. (Eds Sci), UICN (Eds), Paris.
- Valarié P., Darviche M.-S., Dedieu O., Diet G. (2000), *La consommation d'espace en zone littorale languedocienne : représentations et systèmes d'action*, Logiques de décision affectant l'aménagement et l'environnement du littoral, Valarié P. (Coord.), CEPEL-CNRS.
- Valette F., Rey-Valette H. (2004), *Contribution à la définition d'une politique de gestion intégrée de la zone de Thau : étude prospective des scénarios*, Rapport du projet de recherche européen "Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons" (DITTY), Montpellier.
- Valette F., Rey-Valette H. (2005), *Contribution à la définition d'une politique de gestion intégrée de la zone de Thau : étude prospective des scénarios*, DITTY Project.
- Van de Graaf H., Grin J. (1999), *Policy instruments, pratiques réfléchies et apprentissage. Implication pour la gouvernabilité à long terme et la démocratie*, in Gestion négociée des territoires et des politiques publiques, Coll. Espaces et Sociétés 97-98, L'Harmattan, Paris.
- Verhulst P.F. (1838), 'Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement', *Correspondance Mathématique Physique* **10**, 113-121.
- Vigarié A. (1978), *Ports de commerce et vie littorale*, Hachette, Paris.

- Villalba B., Goxe A., Lipovac J.-C. (2005), 'Évaluer le développement durable : enjeux, méthodes, démarches d'acteurs', *Développement Durable & Territoires, Points de vue* .
- Villena M.G., Chavez C.A. (2004), 'The economics of territorial use rights regulations : a game theoretic approach', *Econometric Society 2004 Latin American Meetings* .
- Wackernagel M., Rees W.E. (1996), *Our ecological footprint : reducing human impact on the Earth*, New Society Publishers, Gabriola Island, BC.
- Wackernagel M., Rees W.E., Onisto L., Bello P., Callejas Linares A., López Falfán I.S., Garcia J.M., Guerrero A.I.S. (1999), 'National natural capital accounting with the ecological footprint concept', *Ecological Economics* **29**, 375–390.
- Walliser B. (1985), *Anticipations, équilibres et rationalité économique*, Calmann-Lévy, Paris.
- Weber J.-L. (2007), 'Implementation of land and ecosystem accounts at the European Environment Agency', *Ecological Economics* **61**, 695–707.
- Weber M. (1971), *Économie et société*, Plon (traduction du Tome 1), Paris (Première édition, 1921).
- Wilen J.E. (2000), 'Incorporating space in fishery models : comments', *American Journal of Agricultural Economics* **82(5)**, 1210–1212.
- Wilen J.E., Homans F.R. (1998), 'What do regulators do? Dynamic behaviour of resource managers in the North Pacific Halibut Fishery 1935-1978', *Ecological Economics* **24**, 289–298.
- Williams E., McGlashan D.J., Firn J.R. (2006), 'Assessing socioeconomic costs and benefits of ICZM in the European Union', *Coastal Management* **34**, 65–86.
- World Commission on Environment and Development (WCED) / Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) (1987), *Our common future*, Oxford University Press, Oxford.
- Worm K. (1997), 'Coastal Zone planning in Denmark', *Ocean & Coastal Management* **37(2)**, 253–268.

- Xue X., Hong H., Charles A.T. (2004), 'Cumulative environmental impacts and integrated coastal management (ICM) : the case of Xiamen, China', *Journal of Environmental Management* **71**, 271–283.
- Zantman W. (2000), "L'économie politique de la décentralisation", thèse pour le doctorat de sciences économiques, PhD thesis, Université de Toulouse 1.
- Zantman W. (2002), 'Constitutional design and regional favoritism', *Journal of Public Economic Theory* **4(1)**, 71–93.
- Zuindeau B. (2000), *Développement durable et territoire*, Presses Universitaires de Septentrion, Villeneuve d'Ascq.
- Zuindeau B. (2006), 'Spatial approach to sustainable development : challenges of equity and efficacy', *Regional Studies* **40(5)**, 459–470.
- Zuinten N. (2004), 'Indicateurs pour un développement durable : aspects méthodologiques et développements en cours', *Working Paper 4-04*, Bureau Fédéral du Plan, Bruxelles p. 90.

Annexes

Annexe 1 : Descriptif des indicateurs de capacité de charge sociale

Principe 1 : Qualité environnementale acceptable par rapport aux niveaux de pollution et de déchets

Rejets d'effluents et eaux usées

1. Répartition des pollutions :

- *Densité épuratoire* : la capacité totale de traitement des STations d'EPuration (STEP) (en équivalent habitant (eq.hab.)) reliée à la surface des milieux pouvant être touchés par les rejets donne une approximation de l'impact probable sur les espaces sensibles en eaux du littoral.

$$\text{Densité épuratoire (eq.hab./m}^2\text{)} = \frac{\text{Capacité totale de la STEP (eq.hab.)}}{\text{Superficie de la zone (m}^2\text{)}}$$

- *Performances épuratoires* :
 - *taux de collecte* : rapport entre la pollution raccordée au réseau et la pollution totale des agglomérations ; la pollution est exprimée en tonnes de Matières Oxydable (MO) par jour en fonction de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) (dont la DBO_5 qui représente la DBO mesurée au bout de 5 jours) et de la Demande Chimique en Oxygène (DCO), soit

$$MO = \frac{1DCO + 2DBO_5}{3}$$

- *taux de rendement* : pourcentage d’abattement des différents paramètres de pollution. La réglementation fixe des seuils minima de rendement mais ces seuils peuvent évidemment être dépassés : matières organiques, 79% ; matières en suspension, 84% ; azote, 45% ; phosphore, 45% ;
 - *taux de dépollution* : produit du taux de collecte par le rendement, il est calculé sur les matières organiques.
 - *Localisation des rejets d’effluents* : les rejets d’effluents peuvent avoir un impact négatif sur l’environnement. On pense en particulier aux lieux de rejets des effluents traités. En effet, en cas de dysfonctionnement des stations, les impacts ne seront pas les mêmes pour une lagune, une nappe phréatique ou une rivière. Un classement des impacts “à dire d’expert” est donc formulé en fonction de la valeur attribuée aux lieux de rejets.
2. *Capacité résiduelle de traitement des effluents* : afin de ne pas excéder la capacité de charge d’un milieu naturel donné, il est primordial de prendre en compte la Capacité Résiduelle (CR) de traitement de l’ensemble des STations d’EPuration (STEP) du périmètre du Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT). Cette capacité fixe le nombre de personnes supplémentaires potentiellement accueillables et est calculable à partir de la différence entre la Capacité Maximale Théorique (CMT) des stations et leur capacité actuelle (population totale reliée à la STEP).

$$CR = CMT - Population\ totale\ reliée\ à\ la\ STEP$$

Déchets ménagers (Déchets Ménagers et Assimilés (DMA)) et rejets

1. *Localisation des sites de traitement des déchets* : pour l'implantation de sites de traitement des déchets ou leur réhabilitation, il faut être attentif à la fragilité du lieu et de son environnement. *A priori*, ce sont des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement pouvant être soumises à déclaration ou à autorisation. Ainsi, leur implantation est choisie de manière à minimiser les risques environnementaux et humains. On peut donc s'appuyer sur la méthode d'étude d'impacts pour déterminer la vulnérabilité de sites de traitement.

Une matrice d'interaction potentielle entre les différentes actions sur le site et les différents facteurs environnementaux est habituellement établie pour évaluer les impacts.

2. *Capacité résiduelle de traitement des déchets* :

– *unité de tri* :

$$K_{10} = \frac{P_{10}}{P_{actuelle}}(K_{actuelle})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Capacité totale journalière : } K_{\max} T / \text{an} \\ \text{Charge actuelle : } K_{actuelle} T / \text{an} \\ \text{Population actuelle : } P_{actuelle} \text{ habitants} \\ \text{Population horizon 10 ans : } P_{10} \text{ habitants} \end{array} \right.$$

– *unité de compostage* :

$$K_{10} = \frac{P_{10}}{P_{actuelle}}(K_{actuelle})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Capacité totale journalière : } K_{\max} T / \text{an} \\ \text{Charge actuelle : } K_{actuelle} T / \text{an} \\ \text{Population actuelle : } P_{actuelle} \text{ habitants} \\ \text{Population horizon 10 ans : } P_{10} \text{ habitants} \end{array} \right.$$

– unité d’incinération :

$$K_{10} = \frac{P_{10}}{P_{actuelle}} (K_{actuelle})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Capacité totale journalière : } K_{\max} T / \text{an} \\ \text{Charge actuelle : } K_{actuelle} T / \text{an} \\ \text{Population actuelle : } P_{actuelle} \text{ habitants} \\ \text{Population horizon 10 ans : } P_{10} \text{ habitants} \end{array} \right.$$

– Centre d’Enfouissement des Déchets Ultimes (CEDU) :

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Capacité totale} = V_{total} \text{ en } m^3 \\ \text{Stock actuel} = V_{total} \text{ en } m^3 \\ \text{Vol produit / hab / an : } V_{hab} \text{ en } m^3 \\ \text{Stock horizon 10 ans : } S_{10} = S_{actuel} + V_{hab} * \left[\sum_{n=1}^{10} \left(\frac{P_{n+1}}{P_n} - 1 \right) \right] \end{array} \right.$$

Pollution atmosphérique

1. *Qualité de l’air, indicateur ATMO* : cet indicateur en lui-même ne fournit pas d’informations sur la capacité de charge du milieu. En revanche, le bilan annuel des dépassements des normes de qualité de l’air permet d’estimer la charge du milieu pour le dioxyde de soufre SO_2 , le dioxyde d’azote NO_2 , les particules en suspension PS et l’ozone O_3 . On entend par dépassement de normes de qualité le passage de la classe “moyen” à “mauvais” sur l’échelle ATMO (8 à 10). Cependant, on ne connaît pas aujourd’hui le seuil de dépassement annuel pour lequel la qualité de l’air devient un facteur dangereux pour l’environnement et les personnes.
2. *Contribution des ménages aux émissions de CO_2* : on comparera ce ratio à celui d’une agglomération très urbanisée afin de juger de la pression relative subie

$$\text{Charge atmosph. } CO_2 (T/m^2) = \frac{CO_2 \text{ rejeté}_{10 \text{ ans}} (T)}{\text{Surface du périmètre } S_{CoT} (m^2)}$$

Principe 2 : Préservation des ressources naturelles

Usages des ressources en eaux

1. *Exploitation actuelle de l'eau / Qualité de l'eau :*
 - risque de Non Atteinte du Bon Niveau Ecologique (NABE) quantitatif;
 - risque de Non Atteinte du Bon Niveau Ecologique (NABE) qualitatif.
2. *Capacités d'Adduction en Eau Potable (AEP) actuelle et future :*

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Offre actuelle : Capacité add. actuelle} = \sum V \text{ réservoirs} \\ \text{Demande actuelle : } V_{\text{adduction actuelle}} = V_{\text{hab actuel}} * \text{Population}_{\text{actuelle}} \\ \text{Demande horizon 10 ans : } V_{10 \text{ ans}} = V_{\text{hab 10 ans}} * \text{Population}_{10 \text{ ans}} \\ \text{Offre à horizon 10 ans : } \text{Nécessité add.}_{10 \text{ ans}} = \frac{\text{Capacité add. actuelle} * V_{10 \text{ ans}}}{V_{\text{adduction actuelle}}} \end{array} \right.$$

Consommation d'énergie

1. *Demande en énergie à horizon 10 ans :* à partir de l'estimation de croissance démographique au sein du SCoT, on peut approcher la demande énergétique en Mégawatt (MW) prévisible dans 10 ans. Cette estimation ne tient cependant pas compte de l'augmentation, plus que probable, de la consommation énergétique par tête en France.

$$D. \text{ éner. } 10 \text{ ans (MW)} = D. \text{ éner. actuelle (MW)} * \frac{P_{10 \text{ ans}} (\text{hab})}{P_{\text{actuelle}} (\text{hab})}$$

2. *Durabilité de la production énergétique (diversité)* : la production d'énergie renouvelable est pertinente à plusieurs titres car elle autorise également une indépendance énergétique pour les communes du périmètre du SCoT, facteur important pour l'économie locale.

$$\text{Durabilité énergétique (\%)} = \frac{\text{Production d' énergie renouvelable (MW)}}{\text{Consommation totale (MW)}}$$

Principe 3 : Réglementation de l'usage des sols, populations et infrastructures

Affectation de l'usage des sols

1. *Population accueillable au titre des documents d'urbanisme / Urbanisation et population correspondante* : les Plans d'Occupation des Sols (POS) et les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) constituent les documents d'urbanisme qui zonent les surfaces d'une commune afin de définir leurs usages. Ainsi, en sommant les surfaces allouées à la construction au titre des POS et des PLU, à savoir les zones Urbanisées (U) densifiables et les zones A Urbaniser (AU) constructibles, on obtient la surface totale dédiée à l'urbanisation pour chaque commune du SCoT.

$$\text{Pop. accueil.}_{POS/PLU} (\text{hab.}) = \frac{\text{Surf. urbanisées (m}^2\text{)} + \text{Surf. à urbaniser (m}^2\text{)}}{\text{Cons. foncière /hab. (m}^2\text{/hab.)}}$$

2. *Gestion des sols / Affectation des surfaces* :

- *surfaces ouvrables à l'urbanisation* : la méthodologie permet la superposition de couches de contraintes avec des classes d'espaces. Ainsi, il est possible de déterminer les espaces qui pourraient être disponibles à l'urbanisation en dehors de ceux prévus par les POS ou les PLU. Sur le même principe que pour l'indicateur précédent, on calcule la population accueillable sur cet espace grâce à la consommation foncière par habitant. La somme des populations accueillables au titre de la base de données SPOT Thema et des zonages est directement comparée à la croissance démographique prévue sur la zone du SCoT, afin de déterminer d'éventuelles insuffisances foncières pour l'accueil.

$$Pop. \text{ accueil.}_{Spot \text{ Thema} / \text{ zonages}} (hab.) = \frac{Surf. \text{ potentiellement disponibles } (m^2)}{Consommation \text{ d'espace } /hab. (m^2/hab.)}$$

- *espaces et spécificités* : qualité agricole (zones d'Appellation d'Origine Contrôlée (AOC), zones agricoles protégées); qualité environnementale (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) 1 & 2, Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux (ZICO), NATURA 2000, Zones de Protection Spéciale (ZPS)); qualités touristique et patrimoniale (paysages identitaires, sentiers de randonnée).

Populations et infrastructures

1. *Qualité globale des services / Qualité des infrastructures de santé et d'éducation* : services de santé avec le nombre d'hôpital, de clinique, de médecins généralistes et spécialistes, etc. ; services éducatifs avec le nombre de crèches, d'écoles élémentaires, de collèges, lycées, etc. ; services collectifs avec les transports en commun, les pistes cyclables, etc.
2. *Déplacements et réseaux de transports / Densité de routes et demande vers les réseaux routiers* :
 - *les différentes infrastructures de transports*, i.e., longueur des lignes ferroviaires en service, longueur des routes en services, couverture du réseau routier principal,

- couverture des réseaux de transports en commun ;
- *la fréquentation de ces infrastructures et d'éventuelles saturations* ou insuffisances pour l'accès aux services, i.e., nombre de voitures par ménage, nombre de trajets domicile / travail, nombre d'utilisateurs journaliers des transports en communs, temps moyen d'accès à son lieu de travail, trafic moyen journalier sur les grands axes routiers.

Annexe 2 : Le recours à une démarche participative d'aide multicritères à la décision pour la hiérarchisation d'indicateurs de développement durable

Introduction

Cette contribution rend compte de l'élaboration de Systèmes d'Observation (SO) à partir d'une méthode participative d'aide multicritères à la décision pour appréhender la durabilité de la zone côtière de la lagune de Thau⁹. Les méthodologies de type ELECTRE TRI (Roy et Bouyssou (1993)) permettent en effet l'élaboration, la sélection et la hiérarchisation d'alternatives qui prennent ici la forme de systèmes d'indicateurs de développement durable en fonction des attentes et usages auxquels ils doivent répondre. Le caractère participatif de la démarche est organisé de façon à prendre en compte la perception de la durabilité à partir des travaux d'enquêtes effectués par les chercheurs (Rey-Valette (2005b)) et la demande d'indicateurs formulée par les gestionnaires. Le choix de cette démarche était motivé par la volonté d'associer les deux logiques de construction d'indicateurs de développement durable, à savoir une approche :

- normative pour la définition par les chercheurs d'une base d'indicateurs de référence à partir notamment d'une situation de référence structurée selon la logique *Force motrice - Pression - État - Impact - Réponse* (DPSIR) (qui renvoie initialement

⁹Pour une version étendue de cette contribution, nous renvoyons le lecteur intéressé à Rey-Valette et al. (2007).

- au cadre *Pression - État - Réponse* (PSR) développé par l'OCDE (1993b)), d'une matrice des interactions entre activités et milieux, et diverses enquêtes de terrain ;
- participative, qualifiée de procédurale, et relevant des principes de la recherche-action avec les acteurs gestionnaires de la zone pour la sélection d'un panel d'indicateurs parmi l'éventail des possibilités proposées par les chercheurs.

Il s'agit de construire une batterie d'indicateurs de développement durable en faisant choisir les acteurs parmi plusieurs options de SO. Un SO est défini ici comme une combinaison d'indicateurs relevant des quatre domaines traditionnels du développement durable (écologique, économique, sociale et institutionnel) (Damart (2005)). Chaque SO devra comporter des indicateurs relevant de chacun des domaines. Par contre le poids relatif de ces domaines pourra varier introduisant ainsi des dominantes qui différencieront les SO. On peut structurer la démarche multicritère en trois grandes étapes.

L'utilisation d'une méthode de type multicritère par rapport à la problématique de l'usage des indicateurs de développement durable est double. D'une part, il tient à la présentation de la mise en oeuvre d'une méthode et d'un outil facilitant les relations entre chercheurs et gestionnaires, de façon que les indicateurs produits soit à la fois pertinents d'un point de vue scientifique et opérationnels (par leur forme et par l'effort de parcimonie sous-jacent à la sélection d'un panel). D'autre part, cette recherche permet une utilisation originale des méthodologies multicritères d'aide à la décision. À l'origine, celles-ci visent à "éclairer" la décision en permettant de choisir, trier, ranger ou décrire des actions, projets ou scénarios dans des contextes de décision hiérarchique et centralisée où elles permettent la prise en compte de plusieurs critères dans la programmation des actions publiques (Roy (1985)). Dans le contexte actuel des nouvelles formes de gouvernance, ces méthodes ont évolué pour servir utilement des démarches de concertation (Roy et Damart (2002), Damart (2003), Damart et Roy (2005)) en particulier dans le cadre de problématiques environnementales (Maystre et Bollinger (1999)) ou sociales pour lesquelles les conséquences des actions potentielles sont difficilement quantifiables.

Cette action de recherche intervient alors que ce territoire est sujet à la mise en place conjointe d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) et d'un Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) actualisant le Schéma de Mise en Valeur de la Mer (SMVM) signé en 1995 (Rey-Valette (2005b)).

Phase 1 : Définition des Systèmes d'Observation à évaluer

Face à la diversité des SO qu'il est possible de constituer, il convient donc d'en proposer un éventail restreint. Ces SO sont construits à partir d'une liste de référence d'indicateurs élaborée selon une procédure *Principes - Critères - Indicateurs* (PCI) (Prabhu et al. (1998, 2000)) en trois étapes partant des *Principes*, pour définir les *Critères* (au sens des variables d'état permettant de rendre compte de ces *Principes* et des variables de "forçage" déterminantes des impacts sur la durabilité) dont la mesure conduit à la définition des *Indicateurs*.

La Figure 5.6 présente cette logique en termes de *Principes - Critères - Indicateurs* (PCI).

L'identification des principes clés s'est faite à partir de la synthèse de plusieurs éléments (Rey-Valette (2005b)) :

- le traitement des enquêtes relatives à la perception des acteurs (gestionnaires et chercheurs) et des citoyens quant aux problèmes rencontrés et aux fonctions importantes de la zone ;
- les résultats de l'analyse de la situation de référence (logique fonctionnelle du territoire, poids relatifs des activités et des populations, matrice des interactions société/lagune, nature des dispositifs de réponse) ;
- des données de cadrage institutionnel issues des orientations stratégiques pour le littoral régional (Plan de Développement Durable du Littoral (PDDL) (Mission Interministérielle d'Aménagement du Littoral de la Région Languedoc-Roussillon (MIAL-LR)), des axes d'intervention du Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres (CELRL)/Conservatoire du Littoral, et des recommandations juridiques et administratives en matière d'aménagement des territoires, en particulier la loi Solidarité et Renouvellement Urbains (SRU) n°2000-1208 du 13 Décembre 2000 ;
- des perceptions des usagers (résidents locaux, touristes ayant fréquenté la région et touristes ne l'ayant pas fréquenté) quant aux "images du littoral Languedoc-Roussillon" (Kelo et TNS - Sofres (2002) pour la MIAL-LR) ;
- des faits porteurs d'avenir qui ressortent des travaux de prospective du littoral.

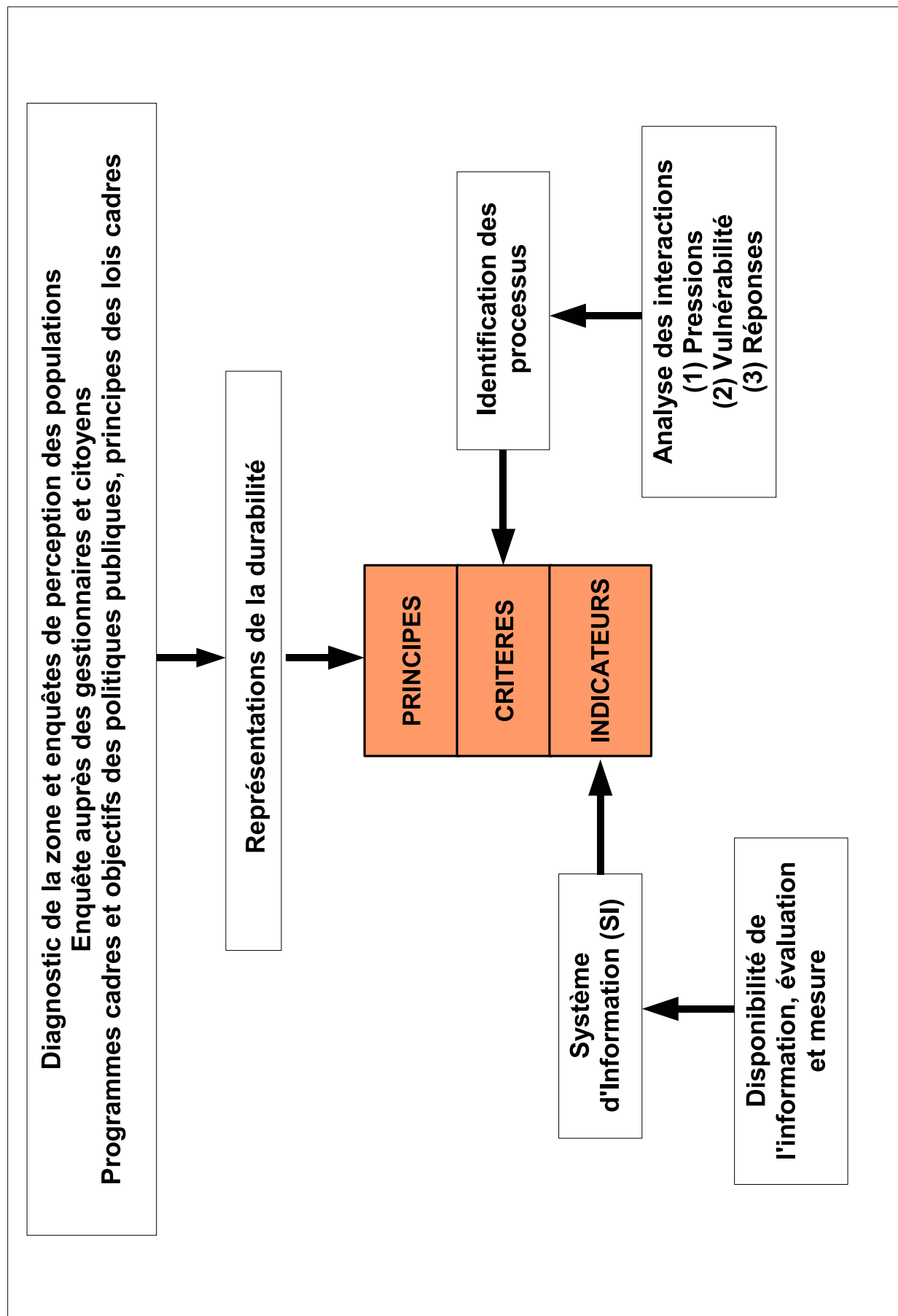


FIG. 5.6 – Démarche Principes-Critères-Indicateurs pour la hiérarchisation d'indicateurs de développement durable

Au total 25 *Principes* ont été identifiés. Il ne s'agit pas des *Principes* au sens des valeurs auxquelles les acteurs se réfèrent mais plutôt des propriétés et fonctions qui paraissent structurantes pour la durabilité de la zone. La diversité des populations présentes sur la zone du fait des phénomènes migratoires complique en effet la définition de valeurs de référence. On est confronté à un mixage des populations, aux attentes et aux besoins différents. De façon caricaturale, on peut identifier deux axes de construction des valeurs collectives selon les catégories distinguée pour l'analyse des conflits territoriaux (MANON (2004a), Perrier-Cornet et Soulard (2003)).

Il s'agit :

- pour les résidents actifs et originaires de la zone : de la création d'activités pour pallier le chômage particulièrement fort dans la zone tout en préservant l'image maritime du territoire ;
- pour les nouveaux résidents non actifs ou travaillant hors de la zone : de la protection de l'environnement, du cadre de vie, de la qualité des milieux et des paysages au travers notamment des questions de déchets, de bruit, de qualité de l'eau et de l'air.

Bien évidemment il ne s'agit pas de trancher entre ces deux pôles, mais bien au contraire d'établir des objectifs consensuels permettant de rassembler ces valeurs dans une charte de développement où le respect de l'environnement ne soit plus envisagé comme une contrainte. À partir de ces principes, sur la base des données collectées lors de l'analyse de la situation de référence, les chercheurs ont élaboré une liste de référence d'indicateurs qui rend compte de variables permettant de suivre l'*État* et les *Pressions* relevant de ces objectifs. En collaboration avec les acteurs, diverses combinaisons des indicateurs de cette liste de référence ont été réalisées de façon à établir des SO différenciés lesquels seront ensuite évalués et hiérarchisés de façon participative par la démarche multicritère.

Phase 2 : Élaboration de critères de tri

Une fois les SO élaborés, il s'agit de les hiérarchiser en leur affectant des indices mesurant leur pertinence. Pour cela il convient préalablement de définir des critères de tri (nature et grille de notation), et éventuellement une grille de pondération de ces critères. On retrouve ici la logique des approches multicritères. Cependant tandis que les critères de

classification sont généralement définis de façon à prendre à compte les quatre dimensions du développement durable, ils concernent ici l'importance relative qui doit être accordée à ces dimensions, en fonction de leur poids et des coûts d'information pour en établir un suivi.

Phase 3 : Hiérarchisation des Systèmes d'Observation

Au sein d'un groupe de travail réunissant des chercheurs et divers acteurs de la zone, il s'agit ensuite d'affecter les SO selon des niveaux de pertinence, en utilisant les outils techniques de choix multicritère et les critères de tri précédemment élaborés.

En conclusion, on peut s'interroger sur l'apport de cette méthode au débat actuel sur l'intérêt et les limites des approches participatives pour les politiques publiques (Lavigne-Deville et al. (2000)). Ces nouvelles approches, très diversifiées du point de vue méthodologique, conduisent à la fois à une évolution des outils (tels par exemple la pratique actuelle de la modélisation d'accompagnement ou la multiplication des jeux de rôle, etc.) et à des formes de mobilisation des acteurs, de pratiques de concertation et plus généralement de recherche-action de plus en plus formalisées.

Abstract

Integrated Coastal Zone Management (ICZM) Efficiency

This PhD thesis aims at shedding a new light on Integrated Coastal Zone Management (ICZM) and its implementation through key principles of analysis and methodological lessons. Launched in the 1970s, promoted internationally following the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) (or second Earth Summit) held in Rio de Janeiro in June 1992, and more recently at the European level by the European Union (EU) whilst devising a Recommendation for ICZM national strategies, ICZM has been being the favoured process for a sustainable development of the coastal zones. On the one hand, our aim is to assess what this concept currently depicts ; on the other hand, our purpose is to design how economics can contribute to its implementation.

To that aim, this PhD thesis is organized in two parts. In a first part, made up of two chapters, the question of concepts definition for the analysis of the coastal zone and ICZM is treated. After having introduced coastal zone management needs regarding user conflicts, we present the concept of ICZM requiring concerted and participatory approaches through contractual and territorial public policies. Then, we analyse the factors launching an ICZM process, the ICZM regulation system, and an economic modelling of an ICZM process. Within the second part, composed of three chapters, we focus on tools for ICZM implementation from a qualitative point of view, and we structure principles regarding the assessment of ICZM processes. Firstly, regarding the implementation of contractual public policies, we consider the potential contribution of the theory of incentives to ICZM. We focus on coastal resources as “*Common-Pool Resource*” (CPR). Within the context of incomplete information between parties, we show whilst using a Principal-Agents relationship how production externalities influence the agents’ information rents, and as a result the regulation policy. Secondly, regarding the implementation of territorial public policies, we show how the concept of territory can contribute to the sustainability of coastal zones and ICZM through an operational and territorial definition of sustainability. Lastly and successively, we design a methodology to construct a set of social carrying capacity indicators to conduct the diagnosis part of an ICZM process ; and, we arrange methodological thoughts and a chart for analysis to encompass sustainable development and ICZM as a new system of references to assess coastal public policies.

Keywords : Environmental and resource economics ; Incomplete information ; Integrated Coastal Zone Management (ICZM) ; Public policy assessment ; Sustainable development and ICZM indicators ; Sustainable development and sustainability ; Territory ; The theory of incentives ; User conflicts.

JEL Classification : D43, D82, H7, Q21, Q3, Q56, R5.

Résumé

Efficacité d'une Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC)

L'objet de cette thèse est de proposer des éléments de caractérisation et des enseignements méthodologiques au sujet du concept de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC) et de sa mise en oeuvre. La GIZC, apparue à partir des années 1970, diffusée et promue internationalement suite à la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) (ou deuxième Sommet de la Terre) de Rio de Janeiro en Juin 1992, et plus récemment par l'Union Européenne (UE) avec les recommandations aux États membres pour l'adoption de stratégies nationales de GIZC, s'avère être aujourd'hui l'opérateur privilégié pour un développement durable des zones côtières. Il s'agit d'une part de déterminer ce que représente à présent ce concept, et d'autre part d'apprécier quels éclairages les sciences économiques peuvent lui apporter.

Cette thèse est organisée en deux parties. Dans une *première partie*, constituée de deux chapitres, la question de la définition des concepts pour l'analyse de la zone côtière et de la GIZC est traitée. Après avoir mis en évidence des besoins de gestion pour les littoraux matérialisés par l'intensification de conflits d'usage, nous présentons le concept de GIZC qui nécessite le recours à des démarches concertées et participatives dans le cadre de la contractualisation et de la territorialisation des politiques publiques. À la suite, nous envisageons les facteurs à l'origine d'une telle démarche, le système de régulation que la GIZC représente, et une modélisation économique de la GIZC. Au sein de la *seconde partie*, composée de trois chapitres, nous traitons des instruments de mise en oeuvre d'un point de vue qualitatif et des principes d'évaluation des processus de GIZC. Dans un premier temps, nous nous intéressons à la contractualisation des politiques publiques pour une GIZC qui nécessite de s'interroger sur la manière dont une autorité de régulation peut mettre en place des mécanismes incitatifs auprès des agents qu'il doit réguler par l'intermédiaire de contrats. Pour ce faire, nous envisageons l'apport potentiel de la théorie des incitations à la GIZC, en fonction de l'utilisation de cette théorie dans le cadre de la gestion des ressources naturelles littorales ayant des caractéristiques de ressource commune ou "*Common-Pool Resource*" (CPR) en termes de rivalité et de non-exclusion. En présence d'incomplétudes informationnelles, nous montrons par le biais d'une relation Principal-Agents quels sont les impacts d'externalités de production sur les rentes informationnelles des agents, et donc sur la forme de la politique de régulation. Dans un second temps, en s'interrogeant sur la portée de la notion de territorialisation des politiques publiques, nous montrons dans quelle mesure le concept de territoire peut contribuer à la durabilité des espaces littoraux et à la GIZC en fonction d'une définition opérationnelle et territorialisée de la durabilité. Enfin, dans une dernière étape, nous cherchons successivement à proposer une méthodologie afin de construire des indicateurs qualifiés de capacité de charge sociale en tant que contribution aux diagnostics préalables à la mise en place d'une GIZC ; puis, à avancer des pistes de réflexions méthodologiques et une grille d'analyse afin d'appréhender le développement durable et la GIZC comme de nouveaux référentiels pour l'évaluation des politiques publiques.

Mots-clés : Conflits d'usage ; Développement durable et durabilité ; Économie de l'environnement et des ressources naturelles ; Évaluation des politiques publiques ; Gestion Intégrée de la Zone Côtière (GIZC) ; Indicateurs de développement durable et de GIZC ; Information asymétrique ; Territoire ; Théorie des contrats et des incitations.

Classification JEL : D43, D82, H7, Q21, Q3, Q56, R5.