THÈSE

Pour l'obtention du grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE POITIERS
UFR de sciences économiques et de gestion
Centre de recherche sur l'intégration économique et financière (Poitiers)
(Diplôme National - Arrêté du 7 août 2006)

École doctorale : Sociétés et organisations - SORG (Limoges)
Secteur de recherche : Sciences économiques

Présentée par :
Christophe Boschet

La dimension politique de la coordination environnementale à l'échelle locale : une analyse économique

Directeur(s) de Thèse :
Olivier Bouba-Olga, Tina Rambonilaza

Soutenue le 09 octobre 2013 devant le jury

Jury :

Président	**Patrick Point**	Directeur de Recherche Emérite CNRS, GRETHA - Université de Bordeaux 4
Rapporteur	**Jean-Benoît Zimmermann**	Directeur de Recherche CNRS, GREQAM - Université Aix-Marseille
Rapporteur	**Alban Thomas**	Directeur de Recherche INRA, LERNA - École d'économie de Toulouse
Membre	**Olivier Bouba-Olga**	Professeur - Université de Poitiers
Membre	**Tina Rambonilaza**	Directeur de recherche - Irstea (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture)
Membre	**Bertrand Zuindeau**	Maître de conférences HDR - en détachement au Conseil régional Nord-Pas de Calais

Pour citer cette thèse :
Christophe Boschet. *La dimension politique de la coordination environnementale à l'échelle locale : une analyse économique* [En ligne]. Thèse Sciences économiques. Poitiers : Université de Poitiers, 2013. Disponible sur Internet <http://theses.univ-poitiers.fr>

THESE

pour l'obtention du Grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE POITIERS

Faculté de Sciences Economiques

CRIEF – Centre de recherche sur l'intégration économique et financière

(Diplôme National - Arrêté du 7 août 2006)

Ecole Doctorale : Sociétés et organisations - SORG

Secteur de Recherche : Sciences économiques

Présentée par :

Christophe BOSCHET

La dimension politique de la coordination environnementale à l'échelle locale : une analyse économique

Application aux territoires de l'estuaire de la Gironde

Directeurs de Thèse :

Tina Rambonilaza et Olivier Bouba-Olga

Soutenue le 9 octobre 2013

devant le jury :

Président :	**POINT Patrick** Directeur de Recherche Emérite CNRS, GRETHA-Université de Bordeaux
Rapporteur :	**THOMAS Alban** Directeur de Recherche INRA, LERNA-Ecole d'Economie de Toulouse
Rapporteur :	**ZIMMERMANN Jean-Benoît** Directeur de Recherche CNRS, GREQAM-Université Aix-Marseille
Suffragant :	**ZUINDEAU Bertrand** Maître de conférences HDR, en détachement au Conseil régional Nord-Pas de Calais

La Faculté de Sciences Economiques de Poitiers n'entend donner aucune approbation ni improbation aux idées émises dans cette thèse. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

REMERCIEMENTS

Cette thèse est l'aboutissement de plus de quatre années de travail et constitue une étape importante tant sur le plan professionnel que personnel depuis mon arrivée à Irstea, il y a maintenant presque 9 ans. Cette thèse n'aurait pu aboutir sans le soutien de Tina RAMBONILAZA, qui m'a proposé de faire cette démarche dans laquelle je me suis jeté avec enthousiasme, et qui m'a accompagné dans un double effort, celui de mener une thèse tout en maintenant mes missions d'Ingénieur d'Etudes. Il est toujours facile d'écrire en quelques lignes les quelques pas qui nous précèdent, mais beaucoup moins de reconstituer le sentier de randonnée qui nous a façonné. Les prétendues fausses pistes ne demandaient qu'à être tressées, et la corde qu'à être tenue. Tina a su rester patiente malgré mes ampoules.

Je tiens également à remercier Olivier BOUBA-OLGA pour sa confiance et ses commentaires avertis. La relative proximité entre Poitiers et Bordeaux me fait espérer d'autres aventures, je saurai m'y employer pour les provoquer.

Mes remerciements vont également à Alban THOMAS, Jean-Benoît ZIMMERMANN, Patrick POINT et Bertrand ZUINDEAU qui m'ont fait l'honneur de faire partie de ce jury.

Cette thèse ne s'est pas déroulée sans confort et à ce titre le soutien d'Irstea mérite d'être souligné. Je remercie Frédéric SAUDUBRAY, chef de l'Unité de Recherche ADBX, qui a porté et défendu le projet de thèse auprès de la Direction d'Irstea. Marc GUERIN, chef du Département Territoires, nous a accordé à tous la confiance nécessaire pour que ce projet puisse parvenir.

Je remercie les personnes qui m'ont épaulé dans la collecte de données et plus largement dans l'investigation sur l'estuaire : Guillaume FAVRE, Anne BERTHO et Julien GERMADE.

« Il comprend vite, mais il faut lui expliquer longtemps » disait Denise, emplie de malice à mon égard. Voilà peut-être pourquoi ce travail a pu paraître si long à ma mère (sa fille), à mon double (son petit-fils), et à tous mes proches dont la liste n'est pas conséquente, mais qui risque de compromettre ma mise en page. Qu'ils viennent donc me le reprocher.

Mes pensées vont à Perrine, dont le soutien et les encouragements n'ont jamais fait défaut.

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS 4

SOMMAIRE 6

INTRODUCTION GÉNÉRALE 8

PARTIE 1. LES RESSORTS INSTITUTIONNELS DE L'IMPLEMENTATION DES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES A L'ECHELLE LOCALE 25

- CHAPITRE 1. LES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES, DE L'ECHELLE EUROPEENNE A L'ECHELLE LOCALE 30
- CHAPITRE 2. LA DECENTRALISATION DE LA MISE EN ŒUVRE DES REGLEMENTATIONS EUROPEENNES PAR LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS 50
- CHAPITRE 3. LES DIE A L'EPREUVE DES COMPETENCES POLITIQUES DES COMMUNES : LE CAS DES ZONAGES PRIORITAIRES DU SAGE 81

CONCLUSION DE LA PARTIE 1 129

PARTIE 2: LA COORDINATION D'ACTEURS PAR LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS EN QUESTION 133

- CHAPITRE 4. APPROCHE ECONOMIQUE DE LA GOUVERNANCE : DES INSTITUTIONS A LA COORDINATION 136
- CHAPITRE 5. ANALYSE EN TERMES DE RESEAUX DES COORDINATIONS INTERINDIVIDUELLES : ELEMENTS DE METHODOLOGIE 175
- CHAPITRE 6. DISPOSITIFS ENVIRONNEMENTAUX ET COORDINATION D'ACTEURS A L'ECHELLE TERRITORIALE : UNE ANALYSE EMPIRIQUE 208

CONCLUSION DE LA PARTIE 2 254

CONCLUSION GENERALE 256

ANNEXES 262

BIBLIOGRAPHIE 307

TABLE DES MATIERES 334

LISTE DES FIGURES 338

LISTE DES TABLEAUX 340

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Pendant la période des années 1970 jusqu'au milieu des années 1990, l'UE s'est emparée de la compétence politique en matière d'environnement, et concentre le pouvoir de légiférer sur les actions des Etats-membres, une situation maintenue par une approche essentiellement réglementaire des politiques environnementales. Dans la période qui a suivi, un double mouvement politique s'est opéré pour faire évoluer le cadre institutionnel de la mise en œuvre des politiques environnementales pour les pays membres de l'UE. La simplification de la législation environnementale et la fusion des grands enjeux environnementaux sous la seule compétence d'une seule entité (la DG- Environnement) devaient faciliter la prise en charge des problématiques environnementales de façon intégrée et assouplir les modalités de mise en œuvre des politiques. Cependant, de manière parallèle, la dissolution du pouvoir au sein de l'Union européenne au profit des Etats-membres et le processus de décentralisation qui a traversé une grande partie de ceux-ci, ont rendu la mise en œuvre des politiques environnementales plus complexes. Ainsi, en janvier 2001, le Président de la Commission européenne de l'époque, Mr Romano Prodi, dessinait les contours d'une redistribution des pouvoirs et des responsabilités au sein de l'Union européenne en affirmant que *« a strong Europe is not the same thing as a centralized Union. The way to achieve real dynamism, creativity and democratic legitimacy in the EU is to free the potential that exists in multi-layered levels of governance»*[1]. Il décrivait dans son discours un processus initié peu auparavant, que dans les milieux académiques un certain nombre de chercheurs en science politique nommait la gouvernance multiniveaux (Hooghe et Marks, 2004 ; Bache et Flinders, 2004), et montrait sa volonté d'ériger celle-ci en modèle de gouvernance des politiques d'essence européenne.

État de l'art

La notion de gouvernance multiniveaux désigne cette nouvelle forme d'exercice de l'autorité publique, par la mise en relation de différents niveaux de gouvernement de l'échelle européenne à l'échelle municipale (dimension verticale) et l'implication des différentes

[1] "After Reform: a future strategy for Europe as a whole", discours prononcé par Romano Prodi à l'International Bertelsmann Forum "Europe without borders", Berlin, 19 Janvier 2001.

organisations institutionnelles d'essence politique ou administrative (dimension horizontale)[2]. Elle décrit également le fonctionnement de l'Union européenne dans sa globalité, du niveau supranational aux niveaux locaux (Hooghe et Marks, 2001), avec un objectif particulier : resituer la position de l'Etat au sein de cette nouvelle réalité politique complexe, et discuter la place respective des acteurs politiques et des autres acteurs dans la construction des politiques.

Dans le domaine de l'environnement, la notion de gouvernance multiniveaux fédère un grand nombre de travaux, autour de l'argument selon lequel la dispersion de l'autorité entre plusieurs entités décisionnaires serait préférable à une seule entité qui concentrerait l'essentiel des pouvoirs, car elle permet d'introduire une certaine flexibilité décisionnelle selon la nature des enjeux environnementaux. Le principal objectif des travaux qui s'y réfèrent est de fournir des solutions aux défaillances structurelles entre les formes d'organisation de la gestion environnementale et la variabilité spatiale des enjeux environnementaux à traiter (dans leur composante économique, sociale et écologique). L'efficacité des politiques environnementales implique que les effets tant positifs que négatifs d'une mesure réglementaire particulière soient internalisés par l'autorité juridictionnelle qui aura à prendre la décision. Il faut alors s'attendre à une forte variabilité des échelles (spatiales) optimales de mise en œuvre d'une telle politique, au gré de la nature des enjeux environnementaux qu'elle souhaite réguler[3].

Le terme « gouvernance » est un terme générique qui renvoie à des manières de prendre des décisions, traitées diversement selon les approches disciplinaires. En matière de politique publique, les travaux issus de la littérature économique et de la littérature politique sont fertiles en la matière, sur lesquels Hooghe et Marks (2003, 2010) se sont appuyés dans une re-conceptualisation qui les amène à proposer deux types de gouvernance. La première est d'essence fédéraliste (Oates, 1972 ; Oates et Portney, 2003) en se penchant sur l'emboîtement d'échelons de décision et l'allocation des fonctions entre ces différents niveaux, ainsi que des compétences pour assurer ces fonctions. Ici les gouvernements et leur périmètre (juridictions) ont tous des compétences générales et des frontières distinctes : en d'autres termes les juridictions sont fixes et les compétences sont partagées dans la fourniture de biens et services publics, et par voie de conséquence en matière de politiques publiques. L'architecture du système est fixe dans le temps, puisqu'elle est le plus souvent inscrite dans la constitution d'un pays. Une vision polycentrique (Ostrom et al., 1961, McGinnis, 1999; Ostrom, 2010) se distingue de par ses attributs vis-à-vis de

[2] Voir par exemple les travaux de l'OCDE sur ce sujet : www.oecd.org/gov/regional/multilevel

[3] Il suffit de penser aux politiques de lutte contre le changement climatique, dont les effets ont une portée planétaire, et les politiques liées à l'eau ou à la biodiversité, dont les effets ont une portée régionale voire locale.

la lecture fédéraliste. Les juridictions ont des compétences spécifiques, voire thématiques. Elles ne concernent donc que la provision d'un bien ou d'un service public particulier. Elles peuvent par contre contenir plusieurs niveaux de décision, d'où le caractère polycentrique de la gouvernance. Leur origine légale peut aussi varier, et explique la coexistence des deux types de gouvernance, au sein d'un même pays. Le cas des *« special districts »* aux Etats-Unis en est un bon exemple et révèle la variété des statuts de ces dispositifs, à l'origine soit des Etats, des comtés, ou encore des municipalités, voir des collectifs de citoyens (Foster, 1997).

Autour de ces deux types de gouvernance, ce qui est mis en avant est la façon dont le pouvoir est dilué en comparaison d'une situation qui n'est pas (plus) désirable, celle d'un Etat central. En d'autres termes, c'est bien la place de l'Etat (l'autorité publique) et des différents échelons subalternes qui est en jeu dans les diverses formes de gouvernance qu'on observe aujourd'hui : *« our governmental systems consists of several levels, and it is clear that there are important roles for nearly all levels of government in environmental protection »* (Oates, 1998, à propos des structures de gouvernance nord-américaines et européennes).

La compréhension des lieux et des nouvelles formes d'exercice de l'autorité de l'Etat constitue actuellement un des programmes de recherche les plus actifs de la sociologie politique. Le débat qui anime les travaux s'articule autour d'un clivage entre une vision traditionnelle des formes d'action de l'Etat et celle qui anticipe et défend une dilution de celui-ci (Hassenteufel et Smith, op. 2002). C'est cette deuxième vision qui soutient la notion de gouvernance, et les modes d'action publique fondés sur des outils institutionnels aussi diversifiés que le contrat, ou encore le recours aux agences. Elle fournit ainsi toute sa pertinence à l'approche interactionniste de l'action publique. Les pistes de recherches évoquées pour un renouvellement du questionnement en matière d'action publique en général, et pour l'action publique territoriale en particulier, invitent à investir les dimensions qui structurent les interactions entre acteurs : leurs préférences et leurs stratégies, leurs représentations sociales de l'action politique, et enfin la dimension sociale de leurs comportements afin de mieux expliciter les conflits, les compromis et les contradictions. Une telle approche invite ainsi à déplacer le point de départ de l'analyse de l'action et leur logique vers l'analyse des acteurs et les facteurs explicatifs de leurs comportements.

Ainsi à l'instar des travaux américains d'inspiration « institutionnaliste », la problématique de la gouvernance des politiques publiques environnementales en Europe (Sandström et Carlsson, 2008) a bénéficié d'une approche interdisciplinaire qui s'inspire des travaux sur les réseaux de politiques publiques (*policy networks*). En science politique, le réseau de politique publique est défini comme « *le résultat de la coopération plus ou moins stable, non hiérarchique, entre des organisations qui se connaissent et se reconnaissent, négocient, échangent des ressources et peuvent partager des*

normes et des intérêts » (Le Galès et Thatcher, 1995, p.16). L'approche usuelle des réseaux des politiques publiques s'intéresse alors aux configurations de relations entre des acteurs différenciés selon leur statut institutionnel, afin d'analyser le processus de formulation, d'émergence ou de mise en œuvre des politiques publiques.

De façon croissante, la gouvernance des ressources environnementales est basée sur des solutions multi-niveaux opérant simultanément au niveau local, national et international. De multiples acteurs y sont également impliqués, privés comme publics, d'autorités centrales comme régionales. Pour réfléchir la gouvernance environnementale, le défi réside dans l'extension de l'analyse des ressources en bien commun (forêts, pêcheries) à d'autres types de ressources comme la biodiversité ou le changement climatique. La notion de biens et services environnementaux permet d'envisager à partir d'un même écosystème des biens et services fournis à la société sur une échelle variant du court terme et local, au long terme et global. Echelles et acteurs impliqués sont donc corrélés (Hein et al., 2006). La notion d'interdépendance définie à partir des attributs des ressources et des acteurs (Paavola et Adger, 2005) intègre une dimension spatiale et dresse les frontières du système socio-écologique qu'on souhaite gouverner et les différents échelons de gestion susceptibles d'être impliqués. Il est alors important de se pencher sur les acteurs durant la phase finale d'élaboration des politiques environnementales. Les réseaux dans lesquels ils évoluent sont les principaux moteurs des modèles et des arguments qui fondent la base de l'action collective, à la fois comme processus « d'enrôlement » que de conflits entre eux (Laumann et Papi, 1976; Heclo, 1978; Scharpf, 1997; Carlsonn, 2000). L'analyse micro-économique des interactions individuelles devient le cœur de la recherche.

Ainsi, depuis quelques années, l'analyse des interactions entre acteurs autour de la gestion des ressources naturelles a suscité l'intérêt au sein de l'approche des systèmes socio-écologiques. Les travaux qui en sont issus ont conduit à l'analyse des interactions entre groupes d'individus impliqués dans la gestion collaborative des resources naturelles, en s'appuyant sur l'analyse des réseaux sociaux (Schneider et al., 2003; Bodin et al., 2006; Sandström and Carlsson, 2008). L'analyse de la gestion comprise comme un réseau de relations sociales a contribué à la compréhension des mécanismes sociaux qui régissent la coordination des différentes parties prenantes au processus politique à l'échelle locale (de l'élaboration à la mise en oeuvre). Les apports se situent également sur la manière dont ces mécanismes opèrent dans le collectif d'acteurs qui prend en charge ces enjeux : la façon dont l'information et la connaissance circulent, la manière avec laquelle le contexte social influence le comportement des individus, et donc la dynamique du collectif d'acteurs.

Bodin et Crona (2009) effectuent une revue de la littérature empirique et montrent la diversité des propriétés relationnelles de ces réseaux dont on sait encore peu de choses. Ils avancent qu'une question d'actualité est de montrer comment ces réseaux d'acteurs émergent, et quel(s) rôle(s) y jouent les institutions formelles, dans la mesure où certains types de structures sont plus performants que d'autres (Sandström et Rova, 2010). De plus, dans un contexte d'internationalisation de l'élaboration des politiques environnementales d'un côté, et de la décentralisation des pouvoirs pour leur mise en œuvre réglementaire d'un autre côté, deux questions spécifiques aux outils de coordination méritent particulièrement l'attention. Elles concernent le rôle des cadres légaux et formels dans l'émergence et la dynamique des réseaux de gouvernance environnementale, et leur possible complémentarité avec les mécanismes sociaux de régulation.

En d'autres termes, pour le cas de la mise en œuvre des politiques environnementales, l'évolution des travaux en science politique sur la gouvernance a permis à la fois d'identifier les acteurs impliqués, de caractériser la nature de leurs relations (coopérative, conflictuelle) et de décrire le fonctionnement global de l'action collective pour la gestion environnementale. En revanche, ces travaux laissent de côté deux aspects majeurs de la gestion environnementale. Les contraintes politiques auxquelles font face les acteurs publics du fait de la diversité des intérêts portés par les acteurs impliqués ne sont pas abordées, tout comme les contraintes institutionnelles au regard des règles de partage des pouvoirs politiques et administratifs au sein de l'Etat.

Les avancées et les limites de cette lecture politiste de la gouvernance environnementale amènent donc à réfléchir sur les apports d'une approche économique de cette nouvelle réalité politique, qui a marqué en particulier le domaine de l'environnement. Au sein d'une approche économique traditionnelle (standard), héritée de l'école des biens publics, le regard normatif de l'économiste sur l'action publique considère la spécificité des biens afin de mettre en perspective les modalités de leur fourniture, en définissant les instruments de politique adéquats (Baumol et Oates, 1988 ; Tietenberg, 1980). L'introduction de la dimension spatiale a permis d'enrichir l'analyse de l'action publique au niveau local, à partir du moment où celle-ci s'inscrit dans les limites d'un territoire, au-delà desquelles son autorité n'a plus d'emprise. Confrontée à la spécificité des biens et services environnementaux, la recherche de l'efficacité économique de l'intervention publique passe par le choix d'un découpage optimal du territoire pour la gestion environnementale (Oates et Portney, 2003). Le cadre souffre cependant de la limite de l'exclusion totale des comportements privés, ou autrement dit à la capacité des différents acteurs à gérer les biens environnementaux collectivement. Dans la théorie des biens publics, la solution de

politique est réglementaire ou issue des mécanismes du marché, mais elle est toujours à l'initiative du régulateur public. En d'autres termes, on a souvent tendance à prescrire ce qu'il faut faire, mais très peu sur l'idée du comment, au regard des contextes locaux. A l'inverse, dans les approches d'inspiration institutionnaliste et particulièrement des *policy networks*, l'importance de la place de l'Etat semble écartée voire oubliée, tout comme l'intérêt de se pencher sur les instruments de politique publique et par voie de fait, la dimension formelle de l'implémentation des politiques environnementales. Au sein de la problématique particulière de la gouvernance des enjeux environnementaux localisés, la prise en compte du triptyque échelle des enjeux -acteurs impliqués-instruments de politique n'a pas encore obtenu de réponse satisfaisante en termes de cadres d'analyse.

Les recherches sur la gouvernance de la gestion environnementale à l'échelle locale sont par conséquent confrontées à un double enjeu. Le premier enjeu adresse les cadres théoriques appropriés pour mieux comprendre la pertinence des modes de coordination qui accompagne cette gouvernance environnementale à l'échelle locale. Le deuxième enjeu renvoie aux outils empiriques qui permettent de mettre en évidence le rôle respectif des facteurs institutionnels et économiques dans la coordination des acteurs.

Méthodologie de la recherche

Une approche en termes d'économie politique

L'ambition de cette thèse est de développer une approche permettant de comprendre la coordination d'acteurs dans la mise en œuvre des politiques environnementales à l'échelle locale, en s'intéressant à la fois aux contraintes institutionnelles (la nécessité d'une coordination entre les différentes échelles de décision administratives et politiques) et politiques (l'influence des enjeux économiques sur les décisions des acteurs politiques). Elle souhaite par conséquent ancrer ses réflexions dans la tradition des travaux en économie politique.

L'économie politique n'est pas un domaine séparé de l'analyse économique. Les institutions et les comportements (des) politiques sont des sujets d'analyse, par le moyen de méthodologies propres à l'économie empirique. Progressivement l'évolution des travaux en économie politique se croise avec bon nombre de travaux en science politique. L'économie politique intègre ainsi l'ensemble des travaux qui traitent de la chose publique, avec un panel de méthodes extrêmement large, dont le dénominateur commun est l'unité d'analyse, centrée sur les comportements individuels et rationnels des acteurs politiques (Weingast et Wittman, 2006). D'une certaine

manière, on pourrait parler plus précisément de « microéconomie politique ». L'approche développée dans cette thèse s'inscrit dans cet ensemble de travaux.

La thèse prend appui sur les deux courants théoriques qui lui fournissent les concepts-clés permettant d'étudier la gouvernance de la mise en œuvre des politiques environnementales à l'échelle locale, dans la perspective de l'économie politique. La théorie de la décentralisation et le fédéralisme environnemental fournissent ici le cadre normatif permettant de mieux comprendre la problématique de la coordination au regard des échelles spatiales des enjeux environnementaux, et des structures politico-administratives. Les nouvelles formes de gouvernance environnementale convoquent, aux côtés de la décentralisation, les notions de participations et d'ouverture (Rhodes, 1996 ; Jordan et al., 2005). Selon l'étendue de l'enjeu environnemental considéré, le nombre d'acteurs qui sont impliqués peut être plus ou moins élevé et leur composition plus ou moins hétérogène. La théorie des coûts de transactions et des contrats relationnels éclairent alors sur les propriétés organisationnelles de ces formes de gouvernance comme des formes hybrides qui se démarquent d'une intervention directe de l'Etat, ou d'une auto-gouvernance par les acteurs locaux.

La réflexion autour de la gouvernance de la mise en œuvre des politiques environnementales nécessite cependant de prendre en considération la nature politico-administrative de ce processus, régi par le transfert des responsabilités d'un échelon de décision (UE, Etat) à un autre (échelle communale, échelle du bassin versant). Dans la mesure où les acteurs publics - élus et administratifs - se voient décerner des responsabilités particulières dans la mise en œuvre des politiques environnementales, l'approche en termes d'économie politique de la gouvernance environnementale emprunte par conséquent une démarche positive, qui tente de comprendre la coordination d'acteurs à l'échelle locale à partir de l'analyse des facteurs explicatifs des choix et des stratégies des acteurs publics. Dans ce cadre, on accorde une attention particulière à distinguer l'influence des facteurs socio-économiques des facteurs institutionnels. Différents modèles de l'économie politique des choix publics locaux seront alors mobilisés selon la nature spécifique des politiques étudiées.

Les dispositifs institutionnels environnementaux comme objet d'analyse

En France, les compétences des régions et des départements ont crû dans le domaine de l'environnement depuis les vagues de décentralisation successives initiées depuis 1982. Plus récemment, la loi constitutionnelle du 28 mars 2003 entérine le principe de subsidiarité posé par l'Union européenne et reconnaît aux collectivités territoriales la possibilité de décider sur les compétences dont la mise en œuvre serait plus pertinente à leur échelon (art. 72-2). Mais cette loi est peu suivie en pratique. L'Etat central français détient en effet la « compétence de la compétence », et le principe de « libre administration » des collectivités locales et territoriales est une notion trop faible pour l'associer à celle de l'autonomie[4].

Dans les faits, la marge de manœuvre des collectivités est relativement faible. Si la part des dépenses liées à l'environnement croît très rapidement dans les budgets locaux (22% des dépenses totales, Ifen, 2004), les collectivités ne disposent toujours pas de fiscalité propre pour les domaines de l'environnement[5]. En d'autres termes, la contribution des collectivités locales ne s'exprime qu'à travers le respect des réglementations nationales liées à l'environnement, ou de redevances en contrepartie de services rendus au titre de l'environnement (la taxe pour la collecte des déchets, assainissement dans le cas des services en régie). Dans ce contexte la gestion environnementale à l'échelon local doit tenir compte d'au moins trois traits caractéristiques :

- les montants des budgets qui seront alloués à la préservation de l'environnement naturel ou à la réparation des dommages causés à celui-ci sont décidés et définis par les échelons de décision supérieure (nationale ou européenne). Dans ces conditions, les acteurs politiques locaux ne peuvent procéder qu'à des ajustements à la marge.
- Etant donné l'échelle spatiale des enjeux écologiques, dans la majeure partie des cas, la mise en œuvre des politiques environnementales présente la caractéristique d'être transversale à plusieurs juridictions locales.
- Enfin, l'efficacité des actions publiques menées est évaluée à l'aune des normes réglementaires de qualité environnementale, ou réciproquement de niveaux de pollution qui ont été établis pour un secteur d'activité, pour un milieu naturel donné, etc... Ces

[4] H. Hervé, « contribution à un bilan de la décentralisation », Rapport d'information au Sénat, 28 juin 2011.

[5] La part des recettes fiscales environnementales dans le PIB français représentait 2,1% en 2004. Cette fiscalité environnementale se développe principalement à travers les taxes, couvrant pour l'essentiel trois domaines environnementaux : les carburants, les redevances sur l'eau, la taxe sur les ordures ménagères (Source : Eurostat, 2006)

normes ou seuils ne sont pas définis de façon endogène (en référence à la demande sociale locale), mais sont fixés en suivant le même processus politique que pour les ressources financières qui les accompagnent.

L'Etat n'alloue pas des compétences d'environnement à un échelon de décision particulier. Les caractéristiques de la gestion environnementale à l'échelle locale sont issues de l'enchevêtrement des niveaux de décision, ce qui rend impossible la construction d'une analyse qui opérerait sur une juridiction unique et autonome sur le plan décisionnaire. Ces spécificités de la gestion locale de l'environnement ont débouché sur une forme particulière d'intervention publique, qu'on désigne dans cette thèse comme la gouvernance par les dispositifs institutionnels environnementaux (DIE). Les périmètres des DIE sont spécifiés à l'aune des enjeux environnementaux particuliers auxquels ils s'adressent. Ce constat permet de soulever le besoin d'expliciter la portée organisationnelle de ces dispositifs institutionnels au regard notamment des cinq principes inhérents à la bonne gouvernance selon l'UE : l'ouverture, la participation, la responsabilité, l'efficacité et la cohérence (Commission européenne, 2007). Le principe d'efficacité fonde la légitimité de l'existence de ces dispositifs puisqu'il sous-tend le principe de subsidiarité : les décisions doivent être prises à l'échelon le plus adapté, de façon à permettre la résolution la plus rapide et la plus efficace des problèmes[6]. La responsabilité rejoint la notion d'accountability, en rapprochant les administrés des enjeux environnementaux mais aussi des élus qui les prennent en charge. L'ouverture, la participation et la cohérence de la gouvernance locale marquent quant à eux une rupture avec les approches classiques « command-and control ».

En France, l'analyse de la gestion environnementale à l'échelle locale à travers les dispositifs institutionnels environnementaux ne peut pas être déconnectée des bouleversements politiques favorisés par le processus de décentralisation initié depuis les années 1980. Avec ce processus, l'engagement direct de la responsabilité des élus et la multiplication des actions publiques territoriales font des acteurs politiques des moteurs de la vie locale à tout point de vue. L'hypothèse centrale de cette thèse est que bien que ces cinq principes fondent l'existence des dispositifs comme mode de gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle locale, leurs traits caractéristiques et les mécanismes de coordination qui régulent la gestion collective de ces enjeux environnementaux doivent être mis en perspective avec deux aspects : les structures

[6] A l'inverse, la défaillance des plus petits échelons implique la responsabilité des échelons plus englobants (régions, Etat) d'intervenir.

politico-administratives, qui sous-tendent la répartition des compétences et des responsabilités entre les différentes échelons de gouvernement (Etat versus collectivités décentralisées), et les structures sociales, qui s'organisent autour des enjeux environnementaux à l'échelle locale.

La thèse s'articule pour cela autour de deux axes de travail. Un premier axe tente d'expliciter la nécessité de ces dispositifs et leur portée incitative, en référence au contexte politico-administratif de la France. L'enjeu soulevé dans cet axe a trait en particulier aux mécanismes politiques qui régulent la mise en œuvre des politiques environnementales portées par les dispositifs à l'échelle locale. Un second axe se penche plus particulièrement sur les spécificités organisationnelles des dispositifs, où l'enjeu central de la recherche est de mieux situer leur rôle pour la collaboration d'acteurs autour d'enjeux environnementaux à l'échelle territoriale.

L'approche utilisée s'appuie sur deux directives environnementales qui ont de forts enjeux localisés : la Directive Cadre Eau édictée en 2000 et le réseau Natura 2000 qui contient la Directive Habitats Faune Flore (1992). Pour aborder la mise en œuvre de ces directives sur les territoires français, les territoires de l'estuaire de la Gironde constituent le cas d'étude.

Les analyses économétriques comme méthodologies d'investigations empiriques

On ne dispose pas de conceptualisation propre à l'économie politique qui permettrait de traiter directement la coordination de la mise en œuvre des politiques environnementales par les DIE. Aussi, la thèse adopte une stratégie d'analyse empirique guidée par un certain pragmatisme, en se focalisant sur les comportements des acteurs publics au cours des différentes étapes du processus d'implémentation des politiques environnementales au sein des DIE.

Une première analyse empirique exploite à cette fin les résultats de la consultation des communes pour l'élaboration du SAGE « Estuaire de la Gironde et milieux associés », afin de tester l'influence des groupes d'intérêts et des profils socio-économiques des communes sur le vote de leur conseil municipal. L'analyse économétrique des données de vote des 151 communes concernées en fonction de leurs caractéristiques socio-économiques (construites à partir de la base de données de l'INSEE), permet de comprendre dans quelle mesure le SAGE en tant que DIE est mis à l'épreuve par les mécanismes politiques qui régissent les décisions des élus communaux, en matière de politiques d'usages du sol et d'aménagement.

La seconde analyse empirique développe une approche en termes de réseaux sociaux des acteurs de la coordination locale autour des enjeux environnementaux. On s'appuie pour cela sur des données relationnelles récoltées au cours d'une enquête auprès des acteurs identifiés, qui pour une grande part sont des acteurs publics. A partir des 357 liens de collaboration enregistrés,

l'analyse statistique se penche sur les déterminants de l'existence de ces liens entre les 64 membres du collectif qui prend en charge les enjeux environnementaux, et met en lumière le rôle des DIE (SAGE, Contrats Natura 2000) dans le fonctionnement de la coordination environnementale à l'échelle territoriale.

L'organisation de la thèse

La thèse est structurée en deux parties constituées de trois chapitres pour chacune. La première partie appréhende la mise en œuvre à l'échelle locale des politiques environnementales d'essence européenne, et discute ainsi de la nécessité et des limites des DIE dans une perspective « verticale ».

Le premier chapitre rappelle ainsi les grandes phases d'évolution des politiques environnementales européennes et argumente les contours d'une mise en problématique de leur efficacité (si on s'en tient au déficit d'implémentation des directives européennes au sein des législations nationales) en termes de gouvernance. L'évolution des outils employés par la Commission européenne s'avère en effet concomitante de ses relations avec les Etats-membres. Les Plans d'Actions Environnementales constituent à ce titre les marqueurs d'une montée progressive d'une approche intégrée des enjeux environnementaux (*Environmental Policy Integration*, EPI). Mais l'approche affichée contraste avec la réalité des caractéristiques de fonctionnement de chaque secteur tant au niveau des acteurs intervenants que des compétences qui leur sont allouées : certains secteurs relèvent de prérogatives historiques de l'UE (pêche, agriculture), alors que d'autres sont réservés aux Etat-membres (énergie, transport). Pour assurer une intégration progressive des enjeux environnementaux, la Commission doit rompre avec la politique sectorielle et command-and-control qui a marqué son approche entre les années 70 et la moitié des années 1990.

Le changement de trajectoire dans le design institutionnel des politiques est néanmoins limité en termes de marges de manœuvre. Il existe un certain sentier de dépendance vis-à-vis du partage de l'autorité entre l'échelon supranational et les échelons nationaux. L'examen du choix des instruments de politiques en est une manifestation. Les années 1990 est une période charnière où la montée en puissance de l'UE en matière environnementale nécessite de sortir d'une approche entièrement réglementaire. La palette des outils économiques disponibles offre des perspectives en ce sens, mais alimente aussi la tension autour de la définition de la place de la Commission sur les politiques nationales. Le financement des actions de la Commission via les instruments économiques permettrait en effet d'augmenter sa marge de manœuvre financière (le budget de la Commission représente alors 1% du PIB européen), mais il nécessite que les Etats-

membres cèdent un pan de leurs compétences. Ces obstacles ont conduit la Commission à opter pour une voie alternative, en introduisant une plus grande flexibilité à la fois dans son approche réglementaire et au niveau du fonctionnement de la gouvernance européenne.

Ce phénomène se traduit par une dilution de l'autorité entre la Commission et les Etats membres en matière de politiques. Les directives édictées autour des années 2000 (et notamment la Directive Cadre Eau) posent clairement la définition des politiques au niveau de l'UE et leur mise en œuvre par les Etats-membres. Parallèlement, la Commission a progressivement recours aux *soft laws* pour impulser un nouveau fonctionnement de la gouvernance : la Convention d'Aarhus (1998) et le Livre Blanc sur la gouvernance Européenne (2001) pose les principes d'une ouverture du processus de définition et de mise en œuvre aux acteurs non-étatiques. Ils structurent en cela la façon dont les Etats-membres mettent en œuvre les politiques environnementales sur leur propre territoire.

Les chapitres 2 et 3 viennent alors confronter le modèle de gouvernance édicté par l'Union aux réalités politiques et administratives françaises, en proposant une lecture économique des dispositifs institutionnels environnementaux. Le chapitre 2 convoque par conséquent les différentes lectures de la décentralisation environnementale pour réinterpréter la nécessité de ces dispositifs. La gestion environnementale nécessite en effet de reconsidérer le rôle respectif de l'Etat central et des gouvernements locaux, au regard du besoin de faire coïncider échelle de décision et échelle de gestion étant données les contraintes institutionnelles, en l'occurrence la répartition initiale des pouvoirs. On revient dans un premier temps sur la littérature de la décentralisation de la gestion des ressources naturelles (Dillinger, 1994 ; Ribot, 1999 ; Agrawal et Ribot, 1999) qui n'est pas éloignée des questions soulevées par les défenseurs d'un nouveau management public (Osborne et Gaebler, 1992). La défaillance de l'Etat central à assurer la fourniture de biens et services locaux justifie la décentralisation de l'autorité selon une argumentation qui accorde à la décentralisation des propriétés d'efficacité. Des coûts d'organisation moins élevés et une meilleure circulation de l'information sont les avantages les plus souvent avancés (Fiszbein 1997 ; Ribot, 2002). Ces travaux n'insistent pas seulement sur le transfert de l'autorité à des échelons inférieurs de gouvernement, mais également sur le partage des ressources au sein de la société pour l'élaboration des politiques publiques (Cheema et Rondinelli, 2007), en assurant notamment la participation des populations locales (Ribot, 2003 ; Agrawal et Gupta, 2005). Pour autant, cette littérature ne donne pas les principes qui permettent d'éclairer le choix et le degré d'allocation des pouvoirs.

Les prescriptions normatives du fédéralisme environnemental fournissent des principes qui permettent de statuer sur l'échelle de décision en correspondance avec les enjeux

environnementaux. Le théorème de Oates (1972) pose que le niveau de gestion qui correspond à la production et au financement du bien public correspond aux limites géographiques de ce bien public. En d'autres termes, la théorie du fédéralisme s'attaque aux problèmes de défaillance structurelle, en voulant faire correspondre la population qui supporte les coûts de la politique publique et la population qui en perçoit les bénéfices. Le cadre fédéraliste pose trois situations de problèmes environnementaux pour lesquelles la détermination de l'échelon de décision désigne soit l'Etat central, soit les gouvernements locaux comme gestionnaires pertinents. La détermination du niveau de gestion optimal est opérée par un arbitrage entre les économies d'échelle générées par l'application d'une politique de façon uniforme, et le degré d'hétérogénéité entre les territoires pour lesquels la politique s'applique. Selon leur profil socio-économique, les juridictions locales ont en effet des coûts de mise en œuvre de la politique différents. Il en résulte des bénéfices différenciés. Ainsi pour un problème environnemental dont les effets ne dépassent pas le périmètre de la juridiction, il est préférable que la gestion soit allouée à cette juridiction. Pour un problème environnemental global (e.g. le changement climatique), l'Etat central, voire supranational est le gestionnaire pertinent. Le cas de la gestion des ressources naturelles intègre rarement l'une ou l'autre de ces situations, mais est le plus souvent transversal à la structure politico-administrative locale. Ainsi le choix d'une politique élaborée à l'échelon central semble la plus pertinente, en raison des économies d'échelle d'une réglementation uniforme. En matière de mise en œuvre, elle permet d'internaliser les possibles interactions stratégiques entre gouvernements locaux qui auraient eu lieu si les compétences leur avaient été allouées. Oates et Schwabe (1988) soulignent en effet les risques d'une concurrence vers le bas des standards environnementaux entre gouvernements locaux, où la politique environnementale devient une variable d'ajustement en termes d'attractivité économique. Pour autant, sur le plan empirique ces effets ne sont pas démontrés clairement (List et Gerking, 2000 ; Millimet, 2000 ; Fredriksson et Millimet, 2002).

Le cadre du fédéralisme environnemental offre une clé de lecture du choix français de recourir aux dispositifs institutionnels environnementaux. L'Etat conserve la maîtrise de l'agenda (les objectifs fixés par la Commission) et laisse aux territoires la liberté de s'organiser. Les modalités de mise en œuvre sont uniformes, mais le processus pour y parvenir est de la responsabilité des acteurs locaux. La flexibilité de la démarche permet de s'adapter aux circonstances particulières de chaque territoire. La nature unitariste de la Constitution française constitue néanmoins une spécificité vis-à-vis du modèle canonique fédéraliste. Les mouvements de décentralisation en France conservent une part importante de l'autorité à l'Etat, et une répartition peu claire des compétences entre gouvernements locaux. Ainsi l'ouverture de la

participation dans ces dispositifs pose la question de l'incidence de la multiplicité des échelons de décision, et de leur capacité à satisfaire les exigences de l'Etat central.

Le chapitre 3 se penche sur cette problématique de la multiplication de la participation et de l'échelle de décision à travers l'analyse empirique de la mise en œuvre du SAGE « Estuaire de la Gironde et Milieux Associés », dont la démarche a été initiée en 2006. L'approche retenue reprend les propositions normatives du fédéralisme environnemental, sur l'intérêt de la centralisation environnementale pour les enjeux environnementaux avec effets de débordement. En effet, le Plan d'Aménagement et de Gestion Durable (PAGD) qui fonde les actions du SAGE est élaboré au sein de la Cellule Locale de l'Eau et constitue en cela un échelon supérieur de décision vis-à-vis des juridictions sur lesquelles le PAGD s'applique, en l'occurrence les communes. En ayant recours aux zonages d'actions prioritaires comme principaux instruments de ses dispositions, la mise en œuvre des SAGE peut être considérée comme une demande adressée aux communes d'étendre les zones rendues à la nature. Décidée à l'échelle du bassin versant, une telle politique revient pour les communes à reconsidérer l'allocation des usages du sol sur leur périmètre, et les bénéfices qu'elles en retirent au regard de leur propre politique d'aménagement. Une analyse économétrique basée sur la participation des maires à cette consultation sur le projet de SAGE de l'estuaire de Gironde met en évidence le poids des intérêts associés aux usages, ainsi que la difficulté de faire coïncider une politique environnementale édictée à un certain niveau de décision, avec les enjeux économiques des échelons de décision politiques inférieurs.

La seconde partie se rapproche d'une perspective «horizontale», en abordant la question du rôle de ces dispositifs environnementaux pour la coordination entre les différents acteurs convoqués à l'échelle locale. Le chapitre 4 tente d'offrir une grille de lecture de la gouvernance par les dispositifs institutionnels environnementaux. On se réfère pour cela à l'approche néo-institutionnaliste afin d'interpréter les DIE comme outil de coordination. L'approche de la gouvernance par Williamson (1991, 2000) permet d'avancer la forme hybride qui fonde les modes de coordination d'acteurs qu'on peut observer au sein des DIE. Il défend l'idée selon laquelle les DIE sont des arrangements de nature relationnelle, entre l'Etat et le collectif des acteurs locaux, pour la mise en œuvre des réglementations environnementales, à l'échelle locale. Il en résulte une coordination susceptible de s'appuyer sur des instruments de plusieurs natures, de contrats qui engagent les parties à des formes plus lâches de collaboration. Cependant une interprétation plus complète montre la nécessité de retravailler la notion de transaction, un concept central de l'approche de la gouvernance par Williamson. La dimension environnementale des transactions abordées dans ce travail échappe encore au cadre néo-institutionnaliste, notamment en regard de

leur dimension spatiale. Ainsi en matière environnementale, ce n'est pas tant la spécificité des actifs (compris en tant que ressources pour se coordonner) qui dicte les modalités de la coordination, mais la spécificité des acteurs, qui est favorisée par l'évolution de l'environnement institutionnel et administratif, juridique et institutionnel des politiques environnementales qu'ils doivent mettre en œuvre. Le positionnement de l'Etat dans cet environnement permet de donner une substance à la définition des transactions environnementales et ce faisant, aux modes de gouvernance qui en résultent. Ces derniers peuvent être vus comme une résultante de la frontière administrative du rôle de l'Etat, insérée entre deux cas polaires : de la prise en charge complète par l'Etat de la préservation des ressources naturelles - tels que les biens et services publics qui sont impliqués seront produits directement par l'Etat central -, à la situation où les offreurs et les demandeurs de ces mêmes biens et services sont confondus. Cette dernière situation rejoint de nombreux travaux empiriques qui ont appréhendé la gestion locale des bien publics collectifs, des formes de co-gestion entre la sphère publique et des opérateurs privés (Pinkerton, 1989 ; Berkes, 1994), aux formes de gestion auto-organisées (Ostrom, 1990). La transaction environnementale est de fait une réunion de deux éléments. Elle renvoie en premier lieu aux échanges qui se réalisent autour de la mise en œuvre des politiques environnementales. Secondement, elle modifie les frontières politiques et institutionnelles de l'Etat. Le chapitre conclut avec une présentation des propriétés des formes de gouvernance possibles sous le régime des DIE et soulève le besoin de comprendre plus en avant les mécanismes qui régissent le fonctionnement de la coordination des acteurs locaux, par des investigations empiriques.

L'analyse empirique de l'impact des DIE sur la coordination des acteurs locaux est envisagée à travers l'analyse de leurs effets sur les collaborations interindividuelles qui structurent le collectif d'acteurs en charge de ces enjeux, pour le cas des territoires de l'estuaire de la Gironde. Le chapitre 5 revient sur des éléments de méthodologie qui fondent l'analyse micro-économique de la coordination d'acteurs en termes de réseaux sociaux. L'approche économique retenue inscrit la compréhension du réseau d'acteurs qui serait observé au sein d'une perspective stratégique, le cadre conceptuel usuel de l'économie des réseaux. Le chapitre revient alors sur les jalons théoriques d'une telle approche micro-économique. Il revisite par la suite les différentes méthodes statistiques des interactions sociales pour mieux situer l'apport méthodologique de l'analyse des réseaux sociaux, à partir de la formation stratégique des liens interindividuels. La problématique de la délimitation des frontières des réseaux y est également discutée pour fournir les points de repères à la démarche empirique exposée dans le chapitre 6.

L'objectif du chapitre 6 est double. Il vise dans un premier temps à circonscrire et à caractériser le système d'acteurs initié par la gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle

locale. Il cherche ensuite à situer le rôle des DIE dans la formation des relations de collaboration entre ces différents acteurs. La méthodologie d'identification des acteurs de la gouvernance s'appuie sur la sélection tant des porteurs d'enjeux environnementaux que des porteurs des enjeux des territoires proprement dits. Le recensement exhaustif des participants aux différents dispositifs relatifs à ces enjeux permet d'identifier les acteurs les plus impliqués dans la gouvernance. Une enquête auprès de ces acteurs a permis de circonscrire le réseau autour de 64 acteurs et 357 liens de collaboration. Pour une grande part, ces acteurs ressortent de la sphère publique, à part égale entre les élus et les techniciens administratifs. Dans ce contexte, il a été nécessaire de revenir sur les enseignements de la littérature théorique pour interpréter les relations de collaboration/concurrence pour ces deux catégories d'acteurs. Les raisonnements économiques développés par l'école des choix publics (en particulier Niskanen, 1971), permettent ici d'ouvrir la boîte noire du fonctionnement du système politico-administratif et de s'intéresser aux relations élu-bureaucrate qui composent ce système. Le contexte spécifique de l'action publique territoriale, c'est-à-dire un contexte qui dépasse les périmètres d'action légitime pour chacun (le périmètre électoral pour l'élu, et l'aire d'intervention des services administratifs pour le technicien) amène néanmoins à rediscuter les figures usuelles qu'on attribue à ces deux catégories d'acteurs dans la littérature existante, et à redéfinir leur fonction objective et l'intérêt des liens de collaboration. L'analyse statistique à l'aide d'un modèle de réseau particulier (le modèle p2, Van Duijn et al., 2004) permet d'inférer le rôle respectif des DIE comme des attributs individuels des acteurs dans la formation des liens de collaborations autour des enjeux environnementaux.

Partie 1.

Les ressorts institutionnels de l'implémentation des réglementations environnementales à l'échelle locale

PARTIE 1. LES RESSORTS INSTITUTIONNELS DE L'IMPLEMENTATION DES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES A L'ECHELLE LOCALE

Le Traité constitutif de l'Union européenne entré en vigueur en 1993 marque un tournant dans la stratégie globale de construction et d'orientation des politiques environnementales pour les pays membres. Ce Traité érige les enjeux environnementaux au rang de priorité de l'Union[7] et dote celle-ci d'une compétence politique dans ce domaine. Depuis, l'UE a supplanté les Etats-Unis en matière de leadership environnemental, au regard notamment du nombre de législations environnementales produites (Vig et Faure, 2004). Pour autant, sur le terrain, force est de constater que la dégradation des ressources naturelles continue. Bien qu'une appréciation à l'échelle européenne marque d'importantes disparités entre pays, les indicateurs de biodiversité terrestre et de qualité écologique des masses d'eaux surfaciques et souterraines montrent une tendance générale à la baisse (Eurostat, 2007). En France, les indicateurs de pollution des eaux souterraines continuent d'être marqués à la hausse (période 1996-2010 en considérant les taux de nitrates). La biodiversité aviaire emprunte également une tendance négative, dont la cause majeure est à lier à la dégradation des habitats[8], malgré une augmentation des surfaces protégées (CGDD, 2010).

D'une manière générale, le manque d'effectivité des politiques européennes dans leur mise en œuvre peut être attribué à des raisons d'ordre institutionnel. Les auteurs comme Jordan (1999), ou Knill et Lenschow (2000) lient notamment le déficit de mise en œuvre des politiques européennes -elles sont pour l'essentiel de nature réglementaire- à l'inadéquation des politiques et des institutions des Etats membres. L'analyse de ce processus d'européanisation (Lenschow, 2006 ; Radaelli, 2010) des politiques et des institutions des Etats membres n'est pas spécifique au domaine de l'environnement. Il a fait l'objet de travaux importants depuis le début des années 1990. Les travaux majeurs s'intéressent aux impacts et effets, ou dans une moindre mesure à

---

[7] L'Acte Unique Européen, qui est entré en vigueur en 1987, établit une base légale pour la politique environnementale européenne en général, et formule l'objectif d'intégrer les considérations environnementales au sein des autres politiques dans un nouveau titre « environnement » (Titre VI, article 130r EC). Le Traité de l'Union Européenne, entré en vigueur en 1993, renforce l'article 130r en formulant que « la protection environnementale **doit** être intégrée dans la définition et la mise en œuvre des autres politiques communautaires » (Article 130r2).

[8] A titre illustratif, 47% de la surface totale des zones humides françaises a connu une dégradation entre 2010 et 2011, 42% une stabilisation, et les 11% restants une amélioration

l'influence des politiques réglementaires de l'Union européenne sur le processus politique des Etats membres et sur l'évolution de leurs institutions juridiques et administratives.

La diversité des approches mobilisées en termes de concepts et de mesures pour appréhender les dynamiques institutionnelles qui sont à l'œuvre alimente les débats sur un inventaire des causes et des effets des changements observés, à la fois à l'échelle nationale comme à l'échelle européenne (Berny, 2011). Il en ressort que les échecs dans l'implémentation des politiques européennes est au croisement de deux facteurs : l'ineffectivité du tout réglementaire étant donné les limites incitatives des outils législatifs et juridiques mobilisables, et la défaillance des Etats membres dans leur mise en œuvre. Sur ce second aspect, pour affiner les raisons des échecs observés en matière de politiques environnementales, des approches interdisciplinaires du courant institutionnaliste (avec les auteurs comme Börzel et Risse, 2000) tentent de décrypter les facteurs explicatifs de l'écart observé entre les réglementations européennes et leurs traductions nationales en relation avec les politiques, les processus et les institutions. Elles soutiennent l'idée que les contraintes institutionnelles présentes au niveau domestique conditionnent la diffusion des normes européennes.

Au sein d'une lecture top-down du processus d'intégration des réglementations européennes dans les politiques nationales, les premiers facteurs institutionnels identifiés sont d'abord de nature politico-administrative (Knill, 1998, 2001 ; Lenschow 1999 ; Jordan 2002 ; Knill et Liefferink, 2007). L'impact des politiques européennes sur les politiques nationales devrait en effet s'apprécier en référence à trois logiques qui du point de vue normatif guident le processus (Börzel et Risse, 2000, p.10) :

- une logique d'absorption : les Etats membres sont en mesure d'inscrire les politiques européennes et de réajuster leurs institutions, ou en tout cas sans modification substantielle.
- une logique d'accommodation : les institutions et les politiques doivent s'adapter aux politiques européennes sans tout du moins changer leurs caractéristiques fondamentales.
- une logique de transformation : les institutions et les politiques existantes doivent être transformées en profondeur ou plus radicalement être remplacées.

L'ineffectivité de l'implémentation des politiques environnementales européennes à l'échelle nationale peut donc être attribuée aux défaillances des structures administratives et politiques des Etats membres. Par voie de conséquence, une des principales questions de recherche soulevée par l'européanisation des politiques environnementales, concerne

l'articulation de leurs instruments, en l'occurrence les instruments de nature réglementaire, avec les structures politico-administratives existantes de répartition des compétences au sein d'un territoire national. Les traitements économiques de cette défaillance des Etats membres restent encore rares, mais leurs résultats semblent converger vers ceux qui ont été mis en avant par les approches politistes. Ils soulèvent d'abord l'inadéquation des instruments, en l'occurrence la quasi-absence des outils incitatifs (taxe pigouvienne, marché de droits échangeables). Par la suite, pour faire écho aux travaux en science politique, ils insistent sur les limites d'un outil réglementaire, qui ne tient pas compte des interactions politiques et économiques à l'échelle spatiale de l'enjeu environnemental (Hahn et Stavins, 1991 ; Glachant, 2000 ; Pierce et Barbier, 2000 ; Schucht, 2010).

En France, la gestion environnementale s'est organisée autour de l'émergence de « dispositifs institutionnels » dédiés à la protection de l'environnement, en adoptant des constructions ad hoc de plans de gestion intégrant à l'échelle locale les directives européennes. Cette forme de gestion concerne de nombreuses composantes de la politique environnementale (cf. Annexe 1). S'agissant plus spécifiquement des politiques de gestion et de protection des milieux et des ressources naturelles, comme l'eau - elle se manifeste via l'élaboration du SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau) qui doit intégrer la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau- . De la même manière, des Documents d'Objectifs (DOCOB) sont élaborés au niveau de chaque département pour la gestion des sites désignés dans le cadre de la Directive Habitats afin de préserver la biodiversité faunistique et floristique et leur intégration dans le réseau européen Natura 2000.

La première question que soulève l'existence de ces dispositifs concerne leur rôle institutionnel dans la mise en œuvre des réglementations environnementales à l'échelle locale. L'objectif de cette partie est de fournir une lecture économique de la nécessité institutionnelle de ces dispositifs pour la gestion des enjeux environnementaux qu'ils visent, au regard de la structure administrative et du système politique français. On rappelle dans un premier chapitre l'évolution du processus d'élaboration des politiques réglementaires en matière environnementale et les modalités de leur mise en œuvre au niveau européen. Le chapitre 2 développe les principales préconisations des approches normatives de la décentralisation des politiques environnementales, pour comprendre la nécessité de dispositifs institutionnels environnementaux (spatialisés) dans la mise en œuvre des réglementations européennes à l'échelle locale, au regard de la structure politico-administrative française. Le troisième chapitre mène une investigation empirique de la portée incitative (la production de règles qui s'inspirent des réglementations européennes, mais surtout leur application) de ces dispositifs, face aux réalités politiques des territoires. Cette

investigation s'appuie sur l'analyse économétrique des facteurs explicatifs des votes des élus municipaux en 2012 pour l'élaboration du SAGE « Estuaire de la Gironde et Milieux Associés ».

CHAPITRE 1. LES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES, DE L'ECHELLE EUROPEENNE A L'ECHELLE LOCALE

L'Union européenne a été à l'initiative de six Programmes d'Action Environnementales (PAE) successifs, du premier (1973-1982) au sixième (qui a pris fin en 2012), qui ont servi de cadre à l'évolution des politiques environnementales de ses pays membres. Les modifications apportées par les PAE successifs sont concomitantes à l'évolution du fonctionnement de l'Union européenne dans son ensemble. Certains principes et/ou objectifs qui sous-tendent la politique environnementale sont les mêmes que pour les autres domaines de politiques de l'Union. C'est notamment le cas pour le principe de subsidiarité, qui fonde la relation entre l'Union et les Etats membres, et l'objectif d'harmonisation (Golub, 1996), qui confère un même poids aux règles européennes pour chaque membre. Certaines propriétés de fonctionnement font par contre de la politique environnementale un domaine singulier. Il s'agit particulièrement du principe d'intégration, inséré dans les textes de l'Union, dont la portée s'adresse à l'ensemble des autres politiques concernées par les objectifs environnementaux visés.

Par ailleurs, on peut avancer que la place de choix que tiennent les *soft laws* comme instrument de la politique européenne dans le domaine de l'environnement aujourd'hui, est étroitement liée à la crise de légitimité traversée par les institutions européennes dans les années 1990 et au début des années 2000. Cette crise prenait sa source aussi bien dans les objectifs des politiques, que dans les moyens de les atteindre (Boras et Jacobsson, 2004). En effet, la complexité institutionnelle dans la mise en œuvre des politiques environnementales et les coûts administratifs qu'elle engendre ont montré la nécessité d'élargir les outils juridiques et législatifs de la politique environnementale à une gamme de *soft laws*[9] (Knill et Lenschow, 2000 ; Jordan et al., 2003 ; Jordan et al., 2005). En termes juridiques, les *soft laws* sont considérés comme hiérarchiquement inférieurs au droit européen usuel en termes de création, d'adoption et/ou de mise en œuvre des mesures. La commission européenne a favorisé l'émergence de ces outils qui

[9] La littérature emploie de préférence les *soft laws* comme un terme général en se référant à une variété de processus qui n'ont pas de force obligatoire mais introduisent des règles de conduite qui peuvent avoir des effets pratiques (Snyder, 1994). On peut donc inclure dans cette catégorie : les stratégies, rapports, livres blancs, livres verts, codes de conduite, guides de mise en œuvre, initiatives, plans, déclarations etc…qui émanent de l'Union.

ont opéré soit en substitution soit en complément des mesures réglementaires émanant des traités, des régulations, et plus largement de la méthode communautaire[10]. La Convention d'Aarhus (1998) et le Livre Blanc sur la gouvernance européenne (2001) ont par conséquent largement participé à l'instauration et à la diffusion de nouvelles pratiques aux différents stades d'élaboration des politiques environnementales, et à la conception de nouveau modèle de gouvernance européenne des enjeux environnementaux, de l'échelle européenne à l'échelle locale.

Un bref rappel de l'évolution du contexte d'élaboration des politiques environnementales semble important pour mieux cerner la problématique institutionnelle soulevée par les approches réglementaires, dont les objectifs et les normes sont définies à l'échelle européenne, mais dont les moyens de les atteindre sont au bon vouloir des Etats. Aussi, dans la section qui suit, les principales propriétés des instruments de la politique environnementale européenne sont rappelées. Par la suite, les différentes conceptions du cadre institutionnel du transfert à l'échelle nationale des réglementations européennes au cours des PAE successifs, et l'émergence d'une approche en termes de gouvernance, sont exposées. Enfin, la dernière section discute le modèle de gouvernance environnementale prôné par l'Union européenne depuis la fin des années 1990. Le chapitre conclut sur les interrogations de recherche qu'un tel modèle peut soulever pour les pays membres.

Section 1. Les spécificités des réglementations environnementales

1.1 Les instruments de la politique environnementale européenne et leur degré d'enforceabilité pour les Etats membres

1.1.1. Les différents types de règlements

Les instruments les plus couramment employés par la Commission européenne (CE), de nature essentiellement législative et réglementaire, sont aussi ceux qui fondent l'existence et le fonctionnement de l'UE. Deux types de droits sont à distinguer dans la législation européenne. Le droit primaire (*primary legislation)* est constitué des divers traités rassemblés principalement dans

[10] Jusqu'à l'entrée en vigueur du Traité de Lisbonne, la méthode communautaire constituait l'un des trois piliers de l'Union Européenne. En opposition à la méthode intergouvernementale où les Etats Membres jouent un rôle central dans l'adoption des décisions, les institutions à l'échelle supranationale voient leurs pouvoirs renforcés : la Commission possède le droit d'initiative ; le conseil vote à la majorité qualifiée ; le Parlement formule des avis ; la Cour de Justice assure l'uniformité d'interprétation du droit communautaire. Pour le reste de ce chapitre, la méthode Communautaire est associée à la production de réglementation (Héritier, 2001).

le Traité de Maastricht, qui fonde l'Union européenne, et le Traité de Lisbonne qui instaure son fonctionnement. Le droit qui en est dérivé (*secondary legislation*) est composé de quatre instruments : les règlements, les directives, les décisions et les recommandations et avis dont la portée surpasse les droits nationaux, mais dont le caractère obligatoire n'est pas équivalent selon l'outil juridique mobilisé.

Les règlements (*regulations*) européens sont de portée équivalente aux lois nationales. Ils établissent des normes applicables directement dans chaque Etat. Les décisions ont également un caractère obligatoire, mais elles peuvent être réservées à un nombre limité de destinataires. Les recommandations et avis ne lient pas légalement les Etats auxquels ils s'adressent, mais ils ont néanmoins un poids politique (pour une préparation de la législation dans les Etats Membres par exemple). Les directives constituent enfin une originalité dans le droit dérivé de l'UE. Elles sont en règle générale destinées à tous les Etats, même si certaines d'entre elles peuvent être parfois limitées à certains membres. Les directives définissent des objectifs obligatoires à leurs destinataires dans un délai bien déterminé. Le point juridique qui en fait un outil particulier est le principe qui sous-tend les directives : elles laissent aux Etats le pouvoir de se prononcer, dans la mesure où ces derniers sont libres des moyens à employer pour atteindre les objectifs des directives après leur transposition dans les droits nationaux respectifs. Cette spécificité inhérente aux directives est également celle de la délimitation des compétences entre l'Union et les Etats Membres.

1.1.2. Le partage institutionnel des compétences à travers le principe de subsidiarité

Sur le plan formel, le droit européen prévoit l'articulation verticale des niveaux de compétences à travers le principe de subsidiarité, selon l'article 9 de la convention européenne (CONV 850/03) sur les principes fondamentaux des compétences de l'Union. En vertu du principe de subsidiarité (article 5 du Traité de Maastricht), dans les domaines qui ne relèvent pas de sa compétence exclusive, l'Union intervient seulement et dans la mesure où les objectifs de l'action envisagée ne peuvent pas être atteints de manière suffisante par les États membres, tant au niveau central qu'au niveau régional et local, mais peuvent l'être mieux au niveau de l'Union, en raison des dimensions ou des effets de l'action envisagée. Le principe de fonctionnement de la subsidiarité n'est en fait explicité que de façon partielle, ce qui ne permet pas de délimiter ni les objets de l'intervention, ni les moyens pour y aboutir.

Dans la mesure où la politique environnementale européenne est d'abord de nature réglementaire, la délimitation des compétences est intrinsèquement liée au pouvoir juridique. En référence aux outils réglementaires décrits auparavant, on se concentre alors sur la transposition

des directives et le degré plus ou moins fort d'autonomie qu'elles peuvent conférer à leur mise en œuvre. On peut en effet scinder les directives environnementales en deux grandes catégories. Les directives de formulation générale comme les « directives cadres » jouent en faveur d'une autonomie dans leur transposition nationale, à savoir : le choix des instruments de politique et la répartition des objectifs (e.g., de réduction des émissions dans le cas des politiques de l'air, du bon état écologique des masses d'eau en matière de qualité de l'eau). Les directives cadre laissent par la même occasion une marge de manœuvre discrétionnaire au niveau de chaque Etat. Un second type de directives détaille à la fois les moyens à mettre en œuvre et les objectifs à atteindre. Dans la situation où l'autonomie des territoires locaux d'un Etat membre est faible, la mise en œuvre de telles directives introduit une certaine centralisation des compétences au niveau de la Commission. La directive du 15 juillet 1980 (80-778) relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine fait par exemple partie de cette catégorie de directives.

Prescrit sous cette forme, le principe de subsidiarité présente des propriétés contradictoires avec l'objectif de l'harmonisation des règlementations à l'ensemble des Etats Membres. La volonté de standardisation des règlementations nationales peut être contrecarrée par le cadre institutionnel de leur mise en œuvre, qui serait dévolue à des entités qui présentent une hétérogénéité dans les modes de fonctionnement a priori très marquée. En effet, une notion qui sous-tend l'élaboration et la mise en œuvre des politiques européennes est celle d'harmonisation des règles dans chacun des Etats-membres, dans la mesure où elle intègre la raison première de la construction européenne, le marché commun. L'harmonisation des politiques entre tous les Etats membres est avancée comme un préalable et un garant de la compétitivité sur les marchés, en évitant les distorsions de concurrence entre les firmes. Dans le domaine environnemental, la tension entre le principe de subsidiarité et les conditions nationales de réduction des émissions polluantes des activités productives relève d'une appréciation différente des coûts. On peut en effet raisonner de deux manières : envisager que chaque Etat membre se conforme de manière « idéale » à la législation, ou au contraire se limite à chercher une certaine correspondance entre les objectifs assignés et le niveau de protection environnementale atteint. L'ampleur de ce décalage qui peut exister entre le modèle national et les exigences européennes conditionne le niveau des coûts liés à la mise en conformité des politiques nationales. Les délais pris par les Etats membres pour transposer les directives dans les textes de droit pourraient faire penser qu'un tel décalage existe et reste important.

Les coûts d'implémentation d'une réglementation particulière peuvent différer d'un pays à un autre, étant donné leur processus institutionnel. Dans ce contexte, la mise en application de la législation environnementale européenne est le fruit d'une relation entre les Etats-Membres et la

Commission dont la nature est orientée par un cadre coopératif (Demmke, 2001). La Commission ne dispose en effet que de très peu de moyens de contrôle, et en dépit de la création d'une Agence Européenne de l'Environnement, celle-ci n'a pas de pouvoir supplémentaire, un pouvoir limité qui est imposé par le principe de subsidiarité. La coordination des informations transmises par les Etats Membres et la mise en œuvre d'approches stratégiques du management administratif sont ainsi des pistes empruntées par la DG environnement pour améliorer la réflexion sur les moyens d'améliorer l'implémentation de la législation européenne. La création de l'European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law (IMPEL) en est une manifestation concrète et souligne par la même la faiblesse du cadre institutionnel de la politique environnementale européenne.

1.1.3. Le processus de transposition réglementaire face aux contraintes institutionnelles des Etats

L'Union européenne ne dispose pas d'administration décentralisée. En outre, elle n'a pas de moyens de contrôle des comportements privés. Elle ne peut pas par conséquent procéder de façon autoritaire à l'application des lois qu'elle formule à l'adresse des agents économiques visés. Le processus de mise en conformité des lois nationales avec les lois européennes repose donc intégralement sur les efforts entrepris par les Etats membres, dont le contrôle et la surveillance par la Commission procède en plusieurs étapes distinctes. Demmke (2001) résume ces étapes en trois points clés : i) la notification de la transposition des directives et règlements européens, ii), la conformité des mesures entreprises avec les normes européennes auxquelles elles font référence, et iii) l'application proprement dite. Ces différentes étapes sont alimentées par les informations envoyées par les Etats Membres.

Comparativement à d'autres domaines de la politique européenne, le domaine de l'environnement est celui qui connaît le plus de résistance en matière de mise en œuvre des réglementations. En effet, la Direction Générale de l'Environnement est l'organe de la Commission qui enregistre le plus de cas de contentieux à la fois en termes d'infractions que de dossiers en cours d'investigation. A la fin de l'année 2009, la Direction enregistrait 451 cas d'enquête (figure 1). Ces dossiers sont comptabilisés lorsqu'ils concernent à minima la première étape légale conformément à l'article 258 du traité sur le fonctionnement de l'Union européenne, suite à une interrogation de la part de la Direction envers le contenu d'une notice formelle d'un Etat membre (qui intervient au cours du processus de surveillance de l'application des lois par la commission).

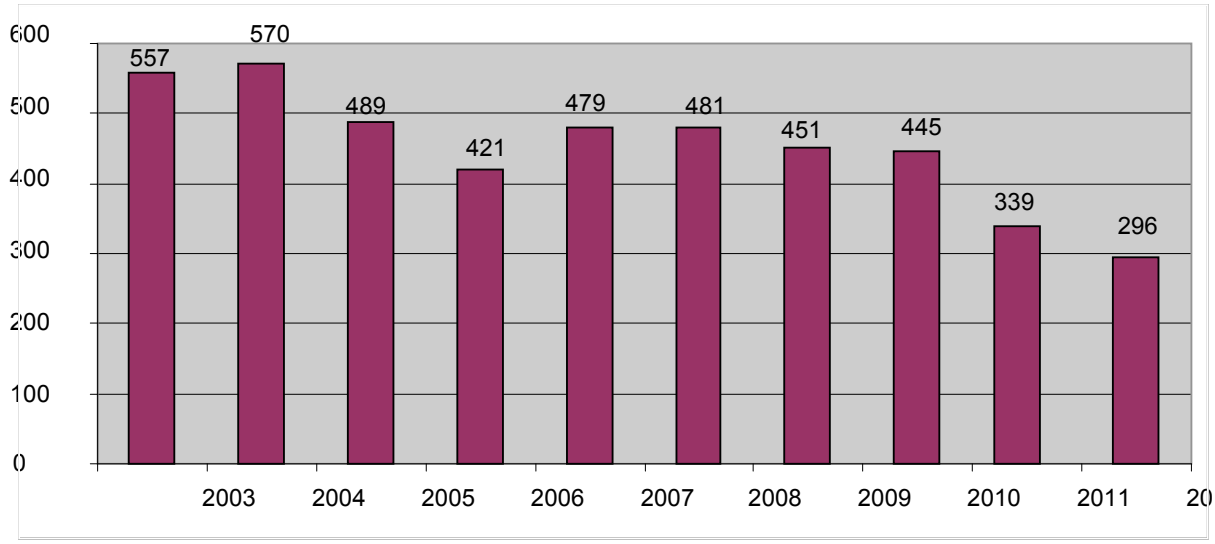


Figure 1 : Nombre de contentieux par année (2003-2012) concernant la mise en œuvre des directives européennes dans le domaine de l'environnement (Source : DGE, 2013)

D'une manière générale, une directive quand elle est énoncée contient le délai dans lequel elle doit être transposée dans les droits nationaux. Cette phase fait l'objet d'une surveillance continue de la part de la commission européenne, dans la mesure où l'information sur les mesures prises au niveau national doit lui être communiquée. Cette phase peut être source de deux sortes d'irrégularités : le retard et/ou la non-communication de la transposition, et la non-conformité de la transposition avec la directive d'origine. Pour ce dernier cas, les situations types sont clairement identifiées[11].

La seconde phase qui est à distinguer de la procédure de transposition est la phase d'application ou d'implémentation, qui correspond à l'ensemble des mesures prises au niveau national pour atteindre les objectifs assignés par la directive. L'attention est alors portée sur les obligations secondaires, ensemble de mesures destinées à concrétiser l'entrée en application de la directive : elles peuvent impliquer de nouveaux règlements, la mise en œuvre d'investissements

[11] L'arrêt 3/2005 de la Cour des Comptes européenne énumère les cas de non-conformité :

- utilisation de termes ou de définitions différents de ceux figurant dans la directive
- transposition incomplète de certaines dispositions
- transposition erronée de la directive
- introduction de termes ou d'éléments qui ne sont pas prévus dans la directive
- transposition effectuée sans que le contexte communautaire soit pris en considération
- contradictions dans la directive même

et/ou la construction d'infrastructures, la désignation et la mise en œuvre de zones protégée ou d'aires sous statut spécial etc… Ce sont sur les obligations secondaires que portent le plus grand nombre de procédures d'infractions, comme l'atteste la figure 2.

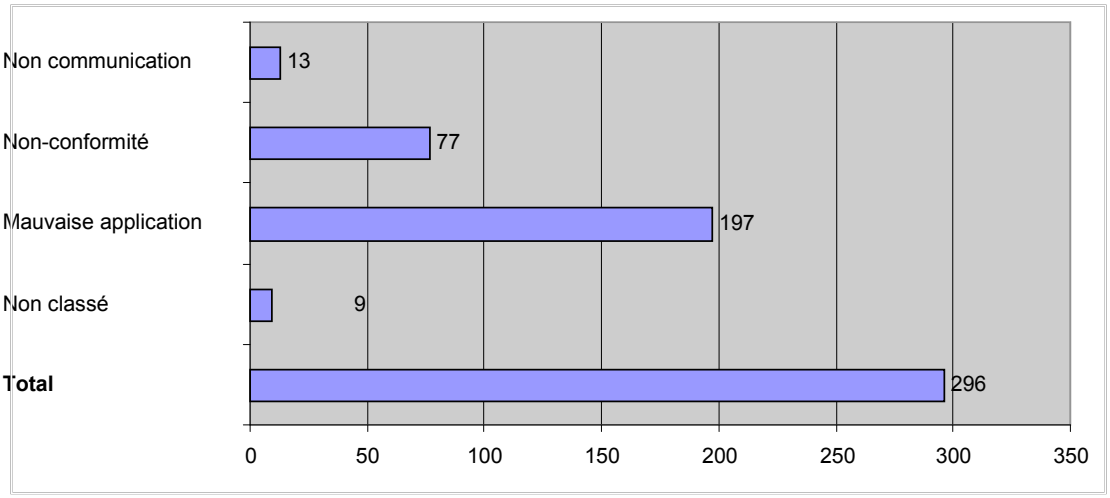


Figure 2 : Infractions par types dans le domaine de l'environnement en 2012 (Source : DGE, 2013)

La figure ci-dessus montre les différentes catégories de cas poursuivis par la Commission en termes d'infractions. Si on considère l'ensemble des cas de la Commission, les cas pour lesquels la Direction de l'environnement enregistre les plus fort pourcentages renvoient à la fois aux cas de non-conformité et aux cas de mauvaise application. Les cas liés à la non-conformité peuvent être expliqués par le fait que la Direction a dû évaluer systématiquement la conformité de la transposition des lois au niveau national, en incluant les anciennes directives ; les cas de mauvaise application montrent bien les défis pratiques de la mise en œuvre des lois européennes, en particulier quand elles concernent le développement d'infrastructures (Direction Générale de l'Environnement, 2013).

Depuis un certain nombre d'années cependant, les pays membres dont la France ont déployé des efforts importants pour limiter les infractions aux réglementations européennes. La France reste encore parmi les mauvais élèves au regard des contentieux en matière de droit d'environnement, en étant le 5ème Etat-membre de la zone en nombre total d'infractions à l'égard des politiques environnementales (cf. figure 10 en Annexe 2). Les domaines de contentieux les plus importants sont notamment l'eau (32% des cas) et le traitement des déchets (28% des cas).

1.2. La nécessité d'une cohérence multisectorielle : le principe d'intégration et ses limites

L'introduction du principe d'Intégration des Politiques Environnementales (EPI, *Environmental Policy Integration*) par le Traité d'Amsterdam en 1997, vient compléter la lecture des forces institutionnelles qui président à la formulation de la politique environnementale européenne. Les fondements de l'inscription de l'EPI dans le Traité de 1997 tiennent de la nécessité de répondre à la crise de légitimité d'une approche réglementaire *command and control,* qui impose des coûts importants aux acteurs économiques sans pour autant apporter une amélioration comparable de la qualité environnementale (Lenschow, 2002). En cela, l'EPI brise la conception d'une primauté des objectifs économiques sur les objectifs environnementaux, comme le renoncement à une approche négociée - d'un *no trade off* - dans l'articulation des objectifs des secteurs économiques et les enjeux de protection en matière d'environnement : "*the relevance of integration for moving towards sustainable development is straightforward: if environmental factors are not taken into consideration in the formulation and implementation of the policies that regulate economic activities and other forms of social organization, a new model of development that can be environnementally and socially sustainable in the long term cannot be achieved"* (Liberatore, 1997, p. 107). Dans cette mesure, l'EPI est un principe prioritaire d'intégration des préoccupations environnementales à un niveau plus amont du processus de formation des politiques des secteurs dits « non-environnementaux ». Cela rejoint les propos de Collier (1994), pour qui la notion d'intégration doit permettre d'en finir avec des politiques environnementales élaborées de façon ad hoc.

Le contenu normatif de l'EPI se heurte cependant à sa conception positive. En d'autres termes, l'EPI comme tout principe doit « faire face à la dure réalité des politiques sectorielles » (Lenschow, 1997, 1999). Collier (1994) avait déjà anticipé qu'il fallait être attentif à la manière dont le principe d'intégration avait des implications différentes aux différents stades des politiques publiques : i) l'adoption du principe d'intégration comme un objectif explicite, ii) le principe d'intégration dans la formulation des politiques, iii) la traduction du principe dans les mesures qui sont prises, et iv) la mise en œuvre de ses mesures par les agences nationales ou d'autres acteurs. Il existe en effet un degré de consensus à l'égard du principe d'intégration dans les étapes de formulation, mais les difficultés interviennent souvent au stade de la mise en œuvre.

En suivant les propos de Liberatore (1997), l'intégration des politiques environnementales relève de six dimensions. La première est sectorielle et concerne l'objectif premier du principe d'intégration, à savoir l'introduction des considérations environnementales dans les autres politiques. La seconde peut être de considérer l'intégration comme une condition de la réussite des politiques environnementales, à savoir que de nombreux problèmes environnementaux ont besoin d'être traités avec plusieurs secteurs simultanément (il suffit de penser à l'exemple du

problème du changement climatique et celui de la diminution de la couche d'ozone, avec la régulation des émissions du secteur du transport et du secteur de l'énergie). Les quatre autres dimensions renvoient aux moyens, ou aux obstacles à surmonter pour la mise en œuvre des politiques environnementales.

Un premier type d'obstacle est de réussir à prendre en compte les échelles spatiales et temporelles. L'interaction de différentes échelles spatiales pose notamment un défi d'ampleur étant donnée leur diversité : l'espace économique des activités qui ont un impact sur l'environnement, l'espace géographique de l'environnement affecté qui diffère de l'espace économique au regard de sa cohérence écologique, l'espace institutionnel des autorités pertinentes et des instruments de politiques, et l'espace culturelle des valeurs à l'égard de l'environnement. La dimension temporelle recouvre quant à elle le temps de la détérioration écologique et le temps de réponse à sa réhabilitation (décision politique, recherche scientifique, investissements économiques, changement des attentes sociales). Un second type d'obstacle est de nature organisationnelle, les compétences territoriales des autorités en charge de la protection environnementale ne correspondent pas toujours avec l'aire des problèmes environnementaux. Un troisième type d'obstacle se réfère au nécessaire élargissement de la gamme des instruments de politiques. Enfin un dernier obstacle renvoie à la dimension redistributive des politiques environnementales, en effet la mutualisation des coûts et/ou des bénéfices est cruciale pour l'opérationnalisation et l'intégration des objectifs environnementaux dès l'élaboration des politiques.

Cette extension des préoccupations environnementales à l'ensemble des secteurs d'activités se heurte cependant à des difficultés similaires à celles soulevées par l'harmonisation des règles et la délimitation des compétences entre l'UE et les Etats Membres. Pour des raisons étroitement liées à l'histoire de la construction européenne (à laquelle le principe de subsidiarité prend part), le processus d'intégration des politiques environnementales européennes est confronté à une hétérogénéité de structures et modes d'administration des différents secteurs comme l'attestent les détails fournis dans le Tableau 1 ci-dessous.. Lenschow (2002) relève qu'à cet effet, le principe d'intégration n'est en rien une évidence pour toutes les parties impliquées : *«ceux qui portaient la responsabilité de l'échec des politiques dans le domaine environnemental et recherchaient des solutions pour y remédier, et ceux qui allaient en subir les implications n'étaient pas les mêmes"* (Lenschow, p.5, traduit par nous).

	Acteurs-cibles	Nombre d'acteurs	Questions scientifiques/ technologiques	Niveau d'interven-tion des Etats Membres	Niveau d'interven-tion de l'UE	Instruments de politique à l'échelle européenne
Agriculture	Producteurs Consommateurs	Nombreux mais rassemblés	Faible importance	Elevé	Elevé	Soutien financier
Transport	Gouvernements Producteurs Industrie pétrolière Opérateurs/ sphère publique	Nombreux	Changement sur le long terme	Elevé (national et local)	Faible	Support financier limité Régulation
Energie	Gouvernement Producteurs Consommateurs	Limité	Changement sur le long terme	Elevé	faible	Support financier limité Régulation Mesures fiscales
Industrie	Producteurs Consommateurs	Limité (mais varie entre les secteurs)	Changement sur le moyen terme	Moyen	Moyen	Régulation
Marché interne	Producteurs Consommateurs	Nombreux	Degré moyen – questions scientifiques	Faible	Elevé	Régulation
Développement	Gouvernements Producteurs ONG/public	Relativement limité	Faible	Moyen	Moyen	Soutien financier/ commerce
Economie et finance	Gouvernement Population/ Personnes taxées	Limité	Faible	Elevé	Faible	Mesures fiscales/ Régulation
Affaires générales et relations externes	Gouvernements (politiques régionales) Gouvernements et organisations internationales (échanges extérieurs/politiques étrangères) Producteurs Consommateurs	Relativement Limité	Faible	Faible (commerce) Elevé (régions) Elevé (politique étrangère)	Elevé (commerce) Moyen (régions) Faible (politique étrangère)	Soutien financier, commerce, diplomatie
Pêche	Producteurs Consommateurs	Nombreux mais peu rassemblés	Science-haute importance	Faible	Elevé	Régulation

Tableau 1 : Structures et modes d'administration de chacun des secteurs visés par l'EPI (Source : Agence européenne de l'environnement, 2005)

Aussi, on peut s'attendre à des opportunités d'intégration des politiques environnementales plus importantes pour les secteurs dont le niveau d'intervention est une prérogative pour l'UE.

C'est le cas notamment de l'agriculture, de la pêche, ou des engagements pris par l'UE pour les affaires internationales. Le cas du transport offre quant à lui des perspectives moins évidentes dans la mesure où le pouvoir de régulation est dévolu aux Etats-Membres, qui se retrouvent à coordonner leurs efforts, en tenant compte de l'éclatement de leur pouvoir administratif (la nécessité d'impliquer plusieurs ministères) et l'hétérogénéité des acteurs économiques et de leurs intérêts (consommateurs, acteurs des filières énergétiques). Il faut effectivement souligner que l'EPI est communément entendue comme un « greening des secteurs », ce qui suggère une évolution de l'organisation administrative à l'échelle nationale par la création d'une entité (un ministère de l'environnement) qui serait transversale aux autres ministères en ce qui concerne les objectifs environnementaux ; et l'évolution de la nature des réglementations qui s'appliquent aux Etats membres, pour les modifications qui relèvent de la compétence de l'UE. Sur ce second aspect, la section qui suit détaille les changements opérés jusque là à travers les Plans d'Action Environnementale qui se sont succédés depuis 1970.

Section 2. L'approche réglementaire européenne à l'épreuve de la complexité des enjeux environnementaux

Une remarque récurrente qui vient à l'examen rapide de la politique environnementale européenne est celle de la nature essentiellement réglementaire des instruments choisis, en dépit d'un panel d'outils existants plus large. On peut notamment observer que les leviers fiscaux ne sont pas utilisés jusqu'à maintenant. La mise en œuvre de systèmes de permis négociables reste embryonnaire, hormis le cadre relativement récent du système communautaire d'échange de quotas d'émissions (SCEQE). Une des raisons principales à ce choix peut être. de nature politique. Pendant très longtemps, de nombreux Etats membres se sont opposés à étendre les pouvoirs de l'UE au financement de leur politique environnementale en exprimant la crainte que cette dernière gagne en influence sur les politiques nationales. L'adoption de la taxe carbone sur les énergies, un projet proposé lors de la présentation de l'ambitieux programme sur le changement climatique de la Commission lors du Sommet de Rio, mais finalement rejeté par le Conseil Européen (qui réunit les chefs des Etats membres) en est un parfait exemple.

Aussi, si la politique environnementale a conservé sa nature essentiellement réglementaire, l'utilisation de la planification en est la pierre angulaire. Les plans d'Action pour l'Environnement (PAE) sont le reflet de ce processus top-down avec la Commission comme maître de l'agenda. Sur un plan juridique pourtant, les PAE n'ont pas force de loi, mais doivent plus être interprétés comme un cadre de référence et d'orientation des actions que la Commission compte entreprendre. A travers les PAE qui se sont succédé, la politique environnementale est un

exercice de composition de la Commission sur deux bases : l'évolution de son approche des enjeux environnementaux et son nécessaire corollaire, l'évolution du contenu de la réglementation.

2.1. Les PAE successifs au prisme des enjeux environnementaux portés par la Commission

Les origines des politiques environnementales européennes datent des années 1970 et trouvent principalement leurs racines dans les maux du développement économique. Le premier Plan d'Action pour l'Environnement (1973-1977) initie une approche compréhensive des impacts des politiques (sectorielles) dans une perspective de limitation des activités dommageables à l'environnement. Les normes qui en résultent caractérisent des politiques purement command-and-control et « en bout de chaîne », qui plus est par « secteurs » environnementaux (*environmental medias*) : l'eau, les déchets, les sols, l'air (Scheuer, 2005). Par ailleurs, ces politiques imposent des coûts importants aux acteurs économiques, sans qu'un progrès manifeste de l'état de l'environnement soit observé. Pour l'essentiel, les politiques environnementales sont considérées comme du ressort de la Direction Générale de l'environnement de la Commission et non comme une responsabilité commune (Lenschow, 2002). Le second Programme d'Action pour l'Environnement (1977-1981) prolonge cette approche en élargissant l'étendue des enjeux environnementaux, et notamment l'établissement de normes pour l'eau et la qualité de l'air. Dans l'ensemble de cette période (1973-1981), l'enthousiasme des débuts de la politique environnementale européenne est contrebalancé par le contexte économique d'alors, bien qu'un bon nombre de directives soient initiées, notamment pour l'eau et les déchets.

Le troisième PAE (1982-1986) et le quatrième (1987-1992) marquent une rupture des approches proposées antérieurement. Au cours de la première période, la production de standards d'émissions fait notamment l'objet de volontés d'harmonisation afin d'éviter des distorsions dommageables en termes de compétitivité pour l'industrie. En effet, la réglementation des émissions n'est pas neutre quant à ses impacts sur les coûts de mise en conformité. Par opposition à cette approche réglementaire qui visait plutôt la qualité environnementale dans les deux programmes précédents, le troisième et le quatrième PAE ont ainsi privilégié une réglementation des usages avec des politiques visant l'amélioration des technologies en bout de chaîne. Elles ont permis d'envisager l'usage efficace des ressources et la mise en œuvre d'un contrôle transversal aux Etats Membres. C'est notamment le cas pour la politique de l'air (équipements automobiles), de lutte contre le bruit (infrastructures immobilières) et de gestion des risques sur les sites industriels.

Cette seconde vague de PAE vient affirmer l'élaboration des politiques environnementales à une échelle de décision supranationale afin d'éviter toute mesure nationale créatrice de distorsions. L'entrée en vigueur de l'Acte Unique en 1987 ouvre le chemin vers le Traité de Maastricht 5 ans plus tard et élargi les compétences de la CEE dans trois domaines, dont l'environnement[12]. Cette étape dans le droit communautaire marque un approfondissement de la dimension environnementale des politiques européennes, qui n'est plus vue comme une dimension additive, mais comme un facteur à part entière du processus de production fondant les différents secteurs économiques (voir encadré 1). On passe alors d'un cadre réglementaire plutôt guidé par la compétitivité extérieure des industries européennes, pour lequel la priorité est de ne pas constituer d'entraves au commerce et au libre échange des biens et services, à un cadre réglementaire qui vise la soutenabilité des activités économiques. Ce changement de paradigme débouche sur deux phénomènes majeurs. Le premier est d'imposer une évaluation d'impact environnemental même pour les secteurs économiques stratégiques « dans une perspective d'intégration avec les autres politiques communautaires » (Herodes et al., 2007). Cinq secteurs stratégiques sont notamment identifiés : l'agriculture, l'énergie, l'industrie et le tourisme. Le second phénomène renvoie au fait que la Commission reconnaît les vertus d'autres types d'instruments comme les incitations économiques, et initie les réflexions et la mise en place de taxes, subventions ou des permis d'émissions négociables (cf., la réforme de la PAC, en 1992).

Le 5ème PAE (1992-1999) devait ainsi reprendre et concrétiser les références aux notions suivantes : la soutenabilité, une approche intégrée des secteurs économiques comme solution aux approches précédentes (end-of-pipe et command-and-control), l'ouverture et la concertation à un public plus large et une déconcentration de la gestion, notamment à destination des organisations environnementales et des collectivités locales. Cependant, de nombreux obstacles conduisent ce cinquième plan à l'échec : l'opposition de certains Etats Membres en regard notamment des coûts perçus pour l'économie, la difficile ratification du Traité de Maastricht en 1992, et l'effet conjugué du contexte économique difficile.

Le sixième Plan (2002-2012) inaugure un changement institutionnel en effectuant un virage vers une approche holistique de l'environnement. Quatre questions environnementales prioritaires sont mises en avant : le changement climatique, la nature et la biodiversité, la santé environnementale et les ressources naturelles et les déchets. Ces quatre priorités sont abordées à travers sept stratégies thématiques qui recouvrent la qualité de l'air, l'environnement marin,

[12] Ainsi que la Recherche et Développement, et la Politique Etrangère commune.

l'usage soutenable des pesticides, l'environnement urbain, la durabilité des ressources, le recyclage des déchets et la gestion des sols. Cette configuration implique la mobilisation des stakeholders, la communauté scientifique, les différentes Directions Générales et les Etats Membres pour définir les objectifs et développer les options de politiques pour les atteindre. Cette nouvelle organisation institutionnelle renforce le rôle de la DG Environnement en mettant plus l'accent sur les stratégies thématiques que sur les secteurs.

L'influence de l'EPI au cours des PAE successifs

Dans les deux premiers PAE, le besoin d'une approche environnementale intégrée fait seulement l'objet d'une allusion. Le principe est mis explicitement en avant dès le troisième Plan (JO, Section I, 8, 1983) : *« the Community should seek to integrate concern for the environment into the policy and development of certain economic activities as much as possible and thus promote the creation of an overall strategy making environmental policy part of economic and social development. This should result in a greater awareness of the environmental dimension, notably in the fields of agriculture (including forestry and fisheries), energy, industry, transport and tourism".*

Le quatrième PAE consacre un espace plus important à la discussion sur l'intégration dans les autres politiques communautaires et des manières de développer des procédures internes pour s'assurer que l'intégration de la dimension environnementale se réalise de façon routinière dans les autres domaines (JO, 1986). Le cinquième ainsi que le sixième plans réservent une priorité à une approche intégrée. Le cinquième plan avance notamment cinq secteurs clés comme des cibles prioritaires. C'est également au sein de cette cinquième génération de PAE que les limites de l'approche top-down sont officiellement reconnues dans le domaine environnemental et que le recours aux *soft laws* est évoqué.

En définitive, la chronologie des PAE permet de distinguer trois grandes approches des enjeux environnementaux (« défis » dans la sémantique de la Commission, cf. tableau 2). La première phase (1970-1980) correspond à une conception en termes d'externalités négatives des problématiques environnementales. Elle se focalise sur la réduction des pollutions locales, à travers des standards définis sous forme de seuil d'émissions polluantes à ne pas dépasser. Une seconde phase prend en compte le caractère diffus des problèmes environnementaux (1980/1990), où la multiplication des sources d'impact soulève la complexité des pressions sur l'environnement et la nécessité de sensibiliser le public, ou plus précisément l'ensemble des parties prenantes. Une troisième phase enfin (1990/2000 jusqu'à aujourd'hui) reconnaît les réalités d'une dégradation de l'environnement à l'échelle globale et la multiplicité des interdépendances à différentes échelles sociales, spatiales et temporelles. Cette complexification donne lieu à une approche fonctionnelle des enjeux environnementaux en phase avec les prescriptions du Millenium Ecosystem Assessment (2005), et dans le même temps de mieux s'adapter au changement climatique. Les ressources naturelles et la biodiversité retrouvent une attention particulière dans la mesure où ils sont les supports de l'ensemble des biens et services écosystémiques qui contribuent au bien-être humain.

En considération sur la période	Le changement climatique	Nature et biodiversité	Ressources naturelles et déchets	Environnement et santé
1970-1980 (jusqu'à aujourd'hui)		Protection d'espèces et habitats sélectionnés	Améliorer le traitement des déchets pour contrôler les substances dangereuses, réduire l'impact de l'élimination des déchets ; réduire les impacts des décharges et déversements	Réduire les émissions de certains polluants dans l'air, l'eau, le sol ; améliorer le traitement des eaux usées.
Années 1990 (Jusqu'à aujourd'hui	Réduire les émissions de gaz à effets de serre de l'industrie, des transports et de l'agriculture ; augmentation de la part des énergies renouvelables	Etablir les réseaux écologiques ; gérer les espèces envahissantes ; réduire la pression de l'agriculture, foresterie, pêche et transports	Recycler les déchets ; réduire la production de déchets grâce à une approche de prévention.	Réduire les émissions de polluants provenant de sources communes (telles que bruit et pollution de l'air lié aux transports) dans l'air, l'eau, le sol ; améliorer la réglementation des substances chimiques
Années 2000 (jusqu'à aujourd'hui)	Mettre en place des approches économiques, des incitations comportementales envers les enjeux de consommation ; partager les charges globales d'atténuation et d'adaptation	Intégrer les services écosystémiques liés aux changements climatique, l'utilisation de la ressource et la santé ; comptabilité de l'utilisation du capital naturel (l'eau, les terres, la biodiversité, les sols) dans les décisions sectorielles	Améliorer l'efficacité de l'utilisation des ressources (matériaux, nourriture, énergie, eau) et de la consommation face à la demande croissante, la réduction des ressources et de la concurrence ; productions plus propres	Réduire l'exposition combinée des personnes aux polluants nocifs et d'autres agents stressants ; mieux relier santé publique et de l'écosystème

Tableau 2 : Evolution des enjeux et défis environnementaux (Source : EEA, 2010).

2.2 Les soft-law et la gouvernance multi-niveaux comme solution institutionnelle

Longtemps caractérisée par une approche top-down technocratique, la mise en œuvre de la politique environnementale européenne est en train de connaître des changements substantiels. Jusqu'à récemment les citoyens européens ne disposaient que de très peu d'outils de porter à connaissance. Les moyens leur permettant d'influencer l'implémentation des directives au-delà de l'effet direct de la loi communautaire sur les règlementations nationales sont les recours devant la Commission, les pénalités financières dans le cas de non-respect des directives, la demande d'accès à l'information, et éventuellement la pression politique sur différentes institutions. Le rôle

du citoyen est cependant susceptible d'être renforcé. Une première approche défend dès 2001 les concepts d'ouverture, de transparence et de participation. Cet élément est d'autant plus important qu'il est introduit dans les processus de décision[13]. Le texte de la Convention d'Aarhus entériné en 2003 pose quant à lui la dimension citoyenne de la politique environnementale autour de trois piliers : l'accès à l'information, la participation au processus de prise de décision, et l'accès à la justice environnementale.

De nouvelles stratégies d'élaboration de politiques (*new governance strategies)* ont ainsi vu le jour au tournant des années 2000. Les propositions émises alors ont pour objectif de développer et généraliser les pratiques de la consultation et la participation, mais aussi d'introduire plus de flexibilité pour les Etats Membres lors de la mise en œuvre des politiques environnementales européennes. Deux évènements préfigurent le recours accru aux *soft laws* : la Convention d'Aarhus (1998) et le Livre Blanc sur la gouvernance Européenne (2001) (cf. tableau 3).

Evènement	Portée de l'évènement
1986 – Signature Acte Unique Européen	Donne une base légale à la politique environnementale
1992 – Traité de Maastricht	Etablit la politique environnementale comme une des priorités de l'UE
1997 –Traité d'Amsterdam	Introduction de l'EPI dans le droit primaire européen
2001 - Livre Blanc sur la Gouvernance	Mise à l'agenda d'une réforme de la gouvernance européenne sur les critères d'ouverture, participation, responsabilité, efficacité, cohérence
2003 : signature de la Convention d'Aahrus	Trois droits fondamentaux pour les citoyens et les associations qui les représentent accès à l'information environnementale participation au processus décisionnel accès à la justice environnementale

Tableau 3 : Les différents évènements fondateurs de la politique environnementale européenne

La Convention d'Aarhus (1998) repose notamment sur trois piliers :

- le droit d'accès à l'information (articles 4 et 5)
- la participation du public à l'élaboration des décisions (articles 6 à 8)
- le droit d'accéder à la justice en matière environnement.

Les Etats qui se sont constitués parties prenantes à la Convention s'engagent à intégrer ces trois droits de manière simultanée pour toute décision publique ayant trait à l'environnement. Le

[13] il est d'ailleurs inséré dans le contenu de la DCE (directive cadre sur l'eau).

droit à la participation et à l'élaboration des décisions fait l'objet d'une attention particulière. Il s'agit en effet d'éviter l'écueil d'une participation fictive, en associant le public au début du processus d'élaboration des politiques, lorsque les options sont encore ouvertes. Bien que les résultats de la participation doivent être pris en compte, la traduction qui en est faite est laissée à l'appréciation des Etats signataires. En France, la convention est approuvée en 2002[14], et prend effet pour la réglementation européenne en 2003, lors de l'adoption d'une Directive portant sur l'accès à l'information en matière d'environnement.

Par ailleurs, le Livre Blanc sur la gouvernance européenne de 2001 apporte une modification dans la tradition législative de la politique européenne qui auparavant était guidée par le principe d'harmonisation. Le livre promulgue cinq principes (l'ouverture, la participation, la responsabilité, l'efficacité et la cohérence) qui vont permettre de penser trois innovations institutionnelles permettant de faciliter la mise en œuvre des mesures communautaires. Premièrement, l'emploi de directives-cadres se justifie par la nécessité d'une plus grande flexibilité vis-à-vis de la voie règlementaire classique, en permettant le simple recours à *« une législation primaire limitée à des éléments essentiels (droits et obligations fondamentaux, conditions de leur mise en œuvre) »* (Livre Blanc, p.25). La conception de modes de coordination non contraignants des politiques publiques des différents Etats membres[15], peut quant à elle être interprétée comme le moyen permettant à la Commission de rester dans le processus de décision, dans une période de forte remise en question de son rôle, et afin de lutter contre le poids grandissant de la relation Parlement Européen-Conseil Européen (Héritier, 2001). Le Livre Blanc propose alors deux méthodes mettant en scène des acteurs différents : la méthode de co-régulation, une méthode *« [qui] associe des mesures législatives ou réglementaires contraignantes* (contrôles de conformité) *à des mesures prises par les acteurs les plus concernés en mettant à profit leur expérience pratique »* ; la méthode ouverte de coordination qui invite à la coopération et à l'échange de bonnes pratiques entre Etats

[14] Loi n°2002-285 du 28/02/2002, publiée par décret le 12/09/2002

[15] En matière d'analyse de nouvelles formes de gouvernance, certains auteurs tels qu'Eberlein et Kerwer (2004) préconisent de se pencher sur la méthode ouverte de coordination plutôt que sur le contenu du Livre Blanc : *«We argue that programmatic pronouncements on the importance of new governance strategies, like those expressed inthe White Paper on European Governance (Commission, 2001), are a rather poor guide to their actual usefulness or relevance. A growing body of empirical evidence on new modes of governance, and the open method of co-ordination in particular, does provide a much better starting point and basis for an assesment » (p.122).* Pour d'autres, le Livre Blanc fut un instrument politique dont s'est servie la Commission pour reprendre du poids sur la prise de décision au niveau supranational, dans une période de forte remise en question et afin de lutter contre le poids grandissant de la relation Parlement Européen-Conseil Européen (Héritier, 2001). Nous considérons pour notre part que le contenu sélectionné dans le Livre Blanc est pertinent en vertu de la problématique du chapitre et de la littérature qui est mobilisée dans ce point précis.

membres. Cette approche bottom-up ne peut cependant être employée qu'au cas par cas (Livre Blanc, p.26). Autrement dit, lorsqu'il est possible d'employer la méthode communautaire, celle-ci est retenue de préférence.

Ces deux types de méthodes comportent des avantages en minimisant la résistance politique des acteurs qui supportent les coûts de mise en œuvre : les acteurs privés dans le cas de la co-régulation, et les acteurs publics dans le cas de la coordination ouverte. Lors du développement des outils de politiques, les acteurs sont en position de discuter les objectifs des politiques et les instruments qui seront utilisés. Par contre, le potentiel d'instrumentalisation est élevé, dans la mesure où ces mêmes acteurs sont parties prenantes au processus d'élaboration de la politique et que leurs incitations seront prises en compte. Par ailleurs ces instruments de coordination laissent toute la place à une incertitude juridique, ce qui d'ailleurs constitue la critique centrale dont ils ont fait l'objet (Héritier, 2001).

Ce nouveau mode de fonctionnement tel qu'il est invoqué implique alors la participation la plus large possible. Il sous-tend l'initiation d'un processus bottom-up, et notamment une évolution des formes d'action à des échelons autres que l'échelon central qui ne sont pas anticipés au niveau de l'arène européenne. Pour accompagner une telle évolution, les solutions institutionnelles proposées souhaitent impulser un système de gouvernance environnementale caractérisé par la flexibilité et une capacité à répondre aux problèmes environnementaux en correspondance avec leur dimension physique et sociale (Paavola, 2007 ; Young 2002). Les problèmes environnementaux se posent en effet à différentes échelles écologiques et socio-spatiales, avec une causalité qui n'est pas unidirectionnelle (Cash et al., 2006). La diversité des parties prenantes, combinée à la complexité des besoins en matière de protection et de production de biens et services environnementaux à leur échelle écologique pertinente, convoque alors la nécessité d'une gouvernance multi-niveaux (Bache et Flinders, 2004 ; Hooghe et Marks, 2004).

La notion de gouvernance multi-niveaux désigne cette nouvelle forme d'exercice de l'autorité publique, et la variété des relations non seulement entre différents niveaux de gouvernement (dimension verticale) mais également les relations de collaboration entre les différentes organisations institutionnelles à l'échelle locale (dimension horizontale)[16]. Elle permet d'appréhender de manière fonctionnelle les relations entre les différentes entités institutionnelles autour d'un problème public donné. Les auteurs qui défendent cette approche multi-niveaux

[16] Voir par exemple les travaux de l'OCDE sur ce sujet : www.oecd.org/gov/regional/multilevel

contestent l'idée que seules les institutions locales ont l'autorité légitime et la compétence pour intervenir sur le local. Ils souhaitent par la même occasion attirer l'attention sur le rôle et la place d'autres organisations institutionnelles qui agissent aux échelles différentes (spatiales, administratives) de décision et de gestion, en matière environnementale. Un système de gouvernance environnementale multi-niveaux serait donc un modèle pour le cas européen (Bache et Flinders, 2005).

Le modèle prôné par les tenants de la gouvernance multi-niveaux suscite néanmoins de nombreux travaux critiques, étant données ses propres faiblesses en matière environnementale. Il n'est pas sûr que la gouvernance multi-niveaux ait permis d'améliorer l'implémentation des politiques environnementales, et favoriser l'efficacité environnementale des instruments (voir Newig et Fritsch (2010) pour un expose détaillé des raisons de ces défaillances). Newig et Fritsch ne parviennent pas par exemple à établir une corrélation entre échelles spatiales de décision (globales versus locales) et efficacité de la gestion environnementale. De ce fait, l'introduction de la dimension locale dans les réflexions autour de la gouvernance de la mise en œuvre des politiques réglementaires européennes reste un enjeu de recherche peu investi, et cela dans un contexte politique marqué par la multiplication des acteurs, du fait de l'évolution même des principes qui dictent les modes opératoires de cette gouvernance, mais aussi de la multiplication des échelles politiques et administratives dans les Etats membres, suite aux vagues de décentralisation qui ont traversé un certain nombre de pays européens.

CONCLUSION DU CHAPITRE

Tout au long de ce chapitre, les différentes étapes de l'évolution de la politique environnementale européenne ont été décrites pour comprendre dans quelle mesure l'approche top-down et command and control des premières périodes a été progressivement abandonnée au profit d'une approche en termes de gouvernance multi-niveaux. La Commission européenne a pris le parti d'user des soft law pour asseoir un nouveau processus institutionnel qui permettrait d'aligner les comportements des acteurs impliqués à différents niveaux de la décision et de la mise en œuvre des politiques environnementales. Un système de gouvernance multi-niveaux serait alors une solution institutionnelle permettant de répondre à la fois à la nécessité d'une approche multisectorielle et intégrative des réglementations environnementales, et aux impératifs d'une certaine forme de flexibilité de leur mise en œuvre, de l'échelle européenne à l'échelle nationale.

La centralisation européenne dans la conception des politiques favorise la stabilité des politiques environnementales à l'échelle des Etats-Membres qui ne vivent plus les changements et continuités au gré des alternances de gouvernement. Malgré les soft-laws, cette impulsion institutionnelle européenne ne peut cependant donner lieu qu'à une approche purement top-down de la gouvernance de la mise en œuvre des politiques, de la transposition des directives dans les droits nationaux jusqu'à leurs modalités d'application. En d'autres termes, la notion de gouvernance multi-niveau telle qu'elle est avancée dans le cadre de la mise en œuvre des politiques européennes reste une approche fonctionnaliste et occulte un second problème (Young, 2002) : la gestion des interactions entre les différents niveaux de décision, du moins au niveau des pays membres. Il faut rappeler qu'il est laissé aux Etats-Membres le choix des dispositifs institutionnels permettant à la fois de produire des règles et de les faire respecter à l'échelle spatiale de l'enjeu environnemental considéré.

La notion de gouvernance, entendue comme un système de gouvernement « observable pour une mission particulière qui ne peut être confiée à une seule administration» (sur la base de Milward and Provan, 2000), pour la mise en œuvre des réglementations environnementales d'essence européenne, reprend à travers sa problématique des sujets chers à l'école de l'administration publique et de la nouvelle économie politique : structures administratives, stratégies d'acteurs et modes de coordination. L'obligation faite aux Etats membres de penser une approche de leurs politiques environnementales en termes de gouvernance, soulève dans ce cadre la question suivante : comment faire coïncider de manière concrète les enjeux visés par la réglementation avec les acteurs de la gestion environnementale à l'échelle locale, tout en tenant compte des structures politico-administratives des Etats membres ?

En France, ce que nous appelons dispositifs institutionnels environnementaux (DIE, voir plus loin pour les explications détaillées), a été l'outil retenu pour faciliter la gouvernance de la coordination des acteurs de la gestion environnementale à l'échelle locale. Le chapitre qui suit emprunte alors les enseignements des deux écoles précitées ci-dessus pour mener une lecture théorique de la nécessité des DIE dans la décentralisation de la mise en œuvre des réglementations environnementales.

CHAPITRE 2. LA DECENTRALISATION DE LA MISE EN ŒUVRE DES REGLEMENTATIONS EUROPEENNES PAR LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS

C'est vers le milieu des années 1990 que les travaux critiques sur l'inefficacité de l'implémentation des politiques environnementales européennes à l'échelle nationale ont vu le jour. Les multiples raisons qui ont été évoquées tournent autour de leur mise en œuvre. Une première catégorie de travaux, plutôt d'obédience science politique, attribuent les défaillances dans l'application des directives européennes à l'inadéquation des structures administratives et politiques des Etats membres (Lenschow 1999; Jordan 2002; Knill and Liefferink 2007). Les explications sont quant à elles d'origine économique, quand elles soulèvent l'inadéquation des instruments, en l'occurrence la quasi-absence des outils incitatifs (taxe pigouvienne, marché de droits échangeables). Elles insistent par ailleurs sur les limites d'un outil réglementaire, qui ne tient pas compte des interactions politiques et économiques à l'échelle spatiale de l'enjeu environnemental (Schucht, 2010 ; Glachant, 2000 ; Pearce et Barbier, 2000 ; Hahn et Stavins, 1991). Une question de recherche qui reste ouverte dans les deux disciplines concerne alors l'articulation de la mise en œuvre de ces politiques réglementaires à l'échelle spatiale de l'enjeu environnemental, tenant compte des structures existantes de répartition des compétences au sein d'un territoire national.

La théorie du fédéralisme environnemental (Oates, 2002) et l'économie politique de la gouvernance environnementale (Breton et al., 2007) constituent les principales références en économie pour étudier les ressorts institutionnels des politiques environnementales à différentes échelles spatiales (de l'échelle nationale à l'échelle locale). Elles offrent un cadre normatif de la répartition des compétences de la régulation environnementale entre entités administratives et politiques à différentes échelles de gouvernement. Au sein d'un environnement institutionnel caractérisé par l'existence d'une compétition entre les gouvernements locaux du fait de la mobilité des citoyens et des entreprises, les responsabilités des politiques et de leur mise en œuvre reviennent au niveau de gouvernement qui permet de minimiser les coûts de transactions (coûts de négociation des standards et coûts de contrôle de leur application) ainsi que les coûts de coordination (Breton et al., 2007). Dans ce contexte, pour les enjeux environnementaux qui restent circonscrits à un territoire administratif et politique bien délimité, l'autorité de la régulation devrait revenir à cette compétence territoriale (Oates, 1972, 1999). Cependant, même

dans ce cas de figure, l'octroi de la compétence environnementale aux autorités locales conduit nécessairement à l'abaissement des exigences (Revesz, 1992, 1996 ; Wellish, 1995 ; Oates et Schwab, 1996 ; Kunce et Shogren, 2005 ; Dalamazzone, 2006). Les gouvernements locaux sont en effet très peu enclins à fixer des normes environnementales plus contraignantes que leurs voisins pour fixer les entreprises sur leur territoire. Par ailleurs, en présence d'interactions inter-juridictionnelles (présence d'externalités environnementales), le défaut de coordination entre gouvernements locaux justifie également la centralisation de la régulation (voir Alm et Banzhaf, 2011, pour une revue de la littérature). Pour autant, les faits observés en Europe et aux Etats-Unis semblent contredire les propositions théoriques. Il s'est avéré que les autorités de régulation centrales se sont occupées de pollution localisées (Faure et Johnston, 2008).

Les réflexions normatives autour de la décentralisation ou non de la régulation environnementale (des pollutions) menées par les approches en termes de fédéralisme environnemental rejoignent ici les préoccupations plus positives de l'école de la décentralisation de la gestion des ressources naturelles, qui concernent pour la plupart des travaux les pays en développement (Dillinger, 1994 ; Ribot, 1999 ; Agrawal et Ribot, 1999). Au sein de ce courant de travaux, les auteurs partent des mêmes constats effectués par les défenseurs de la décentralisation quant à la défaillance de l'Etat et la nécessité d'explorer d'autres modalités d'organisation de la fourniture des biens et services publics. Des questions très pratiques - quels services doivent être privilégiés dans le processus, comment devraient-ils être financés, quels arrangements organisationnels sont susceptibles de faciliter l'implémentation des politiques - alimentent les réflexions sur le partage des autorités et des responsabilités entre les différents acteurs (Rondinelli et Cheema, 1983 ; Rondinelli, 1987 ; Rondinelli et al., 1989). Cette même école de la décentralisation est peu éloignée des défenseurs d'un nouveau management public (Osborne et Gaebler, 1992), en accordant à la décentralisation des propriétés d'efficacité par le biais de coûts d'organisation moins élevés et une meilleure circulation de l'information (Fiszbein, 1997 ; Ribot, 2002). Elle s'imprègne également depuis peu de la notion de gouvernance. La décentralisation n'implique plus seulement le transfert du pouvoir, de l'autorité et de la responsabilité à l'intérieur du gouvernement mais aussi le partage de l'autorité et des ressources au sein de la société pour l'élaboration des politiques publiques (Cheema et Rondinelli, 2007). Comme condition de réussite des réformes de décentralisation, la littérature converge notamment vers la nécessité d'assurer la participation des populations locales (Ribot, 2003 ; Agrawal et Gupta, 2005).

On peut alors se risquer à penser que les préconisations des tenants de la décentralisation forment le point de départ de la littérature sur la gestion locale des ressources en bien commun. Elle précise l'échelle de gestion et les participants légitimes à travers la notion d'interdépendance

aux ressources, et entre les acteurs pour leur maintien (Ostrom, 1990 ; Agrawal, 2001). L'alignement des comportements individuels s'effectue en édictant des règles et des normes de comportement, et en assignant les responsabilités et les rôles. En plaçant ces « arrangements institutionnels » au cœur de la coordination des acteurs, cette littérature considère l'autorité étatique comme facteur contextuel du système de gestion. Son rôle se limite à la reconnaissance des arrangements institutionnels produits, dans la mesure où il n'intervient pas dans la gestion locale (Wade, 1988 ; Ostrom, 1990). Néanmoins, les outils de gestion des ressources en bien commun ressortent pour beaucoup sur leur dimension informelle, voire culturelle. Ainsi, les systèmes de régulation qui permettent la viabilité des écosystèmes portent beaucoup sur l'adoption de règles dont l'existence est assurée par un système de sanctions (récompenses) en cas de comportement déviant (conforme).

Les deux courants de recherche sur la gouvernance environnementale évoqués plus haut contestent l'idée que le partage des rôles et des responsabilités définies par les règles constitutionnelles et législatives suffisent à rendre opérationnelle et efficace la mise en œuvre des politiques environnementales. Deux questions complémentaires animent les recherches issues de ces deux courants de travaux en matière de gouvernance de la gestion environnementale :

- la conception du rôle respectif de l'Etat central et des gouvernements locaux, au regard du besoin de faire coïncider échelle de décision et échelle de gestion étant donné les contraintes institutionnelles
- la problématique de l'implication de l'ensemble des acteurs autour de la gestion des enjeux environnementaux et l'outil pour la coordination collective.

Leur ambition commune ici est de pouvoir traiter avec un même outil de la gouvernance environnementale deux préoccupations anciennes de l'école de l'administration publique en matière de décentralisation : l'aspect organisationnel (la dimension administrative de la décentralisation), et la dimension politique (le partage de l'autorité et de la responsabilité). Cependant, il n'est pas nécessaire de développer plus avant les systèmes communautaires analysés par Ostrom, et plus généralement les travaux de son atelier en théorie politique et analyse de politiques, pour mettre en évidence un décalage par rapport aux outils existants dans les pays développés, dont la France.

Aussi, nous rappelons dans un premier temps les apports de la théorie de la décentralisation par l'école de l'administration publique sur les différents modes de partage et

d'exercice du pouvoir et de l'autorité dans la gestion des biens et services publics localisés (section 1). La section (2) présente par la suite les prescriptions normatives du fédéralisme environnemental sur la gouvernance des enjeux environnementaux localisés, et discute des outils de coordination qu'il préconise. La section (3) expose en détail le cadre institutionnel de la gestion environnementale en France et de l'émergence de ce que nous appelons les dispositifs institutionnels environnementaux comme mode de gouvernance de la gestion des enjeux environnementaux à l'échelle locale, pour en dégager lors de la conclusion du chapitre, les questions de recherche qui nécessitent des réponses issues d'investigations empiriques.

Section 1. Le repositionnement du rôle de l'Etat dans les processus de décentralisation : du gouvernement à la gouvernance

La vague de modernisation des administrations publiques qui a traversé les pays industrialisés durant les années 1980-90 a été le fruit de plusieurs phénomènes concomitants. Cet élan de réformes a été impulsé et longtemps analysé sous le spectre d'une rationalisation des ressources publiques et le besoin de mieux correspondre aux attentes des citoyens (voir notamment OCDE, 1995). Plusieurs éléments de contexte de l'époque ont en effet favorisé le soutien de bouquets de réformes comme réponse à un « Etat en crise » (Larbi, 1999) et la nécessité de se référer aux mécanismes de marché. Sous cet angle organisationnel, il semble que 3 types de littérature permettent d'abonder la lecture de l'évolution de l'appareil administratif, et plus largement le repositionnement du rôle traditionnellement dévolu à l'Etat en matière de fournitures de biens et services publics. Le premier pose le contexte institutionnel de l'évolution de l'organisation administrative via la notion de décentralisation. Le deuxième place la question de l'organisation en interne de l'administration, via le modèle du New Public Management (NPM) qui en a standardisé les bases. Enfin le troisième, sur les fondements des deux premiers, inscrit la question du « style de gouvernement », la gouvernance, en questionnant les frontières de l'action publique et plus largement le positionnement de l'Etat.

1.1. Décentralisation : dimensions et catégories d'un concept en voie de définition

Le point de départ des différentes approches de la notion de décentralisation est l'évolution du rôle joué par l'Etat dans ce qui le lie avec les administrés, la production de biens de services publics. Plusieurs arguments tournant tantôt autour de la défaillance de l'Etat en termes de production et de fourniture de biens et services, tantôt autour de la rationalisation des dépenses publiques, ont érigé la notion au cœur des mécanismes institutionnels qui devraient guider la réorganisation de l'administration publique. Aussi, dans la pratique, différentes vagues de

réformes constitutionnelles qui ont traversé les pays industrialisés depuis les années 80 ont consisté à augmenter les degrés de séparation entre les pouvoir nationaux et les usagers des biens et services publics.

La décentralisation est décomposée de façon analytique par les dimensions qu'elle recouvre et la façon dont les pouvoirs centraux ont redistribué leurs prérogatives. Quatre dimensions sont généralement abordées (Rondinelli, 1990) : politique, fiscale, du marché et administrative. L'approche de la décentralisation développée par Rondinelli et ses collaborateurs les rassemble plus sous des objectifs que des dimensions (Rondinelli, 1990) :

- la dimension politique recouvre le transfert du pouvoir de décision de l'Etat central vers des gouvernements locaux. Les analyses en science politique y intègrent la notion de démocratisation et de rapprochement de la société civile des affaires publiques. Le corollaire de cette vision est la notion d'*accountability* des décideurs locaux via la représentation de leurs électeurs.

- la dimension fiscale décrit l'autonomie des échelons de décision inférieurs à l'Etat à collecter et utiliser des ressources dans leur juridiction. Le degré d'autonomie des autorités locales varie en la matière, selon qu'on observe un transfert fiscal effectif de la part de l'Etat central ou une réelle capacité à lever et à allouer ces fonds. L'argumentaire qui alimente la notion de décentralisation fiscale est celui du fédéralisme fiscal : un gouvernement plus proche des citoyens peut ajuster son budget aux préférences locales et définir le niveau de fourniture de biens et services qui y correspond le mieux.

- la dimension du marché est issue de l'analyse économique des conditions de production et de fourniture de biens et services. Cette dimension de la centralisation est observable dans un grand nombre de pays en voie de développement, où le rôle ordinairement dévolu à l'Etat est accompli par des firmes, groupes communautaires, ou encore des organisations non gouvernementales.[17]

- pour la dimension administrative, la réflexion est essentiellement tournée vers des questions organisationnelles : celle de la répartition des pouvoirs, compétences et fonctions entre les différents niveaux hiérarchiques des services de l'Etat.

[17] Dans cette mesure, la décentralisation de marché sera plus considérée dans ce qui suit comme un objectif de réforme que comme réforme étatique en tant que telle.

Sous sa forme la plus générale, la définition la plus courante de la décentralisation est présentée dans une perspective essentiellement administrative : *« the transfer of responsability for planning, management, and the raising and allocation of resources from the central government and its agencies to fields units of government agencies, subordinate units or level of governments, semi-autonomous public authorities or corporations, area-wide, regional or functional authorities, or non-governmental private or voluntary organizations »* (Rondinelli et Nellis, 1986, p.5). Une telle définition n'est pas sans poser de problèmes, puisqu'elle assimile la dimension administrative à la dimension fiscale. On retrouve d'ailleurs l'assimilation de ces deux dimensions chez d'autres auteurs[18].

Aussi, il devient difficile de discerner au sein de la dimension politique le pouvoir de l'autorité formelle, et en fin de compte, la responsabilité. Par ailleurs, si la décentralisation fiscale concerne la collecte comme la dépense des ressources (Litvack et al., 1998), des propositions divergentes ont classé la décentralisation fiscale seulement au nom de la collecte de la ressource, la dépense étant considérée comme du domaine de la décentralisation administrative (Falleti, 2005). Dans la tentative de construire une définition unique à partir des travaux existants, Dubois et Fattore (2009) relèvent ainsi 40 définitions différentes comme base de travail, mais ne parviennent pas à une définition satisfaisante.

La prise en compte de manière simultanée de plusieurs dimensions de la décentralisation pose par ailleurs le problème de rendre comparable la quantification du degré de décentralisation entre différents pays. La principale mesure employée pour chacune des dimensions de la décentralisation reprend la notion d'autonomie. En matière fiscale, il s'agit par exemple du total des revenus collectés et des dépenses affectées par un gouvernement local. Cette somme constitue une part dans un budget d'ensemble d'un gouvernement local qui peut par ailleurs être constitué de transferts versés par le pouvoir central. Une question ici est de savoir si l'autonomie fiscale est mesurée à travers la part de l'ensemble des budgets locaux rapportés au budget national, ou s'il s'agit de prendre uniquement les fonds collectés localement (le produit de taxes) (Ebel et Yilmaz, 2002). A travers cette dimension, la mesure de la décentralisation est fortement dépendante de la relation gouvernement central-gouvernement local, mais aussi de décisions législatives voire constitutionnelles qui peuvent influencer le partage du revenu des taxes nationales et donc la part des budgets locaux.

[18]Notamment chez Kee (2004) : « Fiscal decentralization is the devolution by the central government to local governments (states, regions, municipalities) of specific functions with the administrative authority and fiscal revenue to perform those functions ».

La prise en compte de plusieurs dimensions dans la mesure de la décentralisation pose la question des interdépendances entre elles (outre la diversité des méthodes de calcul). A partir des indicateurs fiscaux des Statistiques Financières du FMI de 68 pays pour l'année 1996, Schneider (2003) réalise une analyse factorielle afin de tester l'hypothèse que les dimensions fiscales, administratives et politiques sous-tendent des indicateurs mesurables et reliés exclusivement à une dimension. Le tableau 4 présente les indicateurs sélectionnés.

Dimension	Indicateurs
Décentralisation fiscale	Dépenses des gouvernements locaux (% des dépenses totales niveau national)
Décentralisation fiscale	Revenus gouvernements locaux (% revenus totaux niveau national)
Décentralisation administrative	Revenus des taxes (% subventions, revenus)
Décentralisation administrative	Transferts (% subventions, revenus)
Décentralisation politique	Elections municipales
Décentralisation politique	Elections nationales

Tableau 4 : Dimensions de la décentralisation et indicateurs (repris de Schneider, 2003, p.41**).**

L'analyse montre dans un premier temps que les trois dimensions retenues sont celles qui organisent au mieux les données, et que les indicateurs retenus à l'intérieur de chaque dimension sont fortement corrélés par paires. Les auteurs ont ensuite cherché à tester si les dimensions étaient corrélées entre elles, mais la corrélation s'est avérée faible et statistiquement non significative. Ce résultat contre-intuitif leur permet d'obtenir un score pour chacun des 68 pays dans chacune des dimensions qu'ils considèrent orthogonales[19]. Les auteurs montrent cependant que les recherches menées qualitativement dans certains des pays examinés ne reflètent pas les résultats issus de l'analyse statistique.

En somme, la décentralisation n'est pas une notion scientifiquement stabilisée et on peut retrouver cette indétermination dans la catégorisation des formes de décentralisation usuellement adoptée dans la littérature (Cheema et Rondinelli, 1983). Celles-ci sont déclinées selon un gradient d'autonomie croissant qui augmente avec le nombre de dimensions. La forme la plus

[19] Ces résultats tranchent radicalement avec ceux issus des travaux de Dubois et Fattore (2009), qui ne parviennent pas à dégager une « typologie des typologies » des définitions de la décentralisation rencontrées dans la littérature.

faible de décentralisation évoquée, la déconcentration, concerne le transfert de la responsabilité administrative uniquement. Elle revient à confier des compétences particulières du pouvoir central à des niveaux administratifs locaux en matière de prise de décision. Dans ce cas, l'exercice local du pouvoir reste soumis à l'autorité hiérarchique du pouvoir central. La seconde forme rencontrée est la délégation (ou relation d'agence) de la décision à une entité semi-autonome : cette entité qui dispose d'une personnalité morale et juridique rend aussi compte au pouvoir central. En plus de la responsabilité administrative, l'entité délégataire se voit confier les ressources nécessaires pour atteindre les résultats fixés par le pouvoir central. La dévolution désigne enfin un transfert de compétences à une personnalité morale de droit commun qui répond de ses actes devant la population de ses administrés (qui l'ont élu).

Si la question de la déconcentration fait appel à des arrangements de nature organisationnelle, les types « délégation » et « dévolution » convoquent des formes et dimensions autres que purement administratives. La première délègue l'autorité et la responsabilité de l'application des politiques à une entité para ou non-étatique *via* la contractualisation. La seconde transfère autorité et responsabilité à un gouvernement local qui régit lui-même sa propre administration. Dans cette dernière particulièrement, la forme de décentralisation qui ressort le plus fortement est politique. Au final, les deux formes de décentralisation qui apparaissent cruciales dans l'analyse sont lues à travers deux formes extrêmes du continuum : la décentralisation sous sa forme administrative ne peut être évoquée que sous un type spécifique, la déconcentration ; dans un autre temps, la décentralisation politique implique le libre choix des populations locales à désigner leurs représentants, ces derniers étant libres d'élaborer les politiques avec le soutien des administrations locales. Un des effets majeurs attendus de la décentralisation est la liberté d'association et la montée en puissance de la participation citoyenne dans la décision publique. Les réformes engagées en faveur de la délégation suivent plus une réduction des dépenses publiques (ce qui fut notamment le cas en Grande-Bretagne). Enfin, la forme fiscale résonne en creux par rapport aux raisonnements précédents, puisqu'elle accompagne les trois types de décentralisation, en comprenant les moyens et les mécanismes de coopération pour le partage des revenus fiscaux entre plusieurs niveaux de gouvernements et pour leur autonomie respective.

1.2. La problématique de la gestion administrative sous l'angle de la rationalisation de l'appareil public

La décentralisation fait partie intégrante de la modernisation des administrations des pays de l'OCDE qui a été entreprise durant les années 80-90 (Hood, 1991, 1995 ; Pollit, 1993). Celle-ci

s'est opérée à l'aune des critères d'efficacité et d'efficience. Le premier renvoie au rapport entre les ressources mobilisées et les biens et services fournis. Le second renvoie à la pertinence (l'utilité) des biens et services fournis. La notion d'efficacité dans la gestion publique est née de deux ensembles d'idées (Aucoin, 1990). Le premier émane de la théorie du Public Choice et le besoin de rétablir la primauté du gouvernement sur la bureaucratie. La seconde émane d'une pensée managériale, le New Public Management (NPM), et se concentre sur le besoin de restaurer la primauté du manager sur la bureaucratie. Ainsi, les modalités des réformes du secteur public, en sus du rôle de l'élu et du manager, sont de s'affranchir des routines et des régulations qu'imposent les différents systèmes administratifs (Kabbolian, 1998). En d'autres termes, il s'agit plus de se focaliser sur les outputs (en relation avec les ressources engagées et les préférences des individus) qu'avec les règles générales de procédures, qui caractérisaient jusque là l'administration publique.

Les propositions théoriques du NPM sont tirées d'une analogie au marché via la modélisation des comportements politiques (élus, électeurs, bureaucrates), les mécanismes qui régissent leurs relations (principal-agent), ainsi que les modalités de production et de fourniture des biens et services publics (incomplétude des contrats, recherche de rente, asymétries d'information, coûts de monitoring). Sur un plan pratique, l'agenda du NPM est rassemblé autour de 7 préconisations managériales (Hood, 1991, *in* Cole et Jones, 2005) : *i)*[introduire] *la pratique de la gestion avec les managers publics en leur accordant de l'autonomie et la responsabilité de leurs actions, ii) la définition d'objectifs et l'évaluation de la performance des services en référence aux objectifs, iii) mettre davantage l'accent sur le contrôle des ressources attribuées avec les résultats obtenus, iv)* [favoriser] *le passage vers la désagrégation des structures en petites unités faciles à gérer, v) introduire une concurrence accrue dans le secteur public pour encourager des normes plus élevées à moindre coût, vi) mettre l'accent sur les pratiques du secteur privé en matière managériale, vii) favoriser la parcimonie des resources afin d'encourager les organismes du secteur public à maximiser leur utilisation de ressources publiques qui se raréfient»* (traduit par nous, p.568).

Ainsi formulés, les principes du NPM renvoient d'abord à des principes théoriques intra organisationnels. Par la suite, en dehors de l'organisation propre des services, ils renvoient également à l'architecture administrative dans son ensemble, en préconisant une décentralisation du management des activités (principe iv). Celle-ci répond non seulement à des impératifs managériaux (il est plus facile de gérer des unités plus petites), mais également aux mécanismes de marché qui sous-tendent la logique des réformes entreprises, notamment la satisfaction des préférences individuelles des usagers-clients. Plus les degrés de séparation entre la source à l'origine de la production et la fourniture de biens et services publics et leurs destinataires sont

nombreux, moins la satisfaction de leurs préférences peut être assumée par les formes organisationnelles de type hiérarchie ou marché (Milward et Provan, 2000).

En s'adressant à l'ensemble des pays industrialisés, et notamment ceux de l'Ouest, l'ensemble des réformes préconisées constituait un standard pouvant laisser penser à une certaine convergence des caractéristiques de gestion des systèmes politico-administratifs occidentaux (OCDE, 1995). Or, les comparaisons des vagues de réformes menées à travers plusieurs pays du monde montrent que cela n'est pas le cas, où les obstacles vers la « convergence » sont à trouver justement dans les spécificités des contextes politico-administratifs (Politt et Bouckaert, 2004). L'existence d'une typologie des modes de gestion de l'administration publique à travers le monde (voir Kickert, 2008) ne permet pas d'élever le cadre du NPM au rang de paradigme mais plutôt de conserver ce modèle au rang de standard. L'ensemble des vagues de réformes observées -que cela soit dans les pays industrialisés ou en voie de développement- ont eu pour objectif de constituer une réponse aux besoins de rationalisation des ressources budgétaires et l'efficience dans la fourniture des biens et services publics. Ce faisant, le modèle prôné par le NPM n'est plus seulement standard pour la gestion publique, il est aussi générique, en abolissant les frontières qui isolaient les secteurs publics et privés. Ces réformes ont eu l'effet d'engager une réflexion qui s'est imposée à la communauté de chercheurs à propos de l'évolution de la relation entre la sphère politique et la sphère administrative dans la gestion des affaires publiques. En effet, l'introduction des principes managériaux (en se référant simplement à la notion de compétitivité) a pour conséquence de profonds remaniements organisationnels, notamment lorsqu'il s'agit de conférer une plus grande autonomie à l'appareil administratif. En toile de fond, il s'agit également de s'interroger plus fondamentalement sur le repositionnement du rôle de l'Etat.

La principale manifestation de ce changement est à trouver directement dans la remise en cause du modèle qui sépare clairement les rôles des élus et des administrations en leur affectant des missions distinctes, sur le principe du contrôle politique et de la faible indépendance de l'administration publique (Svara, 2001). Au cours des réformes entreprises, les administrations sont progressivement comprises à la fois comme instruments et contributrices du processus d'élaboration des politiques publiques (Cook, 1996). A cet effet, on ne distingue plus clairement les contours du rôle du politique (Peters et Pierre, 1998). Cela apparaît clairement dans la littérature du NPM mais aussi dans les théories de l'administration publique. Hormis les traditionnelles fonctions de définition des objectifs et des priorités, le NPM n'assigne plus aux élus politiques les compétences de décision sur la fourniture de biens publics, en reliant cette dernière directement à la demande du marché. Les fournisseurs de biens et services publics (les appareils administratifs) reçoivent directement l'information sur leurs performances.

Cette évolution pose de façon cruciale le problème du contrôle et de l'accountability. Peters et Pierre (1998) décomposent ce problème en deux séquences : *«* [First,] *if elected political leaders have such limited control over the public administration, is it reasonnable to hold them accountable for the decisions and actions of the public service, and if elected officials should not be held accountable, who then is accountable ? »* (p. 228). Les théories de la gouvernance en science politique tentent alors de résoudre ce problème soulevé par la séparation de l'autorité et de la responsabilité dans la gestion des affaires publiques. A l'instar du NPM, leurs propositions ont finalement contribué à rendre floues les frontières de l'Etat. En d'autres termes, elles ont permis d'abolir une certaine étanchéité entre les domaines du secteur public et du secteur privé. Cependant, à la différence du NPM, les théories de la gouvernance ne se focalisent pas sur l'output ou un ensemble d'outils de management, mais plus sur les processus de leur production (Stoker, 1998).

1.3. La gouvernance ou le repositionnement du rôle du gouvernement dans les dispositifs contractuels et transversaux

Le point de départ des théories sur la gouvernance (Peters, 2003 ; Héritier et Lehmkuhl, 2008 ; Rothstein et Toerell, 2008 ; Peters et al., 2011) est que la fourniture de biens et services est assurée par une forme multi organisationnelle de gouvernement, en rassemblant autant le secteur public, privé que non lucratif. Cette entrée n'est d'ailleurs pas sans connaître de critiques, puisqu'elle s'affranchit des mécanismes usuels de contrôle et d'autorité qui relèvent de la pratique de gouvernement traditionnel (Peters et Pierre, 1998 ; Rhodes, 1996). Dans la mesure où les ressorts de la légitimité ne sont pas les mêmes pour chaque partie prenante, le stade de l'implémentation des politiques doit nécessairement être le fruit d'un consensus en termes de responsabilités. Les solutions contractuelles et les partenariats publics-privés sont notamment des outils mobilisés pour y parvenir.

Dans le contexte de la décentralisation, le concept de gouvernance pose également la question de la dépendance des autorités locales (Stoker, 1998). Si les organisations impliquées sont dépendantes les unes des autres pour assurer son succès, elles sont aussi dépendantes d'autres acteurs à des échelons gouvernementaux supérieurs : *« local councils could demand the resources to become a significant player, an attractive partner, but they cannot demand autonomy »* (Stoker, 1998, p.22). Dans cette perspective, le même auteur poursuit en distinguant trois formes de gouvernance, en référence aux modalités de coordination des partenariats :

- la délégation en référence au modèle contractuel

- les approches par projet pour faciliter la négociation inter organisationnelle et respecter les objectifs propres de chacune des organisations
- la coordination systémique qui est la forme la plus intégrée de partenariats et où les partenaires définissent eux-mêmes les modalités de leur coordination (*games about rules*)

Les deux premières modalités ont l'inconvénient d'exposer les contractants à l'asymétrie d'information (*games under rules*) ainsi qu'à des formes d'opportunisme. On peut alors s'interroger dans ce cadre sur leur pérennité et la stabilité des coopérations inter-organisationnelles. La troisième forme présente également une faiblesse, dans la mesure où les règles et la structure des collectifs sont mutuellement adoptées. Il en résulte un risque de résultats non prévus par les participants au fur et à mesure de la répétition des interactions.

Ces trois modalités de partenariats déclinent la figure de ce qui est devenu le *Hollow State* (Milward et Provan, 2000). La gestion publique serait donc gouvernée par diverses formes de réseau de relations entre acteurs avec un degré d'autonomie plus ou moins élevé et une présence de l'Etat plus ou moins forte. On passe ainsi de la délégation envisagée de façon classique (l'Etat passeur de commandes) à des configurations qui voient non seulement l'émergence d'acteurs non étatiques, mais aussi le renforcement du rôle des échelons politiques et administratifs à l'échelle infranationale (Pierre, 2000).

L'approche des théories sur l'administration publique met en exergue la rationalisation de la taille du secteur public -ou plus précisément la mise en correspondance des ressources et des instruments-, le partage des pouvoirs et des compétences comme des enjeux au cœur des nouvelles formes de gouvernance, et enfin donne un éclairage (partiel) des dispositifs de coordination entre différents niveaux politiques et administratifs. Au regard de ces éléments, la théorie de l'administration publique justifie l'approche en termes de formes de gouvernance pour analyser la décentralisation de l'action publique en matière environnementale, et discuter de leur efficacité. Elles n'offrent pas en revanche un cadre conceptuel unifié des éléments constitutifs de cette décentralisation en matière environnementale. On se tourne donc vers le fédéralisme environnemental dont les travaux se sont développés autour de cette question.

Section 2. Les prescriptions normatives du fédéralisme environnemental

La question de l'allocation des pouvoirs de politique environnementale entre différents niveaux de gouvernements est l'axe central des travaux de recherche sur le fédéralisme environnemental. Le cœur de la problématique réside dans la question du partage de l'autorité de la régulation environnementale entre un niveau central de gouvernement et un niveau subalterne.

Le cadre du fédéralisme environnemental relève d'une littérature plus ancienne, le fédéralisme fiscal (Oates, 1972, 1999 ; Oates et Schwab, 1988 ; Inman et Runbinfeld, 1996 ; Wildasin, 2004), en posant la question de la circonscription de la décision et de la gestion optimale en référence à la fourniture des biens publics locaux. Elle est fonctionnelle en s'inscrivant dans une problématique d'ajustement entre l'utilisation du bien public local et son financement. L'objectif est ainsi de limiter les phénomènes de débordements géographiques (sous-financement) ou à l'inverse le surdimensionnement de l'offre de bien public[20]. La déclinaison du fédéralisme à la thématique environnementale initiée par Oates (2002) modifie substantiellement les propositions originales au regard de deux aspects majeurs : les spécificités des outils de la régulation environnementale (avant tout l'outil réglementaire) et la nature des interactions spatiales qui se situent à deux niveaux, politiques et environnementales.

2.1. Le modèle de référence

Pour des fins pratiques, on peut considérer la règle de l'équivalence budgétaire (Olson, 1969) comme une situation de référence. Elle pose que le niveau administratif qui correspond à la production et au financement du bien public couvre les limites géographiques de ce bien public. En d'autres termes, le coût de la provision de biens publics doit être supporté par la même population qui en perçoit les bénéfices. Or, en référence à la problématique environnementale, les structures politico-administratives sont considérées comme données, et ne coïncident pas dans la majeure partie des cas avec la distribution des effets environnementaux, qu'ils soient des biens et des services, ou des maux. Un premier angle d'attaque concerne la question du risque de défaillance structurelle. Il s'agit précisément de faire coïncider l'aire de régulation environnementale avec la population concernée. L'action publique en matière de protection de l'environnement implique des coûts et dégage des bénéfices. Si une partie des agents échappe à l'un de ces flux, leurs intérêts risquent de ne pas être pris en compte dans le résultat de la politique. L'écart entre la somme des coûts et la somme des bénéfices induit un surinvestissement en termes de protection environnementale ou au contraire un investissement insuffisant. Cette défaillance est déclinable sous trois types de situations (Figure 3).

[20] Bien que la question du financement des biens publics ne soit pas au cœur du développement de ce chapitre, il peut être évoqué pour des fins d'explicitation du raisonnement.

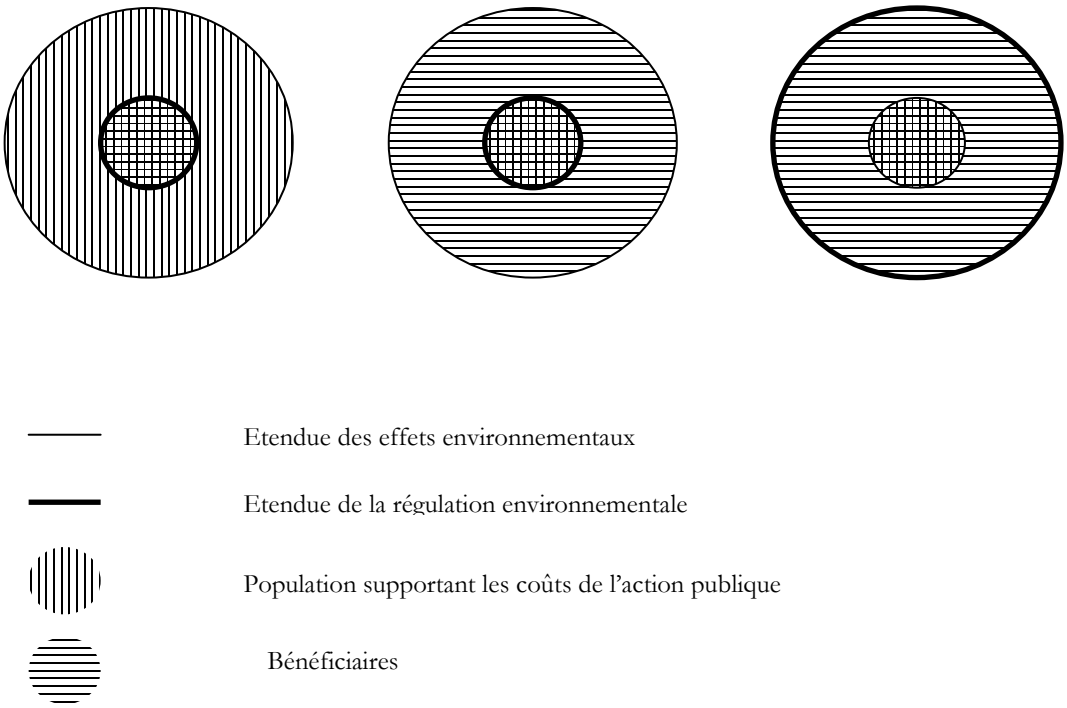


Figure 3 : Externalités négatives (A), externalités positives (B), internalités (C). (à partir de Esty, 1996).

Les externalités négatives (situation (A)) sont le résultat d'un sous-dimensionnement de la politique environnementale. En ne prenant pas en compte l'ensemble des coûts provoqués par le problème environnemental -dans ce cas une pollution- la politique de protection sous-estime l'étendue des dommages et débouche sur un sous-investissement de la part des acteurs impliqués. Ce cas est représentatif des pollutions inter juridictionnelles, où une juridiction A investit dans une mesure de protection en prenant seulement en compte les bénéfices de ses administrés. La situation des externalités positives (B) est un cas opposé : le régulateur ne prend pas en compte les bénéfices externes de la politique environnementale menée sur sa juridiction. Au final ici aussi, en ignorant les gains potentiels de sa politique, le régulateur est conduit à la sous-dimensionner. Enfin, les internalités désignent une situation où seulement un groupe d'agents supportent les coûts de l'action publique alors que l'ensemble des administrés de la juridiction en bénéficie. Dans ce cas, l'intervention publique est surdimensionnée.

2.2. Le plaidoyer pour la centralisation de la régulation environnementale

La question du dimensionnement de la politique environnementale (le choix de l'instrument et sa mise en œuvre) est insérée dans la littérature du fédéralisme environnemental par un arbitrage : celui du régulateur à propos de l'attribution des pouvoirs de la politique

environnementale entre différents niveaux de gouvernement. Pour faciliter le raisonnement, on se limite à deux entités, le gouvernement central et les gouvernements locaux. La contribution originale de Oates (1972) rassemble en un seul théorème l'essentiel du message de la théorie du fédéralisme fiscal : la responsabilité de la prise de décision sur toute question environnementale doit être assignée à la juridiction qui spatialement recouvre au mieux les bénéfices et les coûts occasionnés. Deux éléments sont à mettre en balance : les économies d'échelle de la centralisation et l'hétérogénéité des préférences des gouvernements locaux. Oates précise qu'en l'absence des deux, le choix du régulateur est neutre entre la décentralisation et la centralisation.

Le cas de la production d'un bien public local (la qualité de l'environnement) dont les effets ne dépassent pas les frontières de la juridiction constitue alors un cas d'école. Il fait référence à la situation où la préservation de l'environnement dépend uniquement de la réduction des émissions polluantes de la part d'entreprises localisées dans cet espace juridictionnel. Dans ce cas le niveau de décision compétent est celui de la juridiction, dans la mesure où la somme des bénéfices marginaux des résidents égalise les coûts marginaux de la politique. L'argument en faveur d'une décentralisation est ici très fort. Sa portée est cependant affaiblie si on n'observe pas de variation des coûts de mise en œuvre ou des préférences en matière de standards environnementaux entre les juridictions. Dans ce cas une centralisation de la politique est justifiable par des économies d'échelle *via* un standard uniforme. L'ampleur des gains de la décentralisation dépendra par conséquent des différences de coûts de la politique entre différentes juridictions (Oates, 1997). Cependant, les juridictions sont caractérisées souvent par des profils économiques très diversifiés, les hétérogénéités spatiales des coûts et des bénéfices constituent plus la règle que l'exception. La nature des interactions entre juridictions est alors susceptible de produire des distorsions dans la mise en œuvre de la politique environnementale.

2.3. La centralisation, pas nécessairement optimale même en présence de compétition inter-juridictionnelle

L'hypothèse d'une compétition entre juridictions ajoute un argument en faveur de la centralisation. Dans cette situation, les élus des juridictions sont tentés d'amoindrir les exigences des standards environnementaux afin de ne pas handicaper leur compétitivité et rentrent ainsi dans une « course vers le bas » avec les autres juridictions, ce qui débouche sur un sous-investissement.

Le point de départ de la réflexion est la construction d'un cadre analytique de la décision publique locale dans lequel la compétition entre gouvernements locaux produit des choix locaux efficaces (Oates et Schwab, 1988). Les modèles décrivent un monde dans lequel la compétition

entre gouvernements locaux pour rester attractifs auprès des entreprises conduit à des choix efficaces en matière de protection environnementale. On y suppose que les gouvernements locaux ont le pouvoir d'ajuster leurs standards environnementaux et qu'ils disposent ainsi d'un levier d'action sur les charges de dépollution des firmes.

Pour se positionner favorablement par rapport à leurs concurrents, les gouvernements locaux disposent d'une large gamme d'outils (Oates et Portney, 2003) : ils fournissent des inputs publics qui favorisent la compétitivité du capital privé local ; ils assurent la fourniture de services publics aux résidents ; ils instaurent des standards environnementaux et des mesures associées pour restreindre les émissions des firmes polluantes ; ils lèvent des taxes à la fois auprès des résidents et des firmes locales. Les comportements des gouvernements locaux sont ainsi guidés par un arbitrage entre dépenses, taxes et instruments de politiques environnementales. Enfin, une hypothèse très forte est que les politiques locales ne doivent avoir aucun effet sur les gouvernements voisins. Si une de ces hypothèses est relâchée, les propriétés d'efficacité disparaissent (Oates, 2002).

Les évaluations empiriques de l'effet d'une éventuelle compétition autour des standards environnementaux sur le niveau d'investissement n'ont pas abouti à des résultats concluants. Un premier travail d'ampleur s'y réfère à travers une question connexe qui évalue la relation entre le durcissement des lois environnementales et la compétitivité du secteur manufacturier aux Etats-Unis. Jaffe et al. (1995) cherchent ainsi à isoler les effets de la contrainte environnementale croissante du pays sur l'export, en s'appuyant sur les flux commerciaux d'une manière générale, et sur les décisions d'implantation des firmes sur la période 1970-1991. Leurs résultats produisent soit des estimations d'effets faibles, non significatifs, ou insuffisamment robustes aux tests de spécification des modèles. Certaines raisons de différente nature expliquent la faible ampleur des effets : de la disponibilité des données pour mesurer la force des mesures environnementales, à la faiblesse des coûts de mise en conformité avec les standards environnementaux, comparativement aux coûts totaux de production.

Des travaux plus récents se sont penchés sur l'effet économique du durcissement des lois environnementales, et notamment par le biais du Clean Air Act (CAA) de 1977. Le CAA est un standard national uniforme sur la qualité de l'air, qui requérait que les Etats qui ne remplissaient pas cette exigence se voient imposer des mesures contraignantes. A l'inverse, ceux qui le satisfaisaient se voyaient imposer des mesures peu contraignantes. Les résultats montrent un impact significatif sur les Etats soumis à une contrainte environnementale forte en termes de création d'entreprises (Becker et Henderson, 2000) mais aussi de destructions d'emplois (Greenstone, 2002) ; en utilisant une mesure continue des coûts de mise en conformité

individualisée pour les Etats, Keller et Levinson (2002) montrent que les Etats avec des coûts plus élevés ont connu un déclin des investissements extérieurs, notamment ceux en provenance des industries polluantes.

L'analyse empirique de l'engagement des gouvernements locaux dans des comportements stratégiques en matière de politique environnementale a été plus tardive. Les auteurs comme Millimet (2003), List et Millimet (2003), et List et Gerking (2000) se focalisent sur la vague de décentralisation des politiques d'environnement sous l'administration Reagan dans les années 1980. L'hypothèse de départ est que si la compétition autour des politiques environnementales aboutit à une course vers le bas, alors on devrait observer une baisse de la qualité environnementale depuis 1981. Les trois articles estiment les émissions d'oxyde d'azote (NOx) et de dioxyde de souffre (SO2) - qui firent chacune l'objet de mesure distinctes - comme une fonction des caractéristiques des Etats afin de mettre en évidence les changements obtenus pour l'ère post-1981. Les résultats montrent qu'aucun des deux types de pollution n'a empiré sur la période. Millimet (2003) met même en évidence une baisse des émissions de NOx, ce qui, dans le cadre d'analyse qu'il propose, pourrait être interprété comme la manifestation d'une course vers le haut.

Les travaux plus récents de Konisky (2007) mettent bien en évidence un comportement stratégique en termes de régulation environnementale, mais ils ne lui permettent pas de statuer en faveur d'une course vers le bas, en préférant parler de comportement de réponse entre Etats en compétition. L'implantation des firmes implique de facto un coût pour la fourniture de biens publics (infrastructures, services) pour les juridictions. En revanche, les coûts de dépollution n'apparaissent pas comme un poste important dans la décision d'implantation des firmes. On peut réfléchir même à l'impact positif qu'une localisation dans un lieu de haute qualité environnementale peut avoir pour les firmes et leur personnel (Konisky, op.cit). Par ailleurs, le facteur de production mobile (le capital) autour duquel se déroule la compétition n'est pas systématiquement celui de l'industrie traditionnelle, ni celui des Etats les moins avancés dans la politique environnementale. La compétition se déroule aussi entre les gouvernements locaux qui imposent des politiques environnementales contraignantes, autour des industries non polluantes (Konisky, ibid.). En l'état des travaux, ce n'est donc pas tant l'existence des distorsions qui fait débat dans un cadre de compétition inter juridictionnelle, mais l'ampleur de ces distorsions (Oates et Portney, 2003).

Enfin, plus récemment les formes des interactions stratégiques que se livrent les gouvernements locaux ont fait l'objet d'investigations plus poussées. Fredriksson et Millimet (2002) mettent en évidence que l'impact de la politique environnementale d'un Etat sur celle d'un

autre est temporellement différenciée à travers une fenêtre plus courte pour des voisins contigus (2 à 5 ans pour constater un effet) que pour des Etats non contigus, mais situés dans le même espace régional (> 5 ans). Par ailleurs, l'engagement dans un comportement stratégique est variable selon la géographie, en étant plus prononcé dans le Nord-est et l'Ouest des Etats-Unis. Enfin, les Etats répondent de façon asymétrique aux changements environnementaux de leurs voisins. Ils sont incités à augmenter les coûts de dépollution via la progression de leurs voisins, eux-mêmes sujets à des coûts de dépollution importants. La relation est de moindre intensité quand le voisin d'un Etat a des coûts de dépollution plus faibles. Une course vers le bas n'est donc pas avancée comme résultat du processus.

2.4. Le modèle délégataire et ses limites en présence d'effets de débordements en matière environnementale

La situation de production des biens publics avec des spillovers locaux est le plus représentatif des cas rencontrés dans la gestion locale de l'environnement. La qualité de l'environnement d'une juridiction donnée dépend également de la qualité de l'environnement des juridictions voisines (en référence aux émissions polluantes qui sont générées par les entreprises qui y sont localisées). En d'autres termes l'enjeu environnemental – ici une pollution - dépasse géographiquement les frontières d'une seule juridiction (situation (A) de la figure 3). Dans cette situation, une politique juridictionnelle donnée limite la fourniture du bien public à l'aire de répartition dont ses administrés peuvent en bénéficier. Dans le cas où les juridictions concernées par la pollution ne produisent pas un effort équivalent de politique environnementale, la provision de bien public (la qualité de l'eau, ou de l'air) est sous-dimensionnée. Sigman (2002) mets notamment en évidence des taux de pollution supérieurs pour le cas des rivières internationales comparativement aux rivières domestiques, soulignant ainsi que les gouvernements ont tendance à ignorer les effets de débordements (transfrontaliers)[21].

Suivant le cadre du fédéralisme environnemental, dans une situation où les juridictions ne souhaitent pas se coordonner, le meilleur échelon de décision serait alors le pouvoir central. On suppose alors que les économies d'échelle occasionnées surpassent les coûts de négociation entre juridictions. En situation d'hétérogénéité des préférences, une solution de premier rang serait d'appliquer une taxe par unité de pollution émise qui égaliserait les coûts marginaux externes. On pose cependant que les possibilités du pouvoir central se limitent à l'instauration d'un standard

[21] Le même auteur note cependant que les rivières internationales dans l'espace européen enregistrent des pollutions moindres. On peut y supposer des efforts de coopération plus importants entre les Etats membres.

environnemental uniforme qui ne peut différencier les conditions d'internalisation des externalités de chaque juridiction. L'une des raisons principales est que pour que chaque juridiction atteigne le standard environnemental qui lui est imposé, l'autorité centrale devrait imposer des contrôles sur les flux de pollutions entre les frontières de chaque juridiction. En d'autres termes, il s'agit pour le pouvoir central d'assumer une tâche de surveillance des effets externes (entre juridictions) que les juridictions elles-mêmes ne peuvent assumer. A notre connaissance, l'analyse de cette configuration d'assignation des pouvoirs n'est pas développée dans la littérature. Tournée essentiellement sur des aspects institutionnels (dans l'établissement des règles et le partage des efforts) de la gouvernance de la gestion environnementale, elle laisse de côté la dimension organisationnelle et les problèmes concrets de la coordination entre les différents échelons de gouvernement (Hooghes et Marks, 2004 ; Bache et Flinders, 2004).

Or, dans la réalité cette préoccupation organisationnelle est bien présente. Les principes qui guident la mise en œuvre des politiques environnementales aux Etats-Unis prennent bien leurs bases sur une solution de nature organisationnelle. Le gouvernement fédéral élabore les mesures environnementales et délègue aux Etats le soin de les mettre en œuvre (Scheberle, 1997 ; Kraft et Scheberle, 1998). Le processus de la délégation est initié par l'Etat fédéral qui élabore un programme réglementaire que les Etats peuvent intégrer dans leur propre programme à condition que le standard avancé par l'Etat fédéral soit respecté, et que la mise en œuvre soit financée de façon adéquate. Le cas échéant, les Etats peuvent bénéficier d'un financement partiel de la part de l'Etat fédéral. Les Etats subissent ainsi le contrôle de l'Etat fédéral durant l'application de la politique. A défaut, l'Etat fédéral met en œuvre directement les politiques environnementales dans les Etats qui n'ont pas été autorisés à le faire.

Un des avantages de cette pratique est que les gouvernements locaux peuvent être leader dans la mise en œuvre des politiques. Pour certaines politiques d'ampleur qui peuvent être controversées (notamment sur la lutte contre les gaz à effets de serre), la mise en œuvre est plus aisée lorsqu'elle émane du gouvernement local. Le même argument prévaut dans la situation d'un Etat fédéral partenaire, comparée à une situation d'un Etat fédéral qui impose sa politique directement. Elle laisse également aux Etats une certaine souplesse de mise en œuvre, en favorisant l'adaptation du programme fédéral vis-à-vis des différents intérêts au sein de la juridiction (Zimmerman, 2005).

Le processus de délégation reprend ici la mécanique du modèle principal-agent. La relation entre le contrôle hiérarchique des décisions et des actions de l'exécutant d'un côté, et l'exécution par ce dernier des exigences du programme d'un autre côté, est susceptible d'être contrariée par une divergence d'intérêts. Dans la mesure où le principal ne détient pas toutes les informations

relatives aux actions de l'agent, alors ce dernier est susceptible de ne pas satisfaire l'ensemble des tâches qui lui sont déléguées (Moe, 1984 ; McCubbins, 1985 ; Weingast, 1995). Sur cette question, la littérature empirique a testé différentes variables explicatives, desquelles trois grandes catégories se dégagent (Gerber et Teske, 2000) : économiques et démographiques -des variables qu'on pourrait qualifier de contrôle puisqu'elles se réfèrent à la situation des Etats pour une question particulière-, la mesure de l'influence des groupes d'intérêts sur les processus de mise en œuvre, et des mesures institutionnelles (législatures et bureaucratiques).

Le modèle de l'implémentation des politiques environnementales via la délégation à l'échelle infranationale de la mise en œuvre des politiques environnementales trouve néanmoins ses limites dans la relation entre l'Etat et les gouvernements locaux. Pour les problématiques environnementales intra juridictionnelles, l'amélioration de l'implémentation des politiques environnementales passe en effet par une meilleure définition des incitations et un assouplissement des règles d'application pour les acteurs économiques visés. Par contre face à des phénomènes de spillovers, le rôle traditionnel de l'agence peut être évoquée et redéfinie. Une solution évoquée face au problème de spillovers dans un cadre décentralisé est la recherche de coopération entre les parties. Oates (2002) rapproche cette idée d'une résolution « à la Coase » du problème : tant que les niveaux de pollutions n'atteignent pas un niveau efficace, il y a un potentiel de gains à l'échange entre les Etats.. Oates ne poursuit pas le raisonnement plus en avant, mais avance la difficulté de désigner les organisations institutionnelles adéquates pour l'implémentation d'une politique négociée.

En fait, la problématique du design organisationnel avancée par Oates peut être illustrée par plusieurs initiatives, pilotées par l'agence américaine de protection de l'environnement, l'Environmental Protection Agency. Elles prennent d'une manière générale la forme d'accords de partenariats dont l'assise locale est la caractéristique fondamentale. Dans cette configuration, les Etats et le niveau fédéral sont des parties prenantes au processus d'élaboration des politiques et des modalités de leur mise en œuvre. Le cas du National Estuary Program créé en 1987 à l'occasion de l'amendement du Clean Water Act illustre bien l'émergence de ces nouveaux modèles de gestion. A l'issue de la sélection des sites d'intérêts par l'Environmental Protection Agency (28 estuaires à ce jour), la construction d'un plan de gestion implique l'ensemble des parties prenantes au niveau local, ainsi que les représentants des différents niveaux de gouvernements impliqués.

Section 3. La gouvernance de la gestion environnementale en univers déconcentré : les dispositifs institutionnels environnementaux en France

La littérature sur le fédéralisme environnemental a commencé par mener une analyse comparative des politiques environnementales américaines avec celles de l'Union européenne (Vogel et al., 2005 ; Faure et Johnston, 2008), avant d'étendre ses propositions pour le cas spécifique d'un pays (Breton et al., 2007). En effet, la distribution des pouvoirs dans un pays est dépendante des structures institutionnelles et des traditions qui ont façonné les arrangements autour de sa constitution. Il convient dans ce cas de préciser les termes autour desquels s'est développée la littérature. Selon la nature constitutionnelle d'un pays donné, la décentralisation renvoie à des attributions de pouvoir plus ou moins étanches entre les échelles de décision. Le fédéralisme indique une situation dans laquelle un niveau central de gouvernement et un niveau inférieur composé de plusieurs juridictions distinctes sont dotés de pouvoir définis par la constitution. Dans ce cas, pour un ensemble de mesures ou d'activités entreprises par le gouvernement central, il lui est nécessaire d'obtenir le consentement ou tout du moins la coopération active des gouvernements locaux (Rodden, 2004). Dans un pays unitaire, seul le pouvoir central peut choisir de déléguer ou non des prérogatives à des sous-divisions administratives. Ce qui différencie bien les fédérations des pays unitaires est la propriété d'un pouvoir, définis *ex ante*. Très schématiquement, le pouvoir peut être partagé par des Etats et un pouvoir central (fédération), il peut être entièrement détenu par un Etat central et transféré, mais aussi repris selon sa volonté (Etat unitaire) (Breton et Fraschini, 2003). Dans cette mesure, la décentralisation n'est pas assimilable de façon exclusive à la caractéristique unitaire ou fédéraliste d'un pays. La décentralisation est avant tout le résultat d'un choix politique effectué dans un environnement constitutionnel donné (Blume et Voigt, 2011).

Bien que ce cadre ne soit pas suffisant pour couvrir l'ensemble des cas observables de gouvernance environnementale décentralisée, la littérature permet de dégager une typologie de cas, notamment chez Mazure (2011, pp. 11-12) :

- Les pays fédéraux avec une composante législative et une compétence de mise en application forte chez les Etats. Les statuts fédéraux établissent des programmes environnementaux qui s'adressent au niveau de la fédération et des Etats, où ces derniers ont l'opportunité de mettre en œuvre les lois tout en respectant un minimum de critères fédéraux. - Les Etats qui ont plus de marge de manœuvre pour les domaines où le niveau fédéral est incompétent. Le cas des eaux souterraines aux Etats-Unis est un exemple. Les

pays tels que la Suisse, l'Allemagne, l'Espagne et l'Autriche présentent également de telles configurations.

- Les pays fédéraux où les échelons inférieurs de gouvernement ont l'autorité d'établir des règlements dans le cadre des lois nationales sur l'environnement et dont la mise en œuvre est à leur discrétion.

- Les pays unitaires où les gouvernements locaux n'ont aucun pouvoir d'établir la politique environnementale mais mettent en œuvre des politiques d'origine nationale. La France intègre cette catégorie : le gouvernement central porte la responsabilité législative environnementale, et leur mise en œuvre est le fait des collectivités locales et territoriales, avec l'appui (services déconcentrés) et le contrôle (préfet) des représentants locaux de l'Etat.

Dans les pays unitaires, on retrouve donc deux formes de divisions des responsabilités en termes de régulations environnementales (Mazure, 2011). Celles des pays unitaires où les échelons inférieurs de décision ont un pouvoir discrétionnaire d'application des textes en vigueur sous les lois nationales (en appliquant des standards plus contraignants que prévus par exemple). L'autre catégorie se réfère à des Etats unitaires dont les échelons inférieurs n'ont pas de pouvoir pour établir le contenu des politiques, mais ont la charge de les mettre en œuvre. Le cadre de la déconcentration des pouvoirs modifie substantiellement le raisonnement, mais le point de départ est le même, dans la mesure où il s'agit de traiter des problèmes d'externalités environnementales inter-juridictionnelles.

Un système déconcentré peut-être schématisé de la façon suivante. La formulation des politiques est effectuée au niveau central du pays. Le ou les ministères qui en a/ont la charge délèguent ensuite l'application des politiques selon deux alternatives : des agences dédiées à la mission du ministère ou des autorités implantées localement qui sont le relais du pouvoir central. Que cela soit sous forme d'agence semi-autonome ou d'autorités centrales implantées localement importe moins qu'elles conservent la caractéristique de représenter le pouvoir central, ce qui fonde la déconcentration des pouvoirs. Dans cette perspective, le rôle des représentants de l'Etat est plus de veiller à ce que les mesures et actions entreprises localement soient conformes aux textes édités au niveau national. La mise en œuvre est ainsi typiquement du ressort des acteurs locaux.

En comparaison avec les pays fédéraux, les pays unitaires présentent une configuration déconcentrée et constituent par conséquent l'autre extrémité des modalités de division du pouvoir. Par contre, l'attribution verticale des pouvoirs ne signifie pas la hiérarchie complète des

pouvoirs. Par commodité, la littérature sur le fédéralisme environnemental considère que dans les pays unitaires, il n'y a pas de frontières entre les organisations du pouvoir central et celles des gouvernements locaux. Ainsi, toute décision sur le plan local peut être envisagée comme révocable par le pouvoir central (Shobe et Burtraw, 2012). Néanmoins au sein des différents gouvernements qui composent les échelons inférieurs, il n'est pas systématique que l'échelon de décision le plus élevé ait une autorité sur le plus petit. L'ordre de grandeur est uniquement appréciable par l'aire géographique recouverte par chaque juridiction.

Dans la mesure où tous les pouvoirs en matière d'environnement ne sont pas alloués à tous les niveaux de gouvernements, on peut supposer une certaine spécialisation selon le niveau de gouvernement considéré. Dans cette mesure les Etats unitaires présentent certains atouts par rapport aux structures fédérales. Le premier est qu'en étant le décideur en dernier ressort, l'Etat peut favoriser une certaine flexibilité en favorisant la coordination entre les gouvernements locaux. En laissant les acteurs fixer les modalités de coordination propre à leurs contextes respectifs, un second atout est de conférer à l'ensemble du système une forte adaptabilité à l'hétérogénéité spatiale.

Dans le contexte institutionnel français, la répartition des compétences entre les différents échelons de gouvernements locaux n'est pas le fruit de leur énumération claire et définitive, mais le résultat d'une clause générale de compétences *« qui consiste à reconnaître à une ou à l'ensemble des catégories de collectivités territoriales une aptitude générale à intervenir* […] *dans tous les domaines qui n'ont pas été remis à une autre catégorie de collectivités publiques ou qui n'ont pas été interdits à toutes collectivités publiques »* (Pontier, 2012, p.144). On parle ainsi d' « enchevêtrement des compétences ». Il existe ainsi peu de domaines où un seul gouvernement local intervient de manière exclusive.

Dans ce cadre, le transfert de la charge de la gestion environnementale aux gouvernements locaux est sujet à une forte incertitude. Le problème de la conciliation d'intérêts en l'absence de répartition claire des compétences est renforcé par la déconnexion des juridictions avec les frontières géographiques couvertes par les enjeux environnementaux. Le problème posé est celui de la coordination des actions environnementales émanant de multiples acteurs, dont les rôles sont peu définis. Dans cette mesure, l'émergence de dispositifs institutionnels dédiés (cf. plus bas) à l'environnement constituait une réponse en fournissant un espace de coopération décentralisée à l'ensemble des acteurs locaux. Il reste cependant à dessiner dans la mesure du possible les contours des attributions de chacun.

3.1. Schématisation de la gestion environnementale en France

L'exemple de l'attribution des pouvoirs entre gouvernements locaux français fournie par Breton et Salmon (2007) est à ce titre éclairant. Trois gouvernements possédant une assemblée élue concourent à l'action locale (en partant du plus englobant spatialement) : les régions, les départements, et enfin les communes. Chaque niveau de gouvernement possède une étendue de domaines de compétences qui définit une aptitude générale d'intervenir, que le législateur a spécifiée au fur et à mesure. Les compétences de l'Etat central et des différentes catégories de gouvernement sont ainsi imbriquées dans certains domaines.

La clause générale de compétence abordée dans la sous-section précédente fait que l'Etat central excepté, aucune échelle de gouvernement n'est subordonnée à l'autre. Le degré d'attribution de pouvoirs est par contre différencié. A l'échelon communal, le maire dispose de pouvoirs qu'on ne retrouve pas dans les deux autres niveaux de gouvernement. Le maire dispose en effet des pouvoirs d'autoriser, d'encourager et d'interdire. Ils sont à cet effet les représentants de l'ordre public au sein de leur commune. Ainsi, la nature du pays est essentiellement municipaliste, où parallèlement *«le département comme la région sont nés des besoins d'administration de l'Etat, et comme des relais du pouvoir central »* (Marcou, 2012). En effet, la présence de l'Etat s'inscrit par des bureaux ministériels au niveau des départements, et d'agences ministérielles au niveau des régions[22]. Dans chaque région et chaque département, un préfet représente le gouvernement central.

En matière environnementale, deux ensembles d'informations permettent d'alimenter le rôle de chaque échelon de gouvernement. Le premier concerne les domaines d'action traditionnellement accordés à chaque catégorie de collectivité (tableau 5).

[22] Au niveau régional, on retrouve plusieurs agences, bras armés des ministères qui interviennent plus ou moins directement dans les domaines de l'environnement : DREAL (directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement), les DIRECCTE (directions régionales des entreprises, de la concurrence, de la consommation, du travail et de l'emploi), l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie).

	Région	Département	Communes
Environnement	Inventaires locaux du patrimoine naturel Plan régional pour la qualité de l'air Classement des réserves naturelles régionales Parcs naturels régionaux (PNR) Plan régional d'élimination des déchets industriels	Inventaires locaux du patrimoine naturel Protection, gestion et ouverture au public des espaces naturels sensibles Gestion de l'eau Plan départemental d'élimination des déchets ménagers	Inventaires locaux du patrimoine naturel Assainissement individuel et collectif Distribution d'eau potable Collecte et traitement des ordures ménagères Entretien des espaces verts
Urbanisme			Délivrance des autorisations d'urbanisme Plans locaux d'urbanisme Schémas de cohérence territoriale (EPCI) Droit de préemption urbain ZAC et plan d'aménagement de zone
Aménagement du territoire	Contrat de projet Etat-région Schéma régional de développement et d'aménagement du territoire Parcs naturels régionaux Gestion des fonds européens (à titre expérimental)	Association au contrat de projet Etat-région Établissement d'un programme d'aide à l'équipement rural	Association au contrat de projet Etat-région

Tableau 5 : La répartition des compétences environnementales entre les collectivités locales (Source : Mission d'information présidée par Jean-Luc Warsmann, « *Une clarification de l'organisation et des compétences des collectivités territoriales* » sur *www.assemblee-nationale.fr/*, 8 octobre 2008)

A la lecture du tableau 5, où les domaines de compétences environnementales de chaque échelon de gouvernement sont exposés, plusieurs traits peuvent être dégagés. Le premier est une particularité de l'échelon communal. La commune a la charge obligatoire de fournir un ensemble de biens et services publics locaux qui participent au cadre de vie et au bien-être de leurs habitants (ligne « Environnement »). Elle élabore par ailleurs les droits et autorisations d'usages sur sa juridiction via divers documents de planification (ligne « Urbanisme »). Sur ce point, elle se distingue des deux autres échelons, dans son obligation de faire et sa capacité à interdire. Les départements ont la responsabilité de la protection des espaces naturels sensibles (ENS) et à ce titre peuvent prélever une taxe leur permettant de financer plus largement leurs politiques de conservation (achat suite à l'exercice du droit de préemption sur les espaces naturels en danger).

Néanmoins, la détermination du périmètre, de l'achat et éventuellement la location de ces terrains, quand bien même décidées par le conseil départemental, sont soumises à l'approbation du préfet (le représentant ici de l'Etat). De la même façon, la région porte les projets de Parcs naturels régionaux (PNR), avec les communes concernées par le périmètre). Pour autant, ce projet de classement en PNR est transmis au Préfet de Région pour approbation par le Ministre chargé de l'Environnement. La région et le département disposent de peu de pouvoir réglementaire. Ils peuvent cependant avoir recours et mobilisent de façon importante le subventionnement des initiatives environnementales.

En matière d'actions environnementales financées par les gouvernements locaux, les chiffres les plus récents souligne leur place déterminante en représentant le quart de la dépense totale du pays (Ifen, 2007). Dans cet ensemble, les communes assurent l'essentiel du financement (68%, contre 11% pour les régions, 8% pour les départements)[23]. Si les dépenses communales sont principalement affectées aux services publics de gestion des eaux et des déchets, les dépenses des départements et des régions, bien que plus faibles, nous informent sur leurs domaines d'intervention privilégiés.

On ne dispose que peu d'informations sur les dépenses des départements et des régions en matière d'environnement. La dernière étude recensée est celle de l'Ifen sur la période 1996-2002 et donne cependant quelques indications. Le tableau suivant (tableau 6) compare les dépenses des deux collectivités par domaines. Chaque domaine de dépense est un groupement de plusieurs actions. Pour des fins uniquement illustratives seul le premier poste de dépenses de chaque catégorie de collectivité est détaillé.

Le principal poste de dépense des départements concerne les actions de protection de l'environnement qui rassemblent la gestion des eaux usées (qui concentre notamment 64.6% des dépenses de ce groupe), la collecte et le traitement des déchets, la protection de l'air et du climat, la lutte contre le bruit, la protection de la biodiversité et des paysages (qui représente 16.8% des dépenses de ce groupe), la protection du sol et des eaux souterraines et la protection des eaux de surfaces, continentales et marines. Les régions consacrent également une majorité de leur budget aux actions de protection, bien que dans des proportions plus faibles (51,1% contre 60.6% pour les départements). Elles consacrent par contre la plus grosse dépense à la protection de la biodiversité et des paysages (36.3%), contre 22.9% pour la gestion des eaux usées.

Actions	Part dans la dépense totale pour	Part dans la dépense totale pour

[23] Les Agences de l'Eau complètent le groupe des dépenses locales, à hauteur de 13%.

	l'environnement (Départements)	l'environnement (Régions)[24]
Actions de protection	60.6%	51.1%
Gestion de l'eau et maîtrise de l'énergie	21%	11.1%
Actions générales en faveur de l'environnement	11.8%	30.2%
Gestion des risques	6.6%	7.6%

Tableau 6 : dépenses pour l'environnement dans les départements et les régions sur la période 1996-2002 (Ifen, 2007).

Les départements et les régions consacrent de façon simultanée des financements à des actions environnementales de même nature. L'article 1 de la loi de décentralisation de 1983 stipule que « les communes, les départements et les régions concourent avec l'Etat à la protection de l'environnement et du cadre de vie », mais il n'est pas exclu que la superposition des échelles de décisions et de gestion en matière environnementale n'occasionne des interactions stratégiques (de compétition ou de coopération) qui restent à définir selon la nature des enjeux et leur échelle spatiale comme décrit par la figure ci-dessous (figure 4). Les communes, en disposant de pouvoirs propres, peuvent être considérées comme ayant une logique d'action centrée sur leurs propres juridictions. Dans cette mesure, toute problématique qui dépasse leurs frontières juridictionnelles doit être considérée comme du ressort d'un gouvernement à un échelon supérieur. La question de la relation entre départements est soulevée à travers les problèmes environnementaux qui présentent des effets de débordement et soulignent un besoin de coordination. La relation entre les départements et l'échelon régional peut être de nature concurrentielle dans le cas de domaines partagés (c'est le cas notamment de la biodiversité et des paysages), ou complémentaire dans le cas de domaines d'action différenciés (les projets de PNR pour les régions, les ENS pour les départements).

[24] Les chiffres qui expriment les efforts environnementaux des régions excluent l'Ile-de-France, dont l'influence sur les structures de dépenses déforme la réalité nationale.

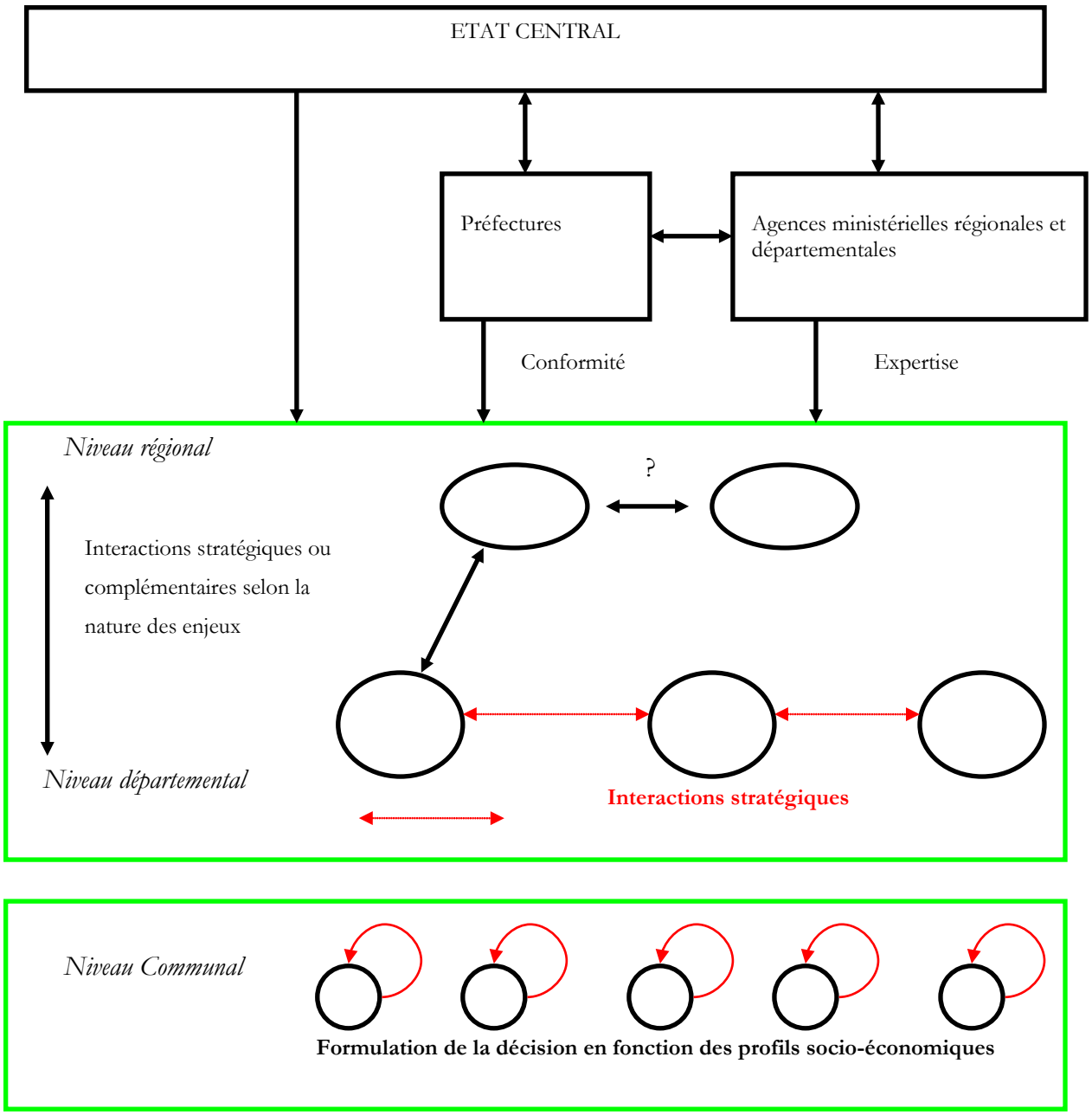


Figure 4: Les relations entre les différentes catégories de gouvernements locaux en matière de gestion environnementale

Le morcellement de la structure politico-administrative et l'enchevêtrement des compétences entre les différents niveaux de gouvernement soulèvent un besoin réel de coordination de l'action publique de l'échelle nationale à l'échelle communale. Les approches collaboratives se sont alors massivement développées. La première et la plus classique est la contractualisation, dont un des plus représentatifs est le Contrat de Plan Etat-Région (CPER) qui fédère l'ensemble des collectivités au sein d'une région, autour de projets collaboratifs d'investissement et d'infrastructure financés par des fonds dédiés. En matière environnementale

cependant, la mise en œuvre des directives européennes a nécessité l'invention d'outils de rencontre et de négociation entre les différentes parties-prenantes à la fois sur les objectifs collectifs, et les efforts à partager, que sur l'échelle spatiale de l'enjeu. Plusieurs types d'acteurs sont alors convoqués : les représentants de l'Etat (de l'administration centrale à l'administration locale), les élus locaux, et plus largement l'ensemble des porteurs d'enjeux.

Ce modèle de gestion est également le moyen pour la France d'une mise en conformité avec les exigences du Livre Blanc de la gouvernance en Europe. Les dispositifs institutionnels formels type SAGE[25], Contrats territoriaux Natura 2000, ont alors vu le jour (Voir en annexe 1 quelques détails sur les principes régissant ces dispositifs). A l'échelle d'un enjeu environnemental donné, les arènes de concertation proposées par les dispositifs institutionnels sont entendues comme des solutions coopératives à la fragmentation de l'espace politico-administratif. Pour l'Etat, il s'agit de garantir une certaine flexibilité des modes de coordination à l'échelle locale pour garantir au mieux la mise en œuvre des mesures environnementales. Ce mode d'intervention, en étant non contraignant, fait pour autant émerger une interrogation à deux niveaux.

La première interrogation concerne les règles de participation dans ces arènes de concertation. La rationalité évoquée derrière l'élargissement de la représentation dans le processus de décision publique est la légitimité des actions qui en découlent. L'implication systématique des élus locaux et des représentants de collectivités territoriales à côté des techniciens (en tant que représentants) des administrations publiques d'Etat et territoriales est avancée ici comme une règle, garante d'une certaine efficacité de l'action publique en matière d'environnement. Or, les règles de participation dans les « dispositifs institutionnels » dédiés à la construction de l'action publique environnementale à l'échelle locale n'est pas neutre quant au collectif d'acteurs qu'elles initient. Elles peuvent à la fois favoriser l'implication de nouveaux acteurs ou au contraire encourager le repli sur soi d'un groupe.

La seconde interrogation est le corollaire du premier. Etant donné le peu de pouvoirs effectifs des échelons locaux -notamment les échelons intermédiaires comme les départements et les régions en France- on peut supposer un problème d'alignement des priorités du gouvernement central avec les motivations des échelons de gouvernements inférieurs -pris

[25] La planification de la gestion de la ressource en eau par le SAGE a été introduite par la loi sur l'eau de 1992. Cependant, la nouveauté sur les "décisions et programmes dans le domaine de l'eau" et, depuis la loi du 21 avril 2004 transposant la DCE, concernent la mise en compatibilité des documents d'urbanisme, avec les SDAGE et les SAGE et la création de la commission locale de l'eau.

collectivement- à les satisfaire à l'échelle spatiale de l'enjeu. En d'autres termes, on s'interroge sur la réelle insertion des préoccupations environnementales dans la dynamique territoriale.

CONCLUSION DU CHAPITRE

Après avoir rappelé la notion de décentralisation comme cadre institutionnel plus ou moins efficace pour la formulation et la mise en œuvre des politiques publiques, ce chapitre expose les propositions du fédéralisme environnemental pour fournir un cadre normatif de l'échelle spatiale de la régulation environnementale et de la répartition des compétences entre entités administratives et politiques des différentes échelles de gouvernement.

La théorie du fédéralisme environnemental (Oates, 2000) s'inspire du fédéralisme fiscal (Olson, 1969) pour penser l'intérêt de la centralisation de la définition des politiques environnementales, étant données les compétences économiques et administratives des pouvoirs décentralisés. Elle distingue deux cas canoniques. Le premier cas renvoie aux enjeux environnementaux dont les implications sont contenues au sein du périmètre administratif d'une juridiction. Dans ce cadre, la compétence de gestion pour ces enjeux spécifiques pourra être attribuée à cette juridiction. Une telle attribution soulève cependant la question de distorsions possibles engendrées par cette décentralisation si les juridictions concernées se livrent dans des comportements stratégiques pour attirer les firmes (ou les ménages), ce qui pourraient conduire à un nivellement vers le bas des politiques adoptées. Le second cas concerne les enjeux environnementaux qui montrent des effets de débordement sur les juridictions voisines, et donc l'intérêt de bénéficier d'une économie d'échelle en termes de coûts d'application de la politique. La solution proposée est une politique coordonnée et un partage des coûts et des bénéfices. La décentralisation se heurte cependant à la faible incitation pour chacune des juridictions à considérer les coûts et bénéfices de la politique communautaire pour les autres juridictions, et renforce l'intérêt de la centralisation.

La théorie du fédéralisme environnemental insiste alors sur le fait que la désignation de la compétence politique en matière environnementale doit respecter la condition d'une nécessaire adéquation, entre l'échelle spatiale des enjeux environnementaux et l'échelle juridictionnelle qui devrait prendre en charge la politique (Oates, 2002). On s'accorde cependant à dire que les échelles spatiales des enjeux écologiques coïncident rarement aux échelles juridictionnelles. La problématique est particulièrement prégnante dans le cas où le problème environnemental dépasse les frontières d'une seule juridiction, d'où une préférence pour la centralisation comme solution de second rang. La centralisation et la mise en place d'une politique uniforme, qui va

s'appliquer à l'ensemble des juridictions d'échelon inférieur est d'autant plus justifiée qu'on n'observe pas d'hétérogénéité de coûts (politiques et économiques), pour sa mise œuvre, ce qui permet de bénéficier d'économies d'échelle. Mais l'hétérogénéité des coûts est souvent la règle, elle relève de la différence en matière de situation environnementale entre les juridictions. Il serait donc plus opportun d'octroyer aux juridictions concernées la compétence politique sur les enjeux environnementaux visés. Cependant, dans ce cas de figure, les concurrences inter-juridictionnelles pourraient conduire à des politiques sous-optimales à l'échelle collective. La centralisation reste donc l'approche préférée en matière de gouvernance environnementale. Cette centralisation revient à créer de manière ad-hoc des agences (entités administratives), qui seraient l'autorité ayant la compétence de définir et de mettre en œuvre les politiques environnementales des gouvernements locaux, à l'échelle spatiale pertinente de la gestion des ressources et du milieu.

La mise en œuvre de réglementations environnementales pour le cas spécifique de la France invite à considérer la forme actuelle de répartition des compétences en matière d'environnement entre l'Etat et les différentes collectivités. Il s'avère qu'en dehors des communes qui disposent d'un pouvoir décisionnaire sur leurs périmètres, l'ensemble des gouvernements de rang inférieur à l'Etat ne peut être considéré isolément des autres. Or, l'action environnementale conduite à l'échelle spatiale de l'enjeu écologique nécessite l'intervention des différents niveaux de collectivités, de la commune, des départements et de la Région, étant donné leurs prérogatives. Ce chapitre a ainsi montré le rôle institutionnel des DIE pour permettre l'implication des différents échelons politiques de la gestion environnementale. Il soulève cependant la nécessité de comprendre la portée incitative d'un tel dispositif au regard notamment des objectifs environnementaux qu'il doit porter, des instruments (essentiellement réglementaires) qu'il peut mobiliser pour les atteindre, et les enjeux économiques des territoires qu'il couvre. Le chapitre suivant développe une approche empirique de cette question à travers l'analyse économétrique des mécanismes politiques qui régulent les votes des élus municipaux lors du processus d'élaboration du SAGE « Estuaire de la Gironde et Milieux Associés ».

CHAPITRE 3. LES DIE A L'EPREUVE DES COMPETENCES POLITIQUES DES COMMUNES : LE CAS DES ZONAGES PRIORITAIRES DU SAGE

Les modalités de mise en œuvre des politiques de gestion et de préservation des ressources et des milieux aquatiques, de l'échelle nationale à l'échelle locale, fournissent un objet de recherche pertinent pour saisir la complexité du processus institutionnel qui façonne les modes de gouvernance de la gestion des enjeux environnementaux en France. Leur analyse permet de montrer toute l'ambigüité de ce qu'on qualifie de manière un peu rapide de décentralisation environnementale, c'est-à-dire l'implication des acteurs locaux, à la décision et à la gestion des ressources naturelles et des enjeux environnementaux, et de pointer sur les limites des dispositifs institutionnels conçus pour favoriser la coordination des acteurs.

Dans le domaine de l'eau, les six agences de l'eau[26] disposent des compétences institutionnelles en matière de politique de l'eau en référence à ses instruments, à savoir la définition et la récolte des taxes et redevances auprès des usagers de l'eau, et la définition d'un schéma directeur en matière d'aménagement et de gestion dans le domaine de l'eau (SDAGE) et son financement. Les objectifs généraux de ce schéma directeur pour les périmètres du bassin hydrographique de la compétence de chaque agence s'imposent à l'ensemble des acteurs et des usages couvert par le SDAGE, à travers ce qu'on appelle les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) - un document de planification et de gestion des ressources et des milieux aquatiques défini pour une unité hydrographique, d'une manière générale le bassin versant. Ce document est élaboré de manière concertée par les différents porteurs d'enjeux qui se coordonnent au sein d'une organisation administrative permanente, la CLE (Cellule Locale de l'Eau). Une CLE se compose alors de trois collèges[27] : - les représentants des collectivités locales et territoriales qui y occupent la moitié des sièges ; - les représentants de l'Etat ; - et enfin le collège d'usagers qui se partagent l'autre moitié des sièges.

[26] Elles renvoient respectivement aux six bassins hydrographiques métropolitains : Artois-Picardie, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée et Corse, Seine-Normandie, Adour-Garonne et Loire-Bretagne.

[27] Le collège des représentants des collectivités locales et des établissements publics locaux, le collège des usagers, propriétaires fonciers, organisations professionnelles et des associations concernées, et le collège des représentants de l'Etat et de ses établissements publics.

Plus concrètement, la CLE est chargée de l'élaboration du contenu du SAGE, à savoir le Plan d'Aménagement et de Gestion Durable (PAGD). Ce plan est censé guider la mise en compatibilité des actions devant être entreprises par les différentes entités institutionnelles avec les objectifs de gestion du SDAGE. Le PAGD est doté à la fois d'une portée administrative et juridique. Il relève en effet du principe de compatibilité qui s'applique aux administrations. Dans ce cadre, les décisions ou actes administratifs pris dans le domaine de l'eau existant à la date de publication du SAGE doivent être rendus compatibles avec le PAGD et ses documents cartographiques. Il en est de même de certaines décisions administratives prises hors du domaine de l'eau, et ayant trait directement aux enjeux de l'aménagement et de l'urbanisme. C'est le cas des documents de planification en matière d'urbanisme, que sont les Scot, PLU et cartes communales[28]. C'est en référence à ces documents que la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006 donne la possibilité d'identifier certaines catégories de zones (de protection prioritaire) dans le PAGD qui seront délimitées par arrêté préfectoral une fois le SAGE approuvé. Chacune de ces zones fait l'objet d'objectif de protection et/ou de restauration. Le PADG est adjoint par ailleurs d'une portée politique car il est soumis à enquête publique et à la consultation des juridictions communales concernées. Cette dernière procédure a une importance particulière car l'adoption définitive du PADG par le biais d'un vote final par la CLE reste conditionnée par cette étape consultative, étant donnée la répartition des sièges au sein de celle-ci, qui donne la moitié des voix aux collectivités.

Depuis la loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques du 30 décembre 2006, les communes sont les principales gestionnaires des services de distribution de l'eau potable et de la gestion des eaux usées. Les agences de l'eau gardent en revanche les compétences décisionnelles en matière de politiques de l'eau, en référence notamment à la fiscalité. Elles se sont vues attribuées les compétences pour fixer les taux des différentes redevances liées aux usages domestiques, et acquittés par les consommateurs via la facture de l'eau potable. Elles œuvrent également pour la mise en place et la récolte des taxes et redevances de pollutions liées aux usages industriels et agricoles. Le financement des investissements en matière d'infrastructure ou d'aménagement conduits par les communes bénéficie alors de transferts financiers de l'agence de l'eau à travers la récupération des coûts liés aux usages de l'eau. L'accentuation des exigences environnementales, et l'accroissement des dépenses correspondantes font néanmoins craindre une augmentation de la fiscalité locale (en référence aux différentes échelles de la décision administrative). Cet aspect budgétaire peut venir renforcer les jeux de pouvoirs entre les communes (en tant qu'entité

[28] Articles L.111-1-1, L.123-1 et L.124-2 du code de l'urbanisme.

politique) et les agences de l'eau pour obtenir l'autorité en matière de fiscalité liée à l'eau (Glachant, 2002).

Par ailleurs, avec l'objectif de réduire les pressions anthropiques, et favoriser la préservation voire la restauration des biens et services écosystèmiques fournis par les écosystèmes naturels, l'évolution des politiques de gestion des ressources naturelles à l'échelle locale donne de plus en plus de place aux zonages comme principal instrument réglementaire[29]. Les SAGE ne sont pas en marge de cette tendance avec le recours aux zones d'actions prioritaires[30]. La cohérence écologique inscrite dans le SAGE -la gestion de l'eau et des milieux aquatiques à l'échelle du bassin versant[31]-, ne peut cependant s'affranchir de la problématique de la définition de manière centralisée d'une politique environnementale qui va s'appliquer à un ensemble de communes présentant souvent des profils socio-économiques hétérogènes, et qui font face à des enjeux environnementaux également diversifiés. Les communes, en disposant d'un droit de vote au sein de la CLE sur le PGAD, peuvent se positionner vis-à-vis des politiques de zonage du SAGE, par le refus de celui-ci. On se retrouve dans la situation d'une politique définie à une échelle de décision supérieure, mais qui ne correspond pas à la demande communale en matière de zonage et d'aménagement.

Cette problématique a été au cœur des travaux normatifs sur le fédéralisme environnemental, qui défendent l'intérêt de la centralisation. Comme nous l'avons souligné dans le chapitre 2. La gestion des ressources et des milieux aquatiques à travers les zonages d'actions

---

[29] Le recours croissant au zonage a pour corollaire la diversité des instruments utilisés en matière environnementale. On peut ainsi distinguer les zonages à titre de connaissance ou d'inventaire (ZNIEFF, sites Natura 2000 lors de leur définition), et les zonages à titre d'intervention. Dans cette deuxième catégorie, il faut distinguer les zonages réglementaires les zonages correspondant à des acquisitions foncières (par exemple, du Conservatoire du Littoral), les zonages de planification, les zonages de contractualisation (parcs naturels régionaux, contrats de rivière ou de baie, contrats Natura 2000) (La Documentation française, 2002).

30 Plusieurs types de zones prévues par la réglementation sont identifiés dans le PAGD :

- les zones humides d'intérêt environnemental particulier (ZHIEP) dont le maintien ou la restauration présente un intérêt pour la gestion intégrée du bassin versant, ou une valeur touristique, écologique, paysagère ou cynégétique particulière. Ces zones peuvent englober les zones humides dites « zones stratégiques pour la gestion de l'eau »

- les zones stratégiques pour la gestion de l'eau (ZSGE) contribuant à la réalisation des objectifs du SDAGE en particulier en matière de qualité et de quantité des eaux

- les zones naturelles d'expansion de crues (ZEC), qui consistent à « rendre des terres aux fleuves ».

[31] Cette notion renvoie à des recherches plus générales sur la cohérences des systèmes écologiques et des systèmes de gestion (e.g., Gibson et al., 2000 ; Young, 2002 ; Hein et al., 2006 ; Folke et al., 2007). Pour des travaux plus spécifiques aux bassins versants, voir notamment Dixon et Easter, 1986 ; Ghiotti, 2006 ; Cohen et Davidson, 2011.

prioritaires dans les SAGE peut dans ce cadre être rattachée à la situation avec effet de débordement des politiques. En référence aux configurations données par Esty (1996) cf. Chapitre 2, (section2.1), on se trouve ici dans le schéma B, où le régulateur public fait face à des externalités positives. En effet, si les bénéfices environnementaux engendrés par les zonages d'actions prioritaires peuvent profiter à l'ensemble des communes dans le périmètre du dispositif du SAGE, les coûts en revanche sont principalement supportés par les communes qui accueillent les zonages. Sans présenter l'ensemble des caractéristiques institutionnelles d'une « fédération » de communes pour ce qui concerne la gestion des ressources et des milieux aquatiques à l'échelle du bassin versant, le SAGE s'en approche néanmoins de par son principe de fonctionnement. L'efficacité du SAGE en tant que dispositif institutionnel fédérateur pour la mise en place d'une politique de gestion par zonages doit par conséquent être mise en perspective avec les politiques souhaitées par les communes. En effet, dans quelle mesure le processus d'élaboration du SAGE arrive à faire coïncider les contenus d'une politique décidée à une échelle supra-communale avec les enjeux économiques qui régissent la demande en matière de politique environnementale des territoires communaux pris individuellement ? Pour répondre à cette question, nous développons une approche empirique qui s'appuie sur l'analyse des facteurs explicatifs des avis émis par les élus communaux sur le PAGD concernant l'estuaire de la Gironde[32]. Le recours aux données de vote n'est pas usuel dans la littérature empirique sur le fédéralisme environnemental, qui analyse les niveaux de dépenses ou les taux de fiscalité, pour tester un certain nombre d'hypothèses telles que l'observation du nivellement par les bas de la réglementation de la qualité environnementale (List et Gerking, 2000 ; Millimet, 2000, cf. section 2.3, chapitre 2). Le principal instrument proposé dans le SAGE, le zonage, même s'il fait partie intégrante des instruments réglementaires, sort ici des instruments de politiques environnementales analysées dans la littérature. On peut cependant tirer des enseignements d'une littérature abondante sur l'économie politique des usages du sol et de l'aménagement, pour esquisser les mécanismes spécifiques aux zonages et comprendre les positions des élus consultés. Aussi, après avoir rappelé les principales propositions de cette littérature, et discuter de leur adéquation au contexte des territoires ruraux[33], il nous a semblé pertinent de recourir d'abord à une lecture spatiale des trajectoires économiques des communes du SAGE de l'estuaire de la Gironde, avant d'analyser l'impact des facteurs économiques sur les votes du PGAD par les élus des municipalités concernées.

[32] La consultation s'est déroulée de fin décembre 2010 à fin avril 2011.

[33] La majorité des communes du périmètre du SAGE de l'estuaire de la Gironde, soit 147 sur 189, ont moins de 2000 habitants

Le chapitre est structuré en trois sections. La première section expose les mécanismes économiques qui permettent d'analyser les positions des élus locaux vis-à-vis de la cartographie des zonages prioritaires prévus par un SAGE. La deuxième section rapporte les traits caractéristiques de l'évolution socio-économique empruntée par les communes rurales du périmètre du SAGE « Estuaire de la Gironde », notre cas d'étude, au sein d'une dynamique territoriale plus vaste à explorer à l'échelle des quatre Pays qui les englobent. La troisième section fournit une analyse des déterminants de la participation des communes à la consultation du projet de SAGE et discute les résultats.

Section 1. L'économie politique des zonages dans les espaces ruraux

1.1. Interaction entre enjeux économiques et décisions politiques à travers le zonage

L'approche économique de la politique du zonage définit celui-ci comme un droit de propriété collectif sur le foncier qui est exercé par la municipalité, à l'issu d'un calcul politique pour lequel l'élu local cherche à maximiser l'utilité des acteurs qui contrôlent l'appareil politique (Fischel, 1978, 1985). Le cadre théorique proposé part alors du principe que le choix (d'une cartographie) des zonages, bien que par définition fragmentaire, impacte l'ensemble du foncier du territoire de la commune. Il réaffecte en effet les droits des propriétaires des zones classées à une autre partie de la population. L'interdiction d'usages productifs à des fins de préservation dans une zone dévolue à l'origine à l'agriculture, et ses effets en termes d'aménités (paysagères et récréatives) pour les terres à usage résidentiel en fournit un exemple. En d'autres termes, l'évolution de l'usage des sols impactera différemment l'utilité (la rente réalisée) par les différentes catégories d'acteurs impliquées : propriétaire foncier, acteur agricole, résident. Aussi, si on accepte l'hypothèse que le zonage est le résultat d'un processus politique, qui sert les intérêts de ceux qui en ont le contrôle, la concordance entre la politique de zonage qui sera retenue et les préférences des acteurs dépend crucialement des objectifs qu'on assigne à l'élu local pour comprendre son choix. Formulé sous l'angle économique, le choix de l'élu tient compte des préférences des acteurs impliqués, car elles déterminent les coûts et les bénéfices des règles de zonage qui vont s'appliquer.

L'économie politique des choix publics proposent deux modèles concurrents : le modèle de l'électeur décisif (ou électeur médian, Black, 1958 ; Downs, 1957), et le modèle de l'élu sensible aux groupes d'intérêts (ou « Léviathan », pour reprendre Brennan et Buchanan, 1980). Le modèle de l'électeur médian est le plus répandu (Holcombe, 1989 ; Congleton, 2002). On postule que la décision politique d'un élu est motivée par sa réélection. Ainsi, afin de maximiser la probabilité de

sa réélection, il doit satisfaire les préférences de l'électeur médian, soit les préférences de 50% +1 de la population de sa juridiction. Ce théorème de l'électeur médian est dérivé ici d'une fonction d'agrégation des demandes individuelles des électeurs pour obtenir la demande de l'ensemble de la communauté. En matière de politique publique locale, la mobilité des citoyens, qui leur garantit le moyen de trouver dans les communes voisines une politique plus en accord avec leurs préférences - le principe du « vote avec les pieds » (Tiebout, 1956) - constitue avec l'électeur médian, les deux leviers de contrôle collectif par les résidents d'une municipalité de la fourniture de biens et services publics.

Les travaux empiriques qui tentent de réfuter ou de valider l'hypothèse de l'électeur médian en matière de politique publique locale restent encore peu nombreux et peu stabilisés. Quelques travaux donnent néanmoins une indication sur le modèle de comportement des élus municipaux et la prédominance du modèle de l'électeur médian. Ainsi, Turnbull et Mitias (1999) confrontent les prédictions du modèle de l'électeur médian pour différentes politiques (taxe, ou dépense) avec différentes mesures statistiques (moyenne, médiane) des variables à lier (taxe/dépense avec le revenu) avec des données associées à 48 Etats américains ainsi que pour des circonscriptions inférieures de gouvernement (les comtés et les municipalités). Leurs résultats les amènent à conclure que le comportement de dépense des élus concorde avec les préférences de l'électeur médian uniquement dans le cas des politiques définies à l'échelle des municipalités. D'autres études soutiennent l'idée qu'il est rare que le modèle de l'électeur médian explique dans sa totalité le comportement de l'élu local, même si celui-ci reste dominant. Ces études avancent alors des explications complémentaires : un marché politique très peu concurrentiel, ou tout simplement un niveau d'information et d'influence assez faible des administrés (Mudambi et al., 1986)

Des théories alternatives à celle de l'électeur médian, mais qui s'appuient également sur les préférences des destinataires des politiques, apportent alors une certaine nuance, en l'occurrence la théorie de la régulation par les groupes d'intérêts. Cette théorie offre une variation du modèle de l'électeur médian, en mettant en avant les activités économiques comme objet de la régulation et comme motivation de la demande des électeurs (Demsetz, 1968 ; Posner, 1971). Dans la mesure où ces modèles ont été mis en place pour comprendre le système électoral nord-américain, le processus politique s'opère en deux étapes : - l'influence des groupes d'intérêts sur les politiques, et l'influence de ces groupes sur les électeurs. Dans ce qui suit, ce sont les mécanismes par lesquels l'action des groupes d'intérêts influence le comportement de l'élu qui nous intéressent, en invoquant notamment, le modèle de Becker (1983).

Le modèle part de l'idée que les taxes, subventions, et toute autre mesure de régulation qui intègrent les instruments de la politique publique sont définies de manière à augmenter l'utilité

des groupes d'intérêts les plus influents. Le modèle intègre l'influence des groupes sur la politique à travers des mécanismes qui transforment leurs contributions (pressions, dépenses…) en ressources politiques pour l'élu. Ainsi, on revient aux capacités d'organisation et à la nature de l'intérêt qui motive la formation de ces groupes : les groupes les plus efficaces en termes d'influence sont en effet ceux qui sont capables de réduire les contenus des politiques qui contrecarrent leurs intérêts et à augmenter les effets qui leur sont bénéfiques (Becker, 1983). Il s'avère que les bénéfices perçus par un groupe de pression peuvent être considérés comme un bien public pour ses membres : chaque individu du groupe perçoit ces bénéfices qu'il ait contribué ou non à l'action du groupe, ce qui implique pour ceux qui s'y engagent qu'ils supportent des coûts sans en connaître la compensation à l'avance. Une telle situation peut susciter les comportements de free-riding, favorisés par la taille du groupe : plus la taille du groupe est importante et plus l'impact d'une contribution individuelle est faible. De la même façon, plus la taille du groupe est importante et plus la sanction qui est associée à la défaillance est faible. Ainsi les groupes de faible taille agissent de façon plus efficace (Olson, 1965).

En empruntant un cadre analytique basé sur la régulation par les groupes d'intérêts, nombre de travaux théoriques sur la régulation de l'usage des sols aboutissent à la prédominance des intérêts des résidents (Fischel, 2001, 2005 ; Ortalo-Magné et Pratt, 2007). Pour l'heure, peu de travaux empiriques permettent d'attester ces propositions (Hilbert et Robert-Nicoud, 2013). En effet, les propriétaires fonciers et les acteurs relevant des activités du développement résidentiel peuvent exprimer leurs intérêts et exercer une influence en faveur de mesures qui contrecarrent les intérêts des résidents (Glaeser et al., 2005, Hilber et Robert-Nicoud, op.cit.). Sole-Olle et Viladecans-Marsal (2012) s'appuient sur cette hypothèse pour développer une analyse des facteurs explicatifs de la croissance de l'offre de sols pour le développement résidentiel dans plus de 2000 municipalités espagnoles sur la période 2003-2007. Ils considèrent que la décision de l'élu relève d'un arbitrage opéré entre une rente politique générée par la proximité des propriétaires fonciers et des promoteurs immobiliers, et l'utilité que l'élu espère retirer d'une réélection. Si la rente politique est une fonction croissante du profit des développeurs, l'utilité associée à une réélection est conditionnée par la variation d'utilité de l'électeur médian (le résident), occasionnée par la conversion des sols au développement. La variation d'utilité de l'électeur médian est ici déterminante, elle est une fonction décroissante de la densité résidentielle. Le poids du groupe d'intérêt diminue quant à lui avec l'intensité de la compétition électorale. Cette formulation théorique de Sollé-Ollé et Viladecans-Marsal peut apparaître ad hoc, dans la mesure où le contexte espagnol de l'époque présentait une forte demande d'urbanisation des sols et une offre en quantité faible. L'intuition des auteurs pour une influence des groupes de pression sur les élus

est néanmoins confortée par plusieurs mises en examen et condamnations pour faits de corruption liés à des autorisations de constructions illégales qui se référaient à cette période.

Tous ces travaux sont développés pour le contexte urbain et s'intéresse aux luttes d'influence des groupes d'intérêts qui tirent profit du phénomène résidentiel. Cependant les enjeux environnementaux et agricoles ne sont pas intégrés dans ces travaux.

1.2. Les territoires ruraux : lieu d'influence des groupes d'intérêts

Pour comprendre les comportements des élus ruraux vis-à-vis du zonage, la première question qui se pose est de savoir si à l'échelle des communes, les décisions publiques reflètent les préférences des individus majoritaires ou de groupes d'intérêt particuliers. On dispose de peu de références dans la littérature qui permettent d'inférer des régularités dans le modèle de comportement de l'élu et qu'on pourrait privilégier pour le niveau communal, encore moins pour les communes rurales. L'analyse empirique du processus politique dominant a été abordée chez Josselin et al. (2008), pour le cas des communes françaises (14 900 circonscriptions). Pour confronter l'hypothèse de l'électeur médian à d'autres explications alternatives, les auteurs s'intéressent particulièrement à l'effet de la taille de la population sur les niveaux de dépenses. Leurs résultats montrent que les dépenses des communes de moins de 5000 habitants correspondent aux caractéristiques de l'électeur médian (revenu et niveau de taxes), tandis qu'un modèle de décision qui s'éloigne des caractéristiques de l'électeur médian est dominant dans les communes de plus grande taille. Les remarques conclusives de Josselin et al. (2008, p.572) fournissent plusieurs éléments d'explication pour abonder cette différenciation des comportements de prise de décision des élus selon la taille de la population qu'ils administrent. Une partie de ces arguments peut être résumée de la manière suivante : plus la taille de la population d'une ville considérée est grande, plus le nombre d'intermédiaires entre l'élu et les citoyens - les personnels de management pour l'implémentation de la politique - augmente, d'où une dilution de l'influence des électeurs. Un autre argument renvoie au degré de participation politique comme principal facteur d'influence sur le comportement de l'élu. Dans ce cadre, les auteurs avancent que la circulation de l'information est facilitée dans les communes de petite taille notamment en raison de la proximité entre l'élu et ses électeurs. En revanche, pour des politiques qui concernent une population importante, l'élu dispose d'une grande marge de manœuvre pour favoriser à la fois les politiques de redistribution et la recherche de rente par les groupes de pression : les coûts qui en résultent sont plus facilement disséminés sur le nombre des contribuables. Pourtant, les mécanismes qui régissent la relation entre l'élu et ses électeurs ne sont

pas univoques. La proximité avec l'élu peut tout aussi bien favoriser l'interconnaissance et favoriser l'influence des groupements d'intérêts particuliers sur l'élu (Castel, 2007, p3).

Les hypothèses qu'on mobilise pour comprendre les mécanismes qui président les décisions en matière de zonage dans les territoires ruraux nécessite cependant, d'intégrer une conception plus précise des intérêts économiques qui s'y manifestent. Aussi, si on conserve la démarche empirique qui consiste à explorer les facteurs explicatifs des politiques de zonage dans les mécanismes qui régulent les comportements des élus locaux, on serait tenté de s'appuyer sur un modèle de comportement de l'élu qui serait tiré de l'influence des groupes d'intérêts. Une telle approche est d'autant plus appropriée pour les communes rurales françaises, pour lesquelles l'importance de l'économie résidentielle (Boutet, 2006) comme perspective bouscule l'équilibre entre les différentes fonctions (productive, résidentielle, environnementale) de l'espace rural. L'allocation de l'usage des terres peut dans ce cadre, constituer le point d'achoppement de la conciliation des intérêts des différents groupes d'usagers (Torre et al., 2006), mais pour les décideurs locaux, la clé d'un développement économique équilibré.

L'économie politique des aménagements a rapidement opposé deux groupes d'acteurs selon leurs perceptions des effets du zonage : les acteurs qui perçoivent les zonages environnementaux de façon positive (résidents, environnementalistes) et les acteurs qui y seraient opposés (développeurs, agriculteurs…) (Adelaja et Gottlieb, 2009). Les effets du zonage sur le marché immobilier sont avancés comme favorables aux résidents (comparativement aux autres groupes d'intérêts ou usagers du sol) du fait du renchérissement de la valeur de leur propriété (Fischel, 1985). Les travaux sur la structuration des espaces périurbains peuvent être repris ici pour affiner la compréhension des jeux d'influence autour des zonages environnementaux (compris comme l'augmentation des espaces rendus à la nature) sur les comportements des différents acteurs impliqués définis selon leur usage du foncier -les résidents d'une part, et les agriculteurs d'autre part-, ou selon les droits de propriété sur le foncier : propriétaires fonciers d'un côté et agriculteurs de l'autre.

1.3. Profil socio-économique des territoires et rente foncière

En partant du modèle canonique pour l'affectation des sols de Alonso-Muth-Mills (Fujita, 1989), les travaux sur les dynamiques des espaces urbains postulent que le choix des ménages en termes de localisation est fondé sur la distance aux centres urbains, pourvoyeurs d'emploi et de revenus. La demande résidentielle pour la périphérie résulte par conséquent d'un choix de résidence qui relève d'un arbitrage entre la minimisation de cette distance à la ville centre (sur le fondement des trajets habitation-lieu de travail) et des considérations environnementales liées à

l'accès aux aménités rurales (Cavailhès et al. 2003, p.7-8). Dans ce contexte, pour pouvoir intégrer l'offre de sols pour l'usage résidentiel dans ces périphéries (qui auparavant ont été destinés à l'agriculture), le comportement de l'agriculteur est introduit dans l'analyse. On y postule qu'il est également déterminé par la distance à la ville selon un modèle à la Thünen. De façon analogue aux ménages, les agriculteurs ont un intérêt à situer leur activité proche des centres urbains. La proximité au centre urbain, outre un effet positif sur le prix des terres agricoles, permet aux agriculteurs d'accéder à un marché d'autant plus rémunérateur (comparé aux circuits commerciaux de l'agro-alimentaire) que les coûts de transports seront faibles. Dans ce schéma, les aménités rurales ont une position centrale pour la prise de décision tant chez les agriculteurs que chez les ménages. Les aménités intègrent non seulement les préférences des ménages, mais également leur contrainte budgétaire via la capitalisation de la rente foncière. Les aménités rurales sont par ailleurs un produit conjoint de l'activité agricole. Le zonage environnemental peut produire deux types d'effets sur le marché foncier. Un effet rareté tout d'abord dans la mesure où le zonage restreint la quantité de surfaces disponibles pour la construction, ou la déplace vers d'autres zones qui permettent la construction. On peut y voir un effet négatif si le zonage aboutit à un report de la construction sur d'autres zones naturelles ou des terres à vocation agricoles (Hilber et Robert-Nicoud, 2006). Le zonage peut également produire un effet aménités du fait des caractéristiques attractives des logements situés à proximité.

L'augmentation de la valeur des propriétés à proximité de zonages environnementaux est confirmée dans la littérature quand on distingue les zonages au titre de la préservation et les zonages où l'option de développement future reste ouverte. Le premier type de zonage seulement affecte positivement la valeur des propriétés (Irwin et Bockstael, 2001 ; Geoghan et al., 2003) soulevant un effet aménité. Geniaux et Napoleone (2011) confirment pour le cas des communes françaises en milieu périurbain une augmentation des prix des logements à proximité des zonages environnementaux en comparant les communes qui en disposent et celles qui en sont dépourvues. Il apparaît alors raisonnable de considérer que les résidents accordent un véritable intérêt aux zonages environnementaux, cette sensibilité étant d'autant plus forte si on considère qu'une grande partie des propriétaires ont pour principal capital leur habitation (Fischel, 1985, 2001).

S'agissant des territoires ruraux plus éloignés des centres urbains, on souligne souvent l'importance de l'activité résidentielle (Boutet, 2006), notamment en matière d'attractivité de nouveaux résidents à travers deux facteurs qui s'autoalimentent, la qualité du cadre de vie et la qualité de l'environnement naturel (Deller et al., 2001). En écartant l'influence principale de la distance au centre urbain sur la valeur foncière, cette dernière est principalement fondée sur les

rapports de force entre les différents usages du sol dans la structuration du marché foncier. Il devient alors important de considérer les autres catégories d'acteurs dans l'analyse, à savoir les propriétaires fonciers et les agriculteurs. La position des propriétaires fonciers et des agriculteurs vis-à-vis du zonage dépend en effet de la modification des droits de propriété qui se manifestent et des hypothèses qu'on pose notamment sur l'évolution du prix du foncier dans un contexte de croissance urbaine. Si on conserve l'idée que le zonage exclut tout usage pour des fins de préservation :

- ceteris paribus, le zonage contribue à la raréfaction des espaces disponibles pour d'autres usages et fait augmenter le prix de la terre. Il produit un effet positif sur l'utilité du propriétaire foncier dans le temps
- si l'agriculteur n'est pas propriétaire de sa terre, le profit retiré de l'activité agricole décroît avec l'augmentation du prix de la terre qui participe aux coûts de production (capital, travail, terre) qui en résulte. Si on admet que le prix de la terre augmente avec la proximité aux centres urbains, le profit pour l'agriculteur décroît de la même façon
- plus probablement, pour les cultures qui présentent une dimension domaniale importante (e.g., les propriétés viticoles), la plupart des agriculteurs sont propriétaires, ainsi le zonage présente une diminution des options de développement. En effet, le potentiel d'augmentation de la production participe largement de la valeur de la terre en milieu urbanisé (Fischel, 1985 pour le cas du New Jersey ; Platinga et al., 2002). Pour le cas de la France, plusieurs travaux (Cavailhès et Wavresky, 2003 ; Napoleone, 2005 ; Géniaux et Napoleone, 2007), ont montré que le prix des transactions des terres à usage agricole intègre les plus-values futures réalisables en cas de revente. Cavailhès et al. (2011) montrent également que le prix des terres croît avec la densité urbaine et décroît avec l'éloignement des centres urbains.

Ces résultats suggèrent que pour les propriétaires fonciers dont une partie des agriculteurs, le zonage environnemental implique des pertes. Un zonage « souple » qui permet d'envisager un possible développement dans le futur peut avoir un effet positif sur la valeur des terres. Un zonage strict à des fins uniquement de préservation réalloue au final les droits de propriétés entre les groupes d'intérêts. La perte de l'usage des terres implique une baisse de profit pour l'agriculteur (Vaillancourt et Monty, 1985), et une baisse de la valeur de la terre pour le propriétaire foncier (Foley, 2004).

Les groupes d'influence qui régulent les usages du sol seraient donc différenciés selon les profils socio-économiques des communes rurales. Pour faciliter l'interprétation des décisions des

élus locaux des communes rurales, face aux politiques de zonages d'actions prioritaires édictées dans les SAGE, nous proposons dans ce qui suit un modèle conceptuel simple qui permet de comprendre les choix des élus par l'influence des différents groupes d'intérêts, tenant compte du profil socio-économique de la commune. L'influence des groupes d'intérêts sur leurs élus ne s'exerce pas de la même façon selon les perspectives économiques des communes. La distance au centre urbain et l'importance des activités agricoles sont les variables clés des perspectives de développement des communes rurales, qui permettent de distinguer celles qui sont à vocation résidentielle de celles qui doivent s'appuyer sur les activités agricoles[34]. Le modèle que nous présentons prend en considération ces enjeux.

1.4. Les décisions des élus ruraux face aux groupes d'intérêts

On accorde aux espaces ruraux trois fonctions qui entrainent des usages concurrents du sol : une fonction économique de production, une fonction résidentielle liée au cadre de vie, et une fonction liée à la conservation ou à la restauration des espaces naturels (Perrier-Cornet, 2002). On peut alors considérer que pour chaque commune rurale, la structuration des usages du sol est répartie entre les espaces productifs agricoles, les espaces résidentiels et les espaces à conserver et/ou réhabiliter sur le plan écologique. Au sein d'un cadre analytique qui permet de traiter la politique d'affectation des sols comme le résultat d'un jeu d'influence entre l'élu et les groupes d'intérêts, l'évolution de la part des surfaces rendues à la nature dans la surface communale totale à l'issue d'un nouveau zonage environnemental correspond ici à la superficie qui représente au mieux les intérêts de l'élu local. L'élu doit opérer les arbitrages face aux influences des différents groupes d'intérêts qui sont impliqués. L'intérêt de l'élu local se confond alors dans ce cadre à la situation qui maximise la somme des intérêts des groupes d'influence impliqués. L'utilité de la politique pour l'élu correspond à la somme des bénéfices nets des résidents propriétaires de leurs habitations, des propriétaires fonciers, comme des agriculteurs.

Les nouvelles surfaces rendues à la nature sont à extraire des surfaces agricoles ou du moins celles qui devraient rester dans la vocation agricole, mais elles impactent l'ensemble des

[34] Aubert al. (2006) notamment ont construit une typologie de communes rurales françaises (communes situées en dehors des aires urbaines de plus de 50 000 habitants). Les auteurs identifient 17 profils de développement en termes de performance des communes répartis en 7 grandes catégories économiques : économies périurbaines de grand marché, de desserrement urbain, rurales résidentielles, touristiques, diversifiées, industrielles, et enfin agri-alimentaires. Trois facteurs expliquent particulièrement cette catégorisation : la situation spatiale des communes (influence urbaine directe ou non), l'histoire des structures socio-économiques locales et l'organisation socio-politique des acteurs.

groupes d'intérêts, à travers les rentes foncières ou immobilières. D'une manière générale, les variables reflétant les rentes foncières (pour les terres qui vont rester dans les usages agricoles, comme pour les terres ouvertes aux usages résidentiels) et les rentes immobilières des résidents qui peuvent être associées directement à l'évolution de l'affectation du sol à l'échelle communale ne sont pas observables directement. On aborde alors le bénéfice net des différents groupes d'acteurs qui prennent part à la structuration des usages du sol – à l'aide de variables qui décrivent au mieux l'évolution de ces rentes. Trois catégories de variables sont à considérer : la distance au centre urbain, l'importance des surfaces agricoles, les surfaces déjà rendues à la nature. On y ajoute les alternatives productives de la commune qui impactent les rentes de chaque groupe d'intérêt, mais de manière très différenciée.

Les bénéfices de la politique pour les agriculteurs sont déterminés par la rente agricole pour laquelle le profit de l'agriculteur à la période actuelle est donné et le potentiel de production supplémentaire est associé aux surfaces des terres non exploitées, qu'on suppose localisées dans la commune. Le zonage constitue en cela une réallocation des droits d'exploitation de la terre vers d'autres activités. Le poids des intérêts agricoles sur la décision de l'élu sera d'autant plus grand que la structuration des usages sur le sol communal en faveur de l'agriculture est importante (i.e., la part des surfaces agricoles dans la superficie communale totale, $\mathbf{Sagri}_i$). Cette variable est réciproquement au sein de la commune un indice de rareté/comme de l'abondance : plus la proportion de terres agricoles dans la surface communale est importante, plus la quantité de réserves foncières mobilisables pour un usage agricole futur est faible. En revanche, on peut esquisser le mécanisme inverse pour les usages résidentiels. Les terres agricoles procurent des bénéfices à l'ensemble de la commune en produisant des aménités naturelles, qui affectent la valeur des terres à vocation résidentielle et la valeur des habitations, à côté des zones naturelles.

Les bénéfices nets des résidents propriétaires sont expliqués en partie par la valeur de leur habitation. On ne dispose pas de telles données, mais on sait cependant que la distance aux pôles urbains ($\mathbf{Dist}_{cpu}$) fonde la rente foncière des résidents selon un gradient décroissant à mesure qu'ils s'éloignent des centres urbains. Pour les communes rurales non influencées par les centres urbains, les aménités offertes peuvent compenser une partie de la baisse de la rente foncière.

Les bénéfices nets des propriétaires fonciers dépendent directement de la terre et sont mécaniquement associés à sa rareté. Au sein des communes rurales, les usages du foncier se décomposent entre les usages agricoles, résidentiels et les surfaces déjà protégées. Plus la surface « occupée » des terres est importante, plus l'accès à ses terres devient coûteux. Le cas des espaces dédiés à la protection des actifs et des ressources naturels au sein d'une commune ($\mathbf{Amen}_i$)

constitue un exemple des usages qui conforte cette situation, au même titre que l'usage résidentiel et agricole.

D'autres variables reflétant les profils des communes sont également susceptibles d'impacter la rente foncière. L'influence d'autres perspectives économiques sur l'attractivité (résidentielle en l'occurrence) peut être recouverte par la facilité de l'accès aux services publics qui relèvent de la compétence communale (**SPL**$_c$).

Le tableau ci-dessous résume les effets attendus des variables sur la rente foncière de chaque groupe d'intérêt.

	Sagri$_c$	**Dist$_{cpu}$**	**Amen$_c$**	**SPL$_c$**
Agriculteurs	Négative	Positive	Négative	-
Résidents propriétaires	Positive	Positive	Positive	Positive
Propriétaires fonciers	Positive	Négative	Positive	Positive

Tableau 6 : Effets attendus des variables sur les différents groupes d'intérêt dans les communes rurales

En référence au principe de consultation qui caractérise les propositions du SAGE, on peut alors formuler les décisions des communes face aux zones d'actions prioritaires du SAGE de la manière suivante. Soit la politique $SAGE^*_i$ qui est proposée par le SAGE, et Pol^*_i, la surface devant être rendue à la nature que la commune i aurait souhaitée si elle décidait de manière indépendante sa politique de zonage, étant donné son profil socio-économique, et donc les attentes de ses différents groupes d'intérêts. Les communes ont le choix de s'abstenir ou de participer à la consultation. La participation à la consultation du SAGE permet ici d'exprimer soit l'adhésion de la commune, soit son opposition à la planification du SAGE. On en déduit que la participation est choisie pour toute situation où l'utilité retirée de l'application du dispositif diffère de l'utilité sans dispositif, qu'on soit gagnant ou perdant avec le SAGE.

On peut formuler cette utilité sous la forme d'une fonction : $U_i(Pol_i*)$. Ainsi, pour $U_i(Pol*_i)$, l'utilité de la commune i pour une situation sans dispositif, et $U_i(SAGE_i)$ l'utilité pour une commune i après application du dispositif : la participation est choisie si $U_i(Pol*_i) \neq U_i(SAGE_i)$, tel que le vote sera « Oui » lorsque l'utilité retirée du SAGE est

supérieure à celle associée à la politique communale, et le vote sera « Non », dans le cas inverse.- l'abstention est choisie en cas d'indifférence : si $U_i(Pol*_i) = U_i(SAGE_i)$

Le modèle de comportement retenu n'intègre pas l'éventualité d'une concurrence intercommunale pour formuler le vote. En d'autres termes, les élus ne considèrent pas le zonage environnemental supplémentaire du SAGE (à travers leurs effets cumulatifs sur les aménités par exemple) comme le principal facteur d'attractivité de nouveaux résidents (sous l'hypothèse de mobilité de celui-ci). Le modèle ne fait pas entrer le vote d'une commune dans une interaction stratégique avec le vote des autres communes. Qu'en est-il alors de la problématique soulevée par le fédéralisme environnemental, abordé dans l'introduction de ce chapitre ? Le modèle de vote présenté ci-dessus traite de cet aspect de manière indirecte. Sa proposition est simple : si les décisions en matière d'aménagement relèvent des décisions indépendantes des communes[35] qui font surtout face à la pression des groupes d'intérêts, alors les maires sont tentés de refuser le SAGE, car celui-ci souhaite imposer des zonages qui pourraient s'avérer incompatibles avec la demande communale. Les analyses empiriques exploitant les votes du PGAD des communes du territoire du SAGE de l'estuaire de la Gironde permettent de confronter cette proposition aux réalités locales. Cependant, avant de procéder à l'analyse économétrique de ces votes, il est important de préciser les enjeux économiques des communes concernées.

[35] Les lois du 7 janvier 1983 et du 18 juillet 1985 donnent aux communes la liberté d'affecter les espaces, de l'aménager et de délivrer aux personnes physiques et morales les autorisations nécessaires pour occuper le sol, à partir du moment où la commune est dotée d'un document d'urbanisme (un Plan d'occupation des Sols –POS- ou un Plan Local d'Urbanisme –PLU- selon l'antériorité du premier sur la Loi SRU de 2000) (Priet, 1992, p.). Les lois de décentralisation ont ainsi transféré aux communes l'essentiel des compétences en matière d'urbanisme et de foncier. Les élus locaux disposent à cet égard d'une gamme d'instruments financiers et réglementaires pour la régulation des usages du sol, et notamment l'instrument de zonage. Pour l'essentiel, ces outils sont mobilisés pour limiter ou ralentir la croissance urbaine mais plus généralement la consommation de l'espace (émiettement urbain, références). Quatre types de zonages sont déjà à disposition de l'élu pour mener sa politique d'aménagement (Schone, 2010 p.18): les zones urbaines (qui permettent la construction de nouvelles habitations), les zones à urbaniser (secteurs à caractère naturel ouverts à urbanisation), les zones agricoles et les zones naturelles (à protéger de l'urbanisation). On distingue ainsi trois types de décision selon un secteur géographique, selon qu'il serve la densification des constructions, un usage agricole ou une zone naturelle.

Section 2. Trajectoires économiques des territoires ruraux du SAGE de l'estuaire de la Gironde

2.1. Les territoires de l'estuaire de la Gironde, vers de nouveaux enjeux économiques

L'estuaire de la Gironde de par ses dimensions physiques - 75 km dans sa plus grande longueur et 12 km dans sa plus grande largeur pour une superficie de 635 km - est le plus grand estuaire d'Europe[36], est aussi le mieux préservé. En effet, s'il est possible de retrouver quelques espèces migratrices emblématiques dans d'autre systèmes fluvio-estuariens français ou européens (anguilles et aloses principalement), il n'y a que dans le complexe écosystémique girondin où l'ensemble des espèces amphihalines recensées sur l'Atlantique Ouest sont présentes[37].

Au regard de son histoire et des espaces qui lui sont similaires, l'estuaire de la Gironde avait une vocation profondément industrialo-portuaire. Cependant, si le plus grand estuaire d'Europe est aussi le mieux préservé, c'est parce qu'au début des années 1970, dans un contexte de crise économique, les enjeux de préservation des ressources naturelles et de la biodiversité portés par les associations de protection de l'environnement ont trouvé progressivement un relais auprès des acteurs locaux qui voulaient infléchir le devenir économique de leur territoire.

A l'instar des autres territoires estuariens tels la basse-Seine et la basse-Loire, la trajectoire économique des espaces riverains de l'estuaire de la Gironde a été marquée par les phases de prospérité et de déclin des activités portuaires. Les estuaires jouaient le rôle d'interfaces entre la navigation fluviale et le transport maritime pour assurer les approvisionnements d'une ville-centre

---

[36] La définition des limites physiques est opérée à travers des notions de limite de salinité, au-delà de laquelle l'eau est douce, et la limite de marée dynamique, au-delà de laquelle le niveau et le courant du fleuve ne sont plus influencés par les mouvements de la mer. On distingue ainsi les limites verticales (nord-sud) de l'estuaire maritime entre le bas estuaire jusqu'à sa limite de salinité, le Bec d'Ambès qui est également l'embouchure des deux fleuves Garonne et Dordogne. Au-delà de cette limite l'estuaire fluvial marque son influence jusqu'à 70 km en amont avec la marée dynamique. Dans ses limites horizontales il convient d'intégrer les atterrissements, qui correspondent aux zones humides et qui font partie intégrante des limites physiques de l'estuaire. Par comparaison, les deux autres grands estuaires français de la Loire et de la Seine présentent respectivement une superficie de 60 et 50 km^2.

[37] Sur 20 ans de campagne (menées par l'Unité de Recherche «Écosystèmes estuariens et Poissons migrateurs amphihalins », *Cémagref* de Bordeaux), 75 espèces de poissons ont été recensées dans l'estuaire de la Gironde. 3% sont des espèces résidentes, 15% des espèces migratrices amphihalines, 21% des espèces euryhalines (i.e., qui tolèrent des variations de salinité) d'origine fluviale, 61% des espèces euryhalines d'origine marine. Sur ces 75 espèces la majorité sont rares (80%). (Source : Lobry, 2004).

économique, souvent située en « fond d'estuaire ». Trois grandes activités maritimes ont ainsi structuré la vie économique de l'estuaire de la Gironde dans la période qui s'étale du 17ème au 19ème siècle :

- le cabotage à l'échelle nationale et européenne pour favoriser l'exportation de vin
- les pêches lointaines (morue) qui ont assuré le développement de la ville-port de Bordeaux au 17 et 18e siècles
- les activités de défenses militaires, attestées par la présence d'arsenaux.

L'organisation des espaces riverains de l'estuaire de la Gironde a été ainsi fortement marquée par les dynamiques économiques de la ville-port de Bordeaux où le Port Autonome de Bordeaux (PAB) constitue le siège des institutions portuaires. Ainsi, le milieu du XIXe siècle a marqué un tournant dans le degré des efforts et d'investissements consacrés dans les aménagements portuaires y compris dans les chenaux de navigation, afin de répondre à la croissance des échanges mondiaux et les besoins de navigabilité qui en résultent. Cela n'a pas été sans conséquence sur les stratégies d'aménagement du port, qui doit se résigner à créer des facilités au plus proche de l'embouchure de l'estuaire, au détriment d'une pérennisation de l'accès à la ville-port. Ce développement est cependant mesuré, les Chambres de Commerce (les anciens Ports Autonomes) étant réticentes au développement d'une concurrence des autres villes-ports. Ce n'est qu'à partir du 20e siècle mais surtout depuis ces dernières décennies que des travaux de chenalisation et d'entretien de ce chenal de navigation sont entrepris de façon permanente.

Après le second conflit mondial, la reconstruction économique permet le développement de nouveaux sites portuaires. Devant la concurrence mondiale qui se fait de plus en plus rude, le port de Bordeaux spécialise ses installations et ouvre en 1976 le terminal conteneurs du Verdon. Aujourd'hui, le Port compte 6 terminaux spécialisés et continue d'être présent sur de multiples trafics pour un équivalent de 8 à 9 millions de tonnes de marchandises par an. Ces infrastructures du PAB sont concentrées sur Bordeaux, Ambes, Bassens, Blaye, Pauillac et le Verdon (voir Annexe 4 - figure 1). Le Port représente actuellement le 6ème port français, ce qui en fait un port de taille moyenne. Il assure 400 emplois directs et environ 15 000 emplois indirects dans le Sud-Ouest. L'activité du port est par ailleurs fortement dépendante du transport de liquides (les hydrocarbures représentent un peu de plus de 50% du trafic), et du transport en vrac (dont les céréales)[38].

[38] Grand Port Maritime de Bordeaux, 2012. Site : http://www.bordeaux-port.fr/fr

Par ailleurs, les chocs pétroliers des années 1970 ont marqué un coup de ralentissement aux activités du port et laissent place à une forme de désindustrialisation des territoires riverains. C'est également à ce moment que plusieurs mouvements de contestations ont vu le jour, initiés notamment par les associations environnementales qui sensibilisent les populations locales aux dégradations causées aux milieux estuariens par les autorités portuaires et les industriels. Les travaux entrepris après la seconde guerre mondiale et jusqu'à aujourd'hui sont en effet effectués au prix de transformations de l'hydrodynamique des plans d'eau et de la morphologie des fonds. Les zones humides sont remblayées et densément occupées par des terminaux et des zones industrielles qui présentent de grands dangers pour les milieux, parfois aussi pour les populations locales.

En conséquence, si les plateaux et coteaux n'ont pas souffert des activités portuaires notamment sur la rive gauche médocaine, les zones humides directement au contact des plans d'eaux ont en revanche été l'objet de multiples agressions mettant à mal leurs équilibres écologiques. Les zones d'atterrissements (les zones humides) situées sur les bords des deux rives, ont pendant longtemps été considérées comme une réserve foncière dans les projets d'extension portuaire et de création de ZIP (Zones Industrialo-Portuaires)[39]. Or, elles constituent les points stratégiques de production biologique, de la même façon qu'elles constituent une zone tampon entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Ces zones remplissent l'essentiel des fonctions écologiques pour les espèces migratrices du milieu aquatique mais aussi terrestre (avifaune). De ce fait, la ressource aquatique constitue l'emblème de l'estuaire de la Gironde. On ne peut cependant ignorer la dégradation des stocks chez plusieurs espèces, en témoigne la baisse drastique du nombre de pêcheurs ciblant les espèces phares. L'activité halieutique ne concerne plus que 141 professionnels[40] en 2009 contre 200 en 1990.

Le déclin des activités traditionnelles telles que la pêche et le recentrage des activités portuaires vers le fond d'estuaire laissent ouverte la question de la trajectoire de développement économique des territoires riverains de l'estuaire, au début des années 2000, et les potentialités offertes par la valorisation économiques des aménités naturelles et patrimoniales. Cette volonté affichée des acteurs locaux d'impulser une nouvelle trajectoire pour leur territoire revient à formuler l'hypothèse que *« de nombreuses activités porteuses de développement telles que le tourisme, les*

[39] C'est notamment le cas du Verdon, du Nord-Blayais, des mattes du Bas-médoc

[40] Dont 69 pêcheurs fluviaux et 71 pêcheurs marins (Source : Girardin M. & Castelnaud G., 2010. « Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde - Suivi des captures 2009 - Étude de la faune circulante 2009 ». Rapport pour EDF CNPE du Blayais, Cemagref groupement de Bordeaux, Cestas. Étude n°136, 240p.).

activités créatives et culturelles, l'agriculture de terroir, les activités de production de biens et de services mobilisant des savoir-faire ancrés dans la culture et l'histoire locales, se fondent sur la valorisation ou l'utilisation de ressources naturelles et culturelles » (Kébir et Maillat, 2004).

A l'initiative des présidents des conseils généraux de la Gironde et de la Charente-Maritime, une association interdépartementale est créée en 1999. Ce travail de collaboration entre les deux départements a conduit à préciser la marche à suivre et à identifier les orientations générales d'un développement économique de l'estuaire qui doit s'appuyer sur la préservation et la valorisation des ressources naturelles et patrimoniales. Pour ce faire, trois lignes d'actions ont été envisagées :

- renforcer l'attractivité des territoires, en améliorant le cadre de vie de la population résidente et en créant des activités susceptibles de capter de nouvelles clientèles
- orienter l'occupation de l'espace, notamment par l'encadrement de l'urbanisme lié au développement touristique
- améliorer le positionnement de l'estuaire, en favorisant l'émergence d'une identité estuarienne.

Ainsi, depuis la fin des années 90, pour les acteurs locaux, les territoires riverains de l'estuaire sont considérés comme un espace à vocation économique, principalement tournée vers la valorisation des aménités naturelles et patrimoniales. Deux secteurs-clés sont ainsi considérés comme stratégiques pour les acteurs du territoire : la pêche et l'agriculture car le maintien et le renouvellement des ressources naturelles à l'origine de ces aménités passent en effet par un soutien aux « activités gestionnaires d'espaces de qualité ». Le maintien des différentes pêcheries encore en activité sur l'estuaire apparaît non seulement comme une garantie concrète de la richesse écologique de cet espace, mais fait partie intégrante de son identité et de sa culture. Les éléments de paysages offerts par les abords du fleuve (cabanes et carrelets et les petits ports « nature » qui jalonnent les rives) sont en grande partie justifiés par la pêche, professionnelle et récréative. En outre, les paysages terrestres des deux rives entretiennent un lien avec un contexte agricole très largement dominé par la viticulture côté rive droite, et par les activités agricoles liées à la présence des marais côté rive gauche (production traditionnelle de jonc, d'asperges, ou élevage extensif de bovins et de caprins).

Pour affirmer ces ambitions sur le plan institutionnel, en 2001, les présidents respectifs des conseils généraux de Gironde et de Charente-Maritime impulsent la création du Syndicat Mixte pour le Développement Durable de l'Estuaire de la Gironde (SMIDDEST). Cette structure a pour mission d'initier et de coordonner les actions concernant la préservation, la valorisation et le

développement durable de l'estuaire. En plus des deux conseils généraux, sont membres du syndicat les conseils régionaux d'Aquitaine et de Poitou-Charentes depuis 2004. La Communauté Urbaine de Bordeaux a rejoint la structure en 2010, l'adhésion de la Communauté d'Agglomération Royan-Atlantique s'est opérée en 2012.

Le SMIDDEST prend en charge l'animation du SAGE estuaire de la Gironde depuis son initiation en 2006, et se voit attribué l'animation du Groupement d'Action Locale du projet Leader+ Estuaire. Au-delà de ces actions, la structure est voulue comme l'interlocuteur principal pour les enjeux (économiques et environnementaux) de l'estuaire de la Gironde et de ses deux rives. Il assure par exemple la maîtrise d'œuvre dans l'élaboration d'un référentiel inondation pour l'estuaire. L'affichage d'une structure porteuse ne masque cependant pas les difficultés à prendre en charge les enjeux économiques locaux.

Les perceptions des discours et des projets d'action autour de l'estuaire de la Gironde donnent en effet l'impression d'une multiplicité de projets économiques qui peuvent être contradictoires : le développement industrialo-portuaire reste d'actualité, quoique annoncé comme maîtrisé, alors que se multiplient les discours et les initiatives locales tournées vers la préservation et la valorisation des aménités naturelles et patrimoniales. Cette diversité des visions pour les territoires de l'estuaire révèle la diversité des voies de développement des espaces aujourd'hui en marge des phénomènes de métropolisation. Dans ces territoires, le processus de développement local est gagé sur la capacité d'organisation ou les aptitudes des acteurs à tirer partie de certaines ressources spécifiques dont les aménités patrimoniales et environnementales (Perrier-Cornet, 2004), étant donné les contraintes comme l'accessibilité aux pôles urbains.

2.2. Les disparités communales dans un contexte d'émergence d'une dynamique résidentielle

Une singularité propre aux territoires estuariens est leur difficile délimitation, tant sur le plan géographique, culturel, que socio-économique. La délimitation des frontières pour l'analyse des enjeux économiques des communes du SAGE nous ramène au cœur d'une problématique ancienne des sciences-régionales. Elle pose la question de la dimension à privilégier dès lors qu'il est nécessaire de dessiner les frontières spatiales du territoire pour en saisir sa cohérence et sa dynamique, face à la multiplication des systèmes d'acteurs qui souhaitent impulser son évolution. En d'autres termes, pour comprendre les enjeux économiques des communes du SAGE de l'estuaire de la Gironde, est-il nécessaire de se limiter aux seules communes du SAGE[41], ou en

[41] « Le SAGE se développe sur un espace de 3683 km² dont 365 km² pour l'estuaire dans le domaine public fluvial et 3318 km² en surface communale (dont 16% en Charente Maritime et 84% en Gironde). Le nombre de communes

revanche chercher d'autres périmètres plus cohérents : les pays, l'ensemble des communautés de communes, incluant dans tous les cas les communes de la communauté urbaine de Bordeaux, ou encore les départements ?

Plusieurs travaux empiriques sur les dynamiques territoriales (Angeon et al., 2006, Talbot, 2006; Callois, 2007) alimentent leur approche en s'appuyant sur les périmètres des Pays, définie par la loi LOADT de 1995. Requiers-Desjardin (1995) voit 4 innovations majeures à cette loi : « [i] *elle a accordé aux acteurs locaux la possibilité de s'organiser en dehors des périmètres administratifs,* [ii] *elle a introduit le principe d'une association obligatoire des socioprofessionnels et des membres de la société civile,* [iii] *elle a donné corps à l'organisation de la complémentarité entre monde rural et pôles urbains*, [iv] *elle a établi la primauté des objets sur la structure, et donc la possibilité de monter une organisation porteuse qui ne soit pas une institution publique formelle* (pp. 709-710).

Dans cette recherche, une entrée par les pays permet de ne pas imposer un périmètre arbitrairement, et par ailleurs de prendre en compte des zones peut-être éloignées des rives de l'estuaire mais inclues dans une dynamique collective, avec les communes influencées fortement par l'estuaire. Parmi les différents périmètres politico-administratifs qui composent l'espace estuarien, on retient donc ceux des Pays au sens de la loi du 4 février 1995 dans la mesure où ils sont censés exprimer une « cohésion géographique, économique, culturelle ou sociale, à l'échelle d'un bassin de vie ou d'emploi ». Il faut donc retenir pour l'analyse : l'ensemble des communes du Pays Médoc sur la rive gauche, des Pays de Haute-Gironde, Haute-Saintonge et la Communauté d'Agglomération du Pays Royannais sur la rive droite, soit 272 communes couvertes par les 4 pays.

2.2.1. Une évolution démographique au profit du littoral et des communes sous influence urbaine

Les 272 communes considérées représentent une population totale de 311 919 habitants (RGP 2009). La densité de population n'est pas homogène selon les pays. La Haute-Gironde et le Royannais ont une densité de population respective de 98.8 et 139.9 habitants/km2, ce qui situe la Haute-Gironde dans la moyenne nationale (101,6/km^2). Le Médoc et la Haute-Saintonge ont une densité très nettement inférieure, avec respectivement 55 et 36.2 hbts/ km^2.

concernées par ce SAGE est de 185 dont 142 en Gironde et 43 en Charente–Maritime. La population permanente concernée est de 930 000 habitants. Le SAGE concerne aussi les milieux associés de l'estuaire avec en particulier des marais et 56 cours d'eau affluents (longueur totale = 585 km) ».(Source : http://www.sage-estuaire-gironde.org) .

La population sur l'ensemble de la zone a crû de 11.4% entre 1999 et 2009, une évolution proche bien qu'en deçà de celle des communes similaires à l'échelle nationale (13,26%)[42]. Le tableau ci-dessous présente les variations pour les pays sur la même période. Le Médoc est la zone dont la population a le plus augmenté avec la Haute-Gironde, la Haute-Saintonge étant celle qui a le taux de croissance le moins élevé. Il est à noter cependant que les zones de la rive droite compensent un solde naturel négatif par un solde d'entrées-sorties observable important.

	Population en 1999	Population en 2009	Variation (%)	Croissance moyenne annuelle (%)	*dont solde naturel (%)*	*dont solde migratoire (%)*
Médoc	80577	94181	16,88	1,57	0,314	1,256
Haute-Gironde	71080	82358	15,87	1,00	0,16	0,84
Haute-Saintonge	54903	58986	7,44	1,3	-0,6	1,9
Royannais	65824	74385	13,01	1,5	-0,5	2
Ensemble	274383	311919	11.4	1,4	0,06	1,34

Tableau 7 : Evolution de la population au sein des pays riverains de l'estuaire de la Gironde entre 1999 et 2009 (Source : calculs effectués à partir des données Insee Clap).

La carte présentée dans la figure 5 ci-dessous présente l'évolution de la population des communes des Pays de l'estuaire sur la période 1999-2009. Dans la mesure où les communes appartiennent à des ensembles régionaux qui ne présentent par la même dynamique démographique, les codes couleurs des communes sont organisés autour de l'évolution de la population nationale sur la même période. On distingue ainsi les communes ayant une évolution négative (en bleu clair), et les communes ayant une évolution de population positive mais en-dessous de celle de la population nationale (en bleu), et enfin les communes qui ont une évolution supérieure à l'évolution nationale (tons rouges).

Cette représentation permet d'avoir une première vue de la dynamique à l'œuvre. Les communes immédiatement riveraines ont connu une évolution en deçà de la moyenne nationale, voire pour une bonne part d'entre elles une croissance négative. La frange littorale du Médoc et la partie de la rive droite ont une croissance égale ou supérieure à 15%. L'attractivité de ces

[42] Ce chiffre correspond à l'évolution moyenne de la population sur la période 1999-2009 pour les communes de moins de 2000 habitants en France (Source des données : RGP 1999 et RGP 2009).

territoires peut s'expliquer par le fait qu'elles présentent un littoral sableux, et de surcroît une proximité avec Royan pour les communes de la rive droite. Le terme attractivité est ici employé dans la mesure où l'essentiel de l'évolution démographique peut être expliqué par les flux entrées-sorties des populations. En effet, la lecture plus détaillée des données démographiques du recensement permet de constater que le solde naturel sur l'ensemble des communes est faible voire quasi-nul, excepté pour le pays Médoc (cf. tableau 7).

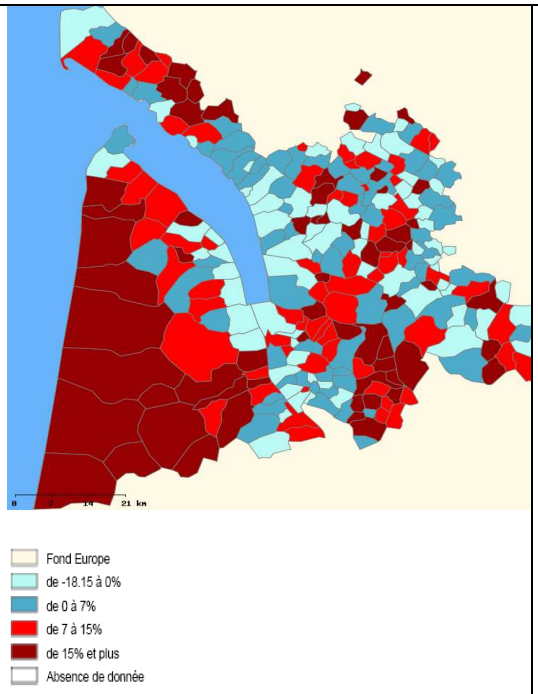


Figure 5: Evolution de la population en pourcentages de 1999 à 2009 (%) (Source : INSEE, RGP 1999, RGP 2009).

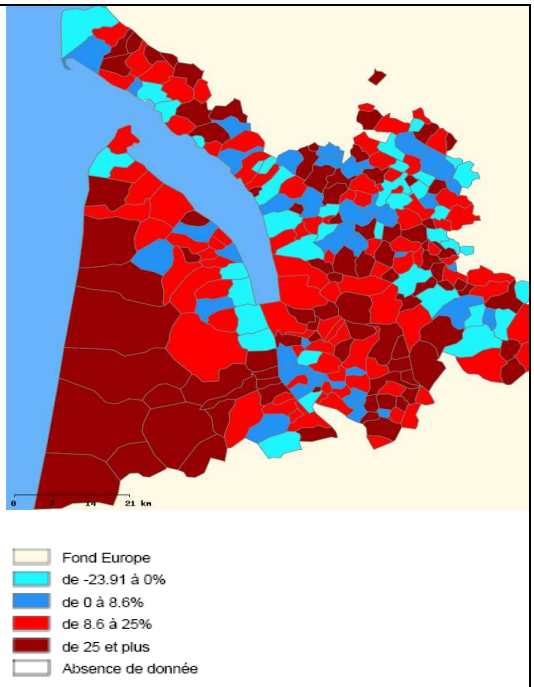


Figure 6 : **Evolution de la population active occupée totale des communes de 1999 à 2009 (%)** (Source : RGP,1999, 2009).

La carte de l'évolution de la population active occupée (fig.6) totale reprend volontairement les mêmes codes couleurs que la carte précédente de l'évolution de la population sur la même période. Les codes couleurs sont organisés de la même façon autour de l'évolution de la population active à l'échelle nationale, qui est de 8.6% entre 1999 et 2009. Les communes riveraines qui ne sont ni à la périphérie bordelaise ni à la périphérie du littoral ont une évolution de leur population active occupée faiblement positive, voire négative pour une bonne partie de la rive gauche. C'est une similarité qu'on semble trouver avec l'évolution de la population totale présentée auparavant. Les pôles d'attractivité des actifs sont localisés sur la frange littorale, c'est le cas notamment de la partie médocaine. Il faut cependant prendre ces informations avec

prudence, puisqu'on peut soupçonner une variabilité saisonnière importante. Enfin, le bas estuaire semble être favorisé par la proximité avec l'agglomération bordelaise.

2.2.2. L'amorce d'une structuration des activités économiques autour du secteur tertiaire

Lorsqu'on s'intéresse à la dynamique de la répartition des emplois à l'échelle des pays, on distingue deux grandes tendances qui se dégagent. La première renvoie à la dynamique économique que connaît la rive gauche de l'estuaire, dans le Médoc. Inversement aux autres pays, la part de l'agriculture dans la répartition des emplois y est en augmentation, mais c'est également uniquement dans le Médoc où la part des commerces et services est en régression.

	Agriculture		**Industrie**		**Construction**		**Commerces et services**		**Administration**	
	1999	*2009*	*1999*	*2009*	*1999*	*2009*	*1999*	*2009*	*1999*	*2009*
Médoc	15,4	22,8	8	8	8,2	8,7	44,2	34,7	24,2	25,8
Haute-Gironde	19,4	14,1	15,3	13,4	8,2	9,1	33,3	34,4	23,8	29
Haute-Saintonge	22,5	16,5	16,2	12,5	7,6	10,1	27,9	30	25,8	30,9
Royannais	8,6	5,5	8,3	6,7	9,1	9,9	47	47,8	27	30,4
Ensemble	19,1	14,9	11,8	9,9	8	9,5	35,5	36,9	25,6	28,8

Tableau 8 : Répartition des emplois par secteurs d'activité (calculs à partir des données CLAP, INSEE)**.**

Ces tendances peuvent trouver une partie de leur explication dans la dynamique différenciée des secteurs d'emploi. L'évolution de l'emploi par secteur d'activité suit à l'instar du territoire national un mouvement de tertiarisation (tableau 8), où commerces et services liés aux personnes sont les sphères dominantes des économies locales. La sphère publique (administration) constitue la seconde sphère d'activité la plus importante pour l'ensemble des pays. Au sein de cette tendance globale, le pays Médoc constitue une exception, lorsqu'on considère le secteur agricole, qui progresse sur la période 1999-2009. Une part d'explication peut être trouvée notamment dans les communes où la population active est en diminution – surtout les communes riveraines de l'estuaire – avec un secteur viticole toujours dynamique à l'échelle nationale et internationale.

Les figures 7 et 8 ci-dessous présentent les secteurs d'emploi prédominants au sein d'une commune, parmi le secteur primaire (agriculture, sylviculture, pêche), le secteur secondaire (hors-construction), et le secteur tertiaire. La comparaison des données de 1999 avec celles de 2009 permet de constater la nette diminution du nombre des communes où l'emploi du secteur primaire était prédominant. Cela est notamment vrai pour le centre et le sud du Médoc, ainsi que quelques communes plus proches de la rive gauche, même si cette zone reste largement dominée par l'agriculture, et notamment le secteur viticole. L'évolution générale a ainsi profité au secteur tertiaire. Le secteur secondaire est quant à lui prédominant dans très peu de communes.

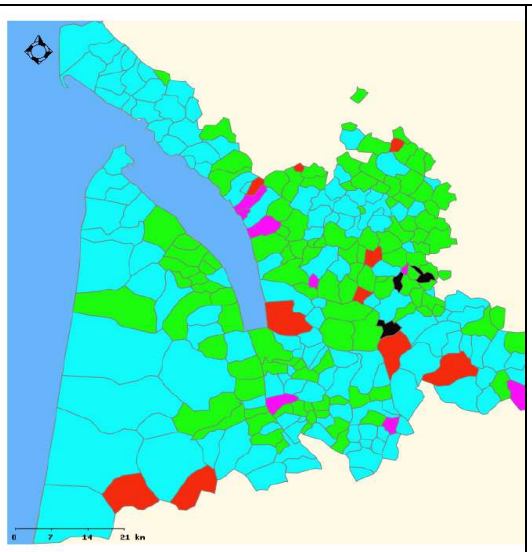


Figure 7 : Les secteurs d'emplois dominants par commune en 1999

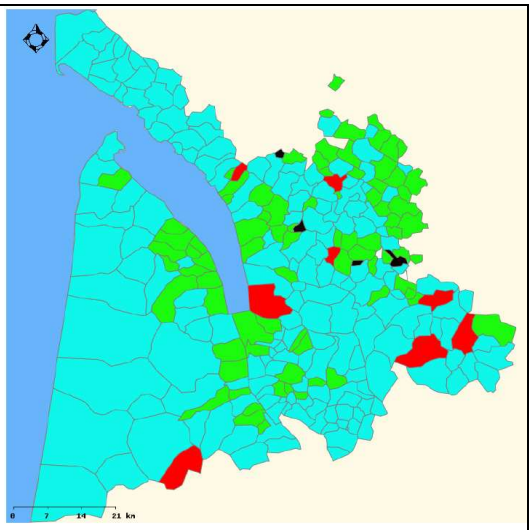


Figure 8: Les secteurs d'emplois dominants par commune en 2009.

Codes couleurs : en vert, secteur primaire ; en rouge, secteur secondaire ; en turquoise, secteur tertiaire ; en violet, secteur primaire et tertiaire.

L'une des raisons qui explique que la majorité de communes soit à dominante tertiaire est à trouver pour une partie dans le déclin du secteur primaire, une situation partagée sur la rive gauche entre la sylviculture et la viticulture, et sur la rive droite entre la culture des céréales et la viticulture.

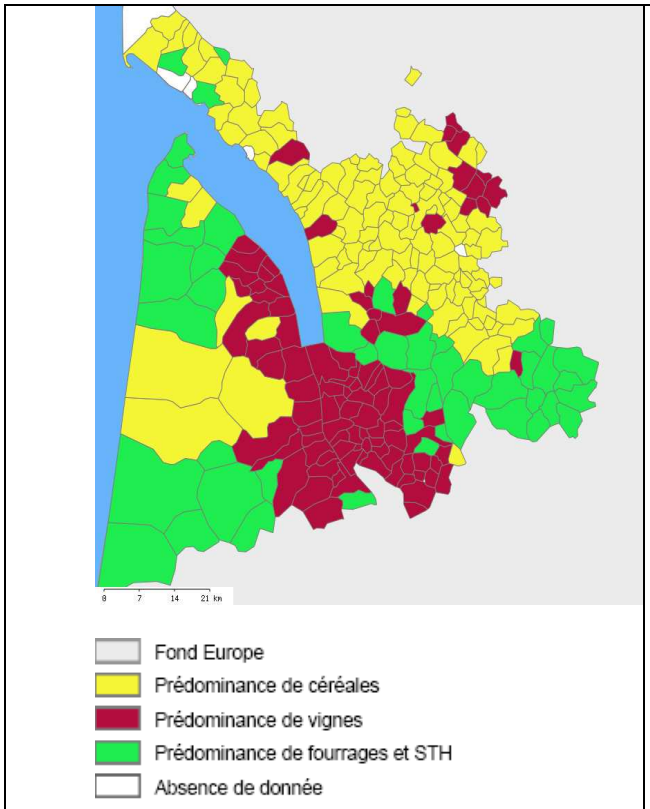


Figure 9 : Répartition de l'usage des terres selon l'activité agricole dominante (à partir de données RGA 2000)

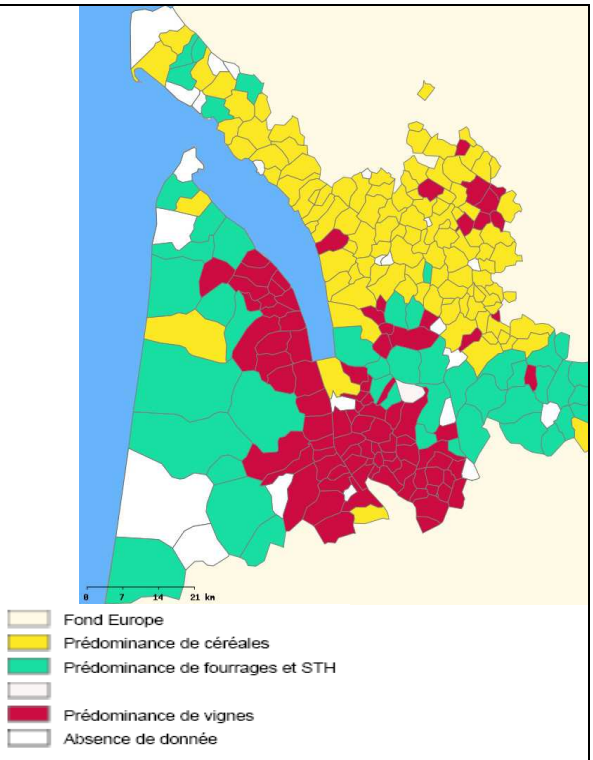


Figure 10 : Répartition de l'usage des terres selon l'activité agricole dominante (à partir de données RGA 2010)

Trois ensembles d'usage des terres dominent l'organisation de l'espace estuarien : la céréaculture (blé, maïs, orge…) qui domine la rive droite de la partie maritime de l'estuaire, les fourrages et les surfaces toujours en herbe qui dominent la façade littorale du Médoc et le Sud de la haute-Gironde, et enfin la viticulture qui domine le Nord de la Communauté Urbaine de Bordeaux, les rives du Bas-estuaire, et se prolonge plus au nord avec les Châteaux Médocains. Sur l'ensemble des communes des quatre Pays, le nombre d'agriculteurs exploitants a en effet baissé en moyenne de 17.53% entre 1999 et 2009, contre une baisse 7,14% de la Surface Agricole Utile, témoignant d'une concentration des exploitations. L'évolution de la SAU, indique également une transition de certains espaces vers d'autres usages.

2.2.3. Un développement touristique pour les zones littorales

A la vue des différentes variables qui caractérisent l'évolution socio-économique des territoires de l'estuaire de la Gironde, il peut être tentant de confirmer une orientation économique axée sur la sphère résidentielle. Même si les territoires estuariens ne présentent pas

des caractéristiques entièrement identiques à celles de la façade littorale, ils évoluent, à l'instar du département de la Gironde et de la Charente-Maritime, vers une économie reposant sur les dépenses et les besoins des populations résidentes, ainsi que des populations de passage (touristes, déplacement professionnels des résidents). Dans cette mesure, l'attractivité des territoires et le moteur de leur dynamisme sont fortement dépendants de la qualité du cadre de vie.

L'évolution de la démographie et de la population active apportent des informations générales sur l'attractivité des territoires de l'estuaire. L'évolution et la prédominance d'une sphère économique particulière (le tourisme et l'accueil temporaire) permettent de confirmer la nature résidentielle de l'orientation économique de la zone. Parmi les données disponibles, l'évolution du nombre de résidences secondaires (ainsi que les diverses formes d'accueil qu'elles permettent, notamment les chambres d'hôtes et les gîtes ruraux) et la capacité d'accueil touristique permet de situer les pôles les plus attractifs.

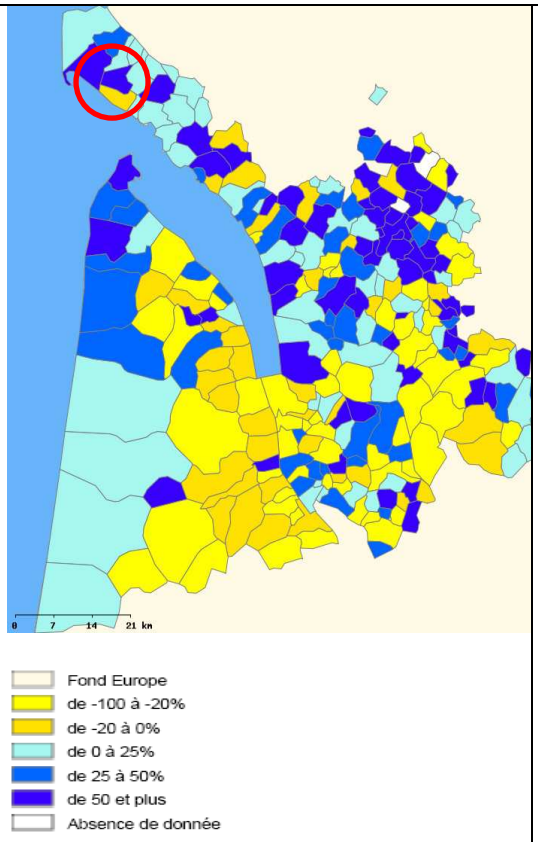


Figure 11 : Evolution du nombre de résidences secondaires à l'échelle communale entre 1999 et 2009 (Source : RGP 2009, INSEE).

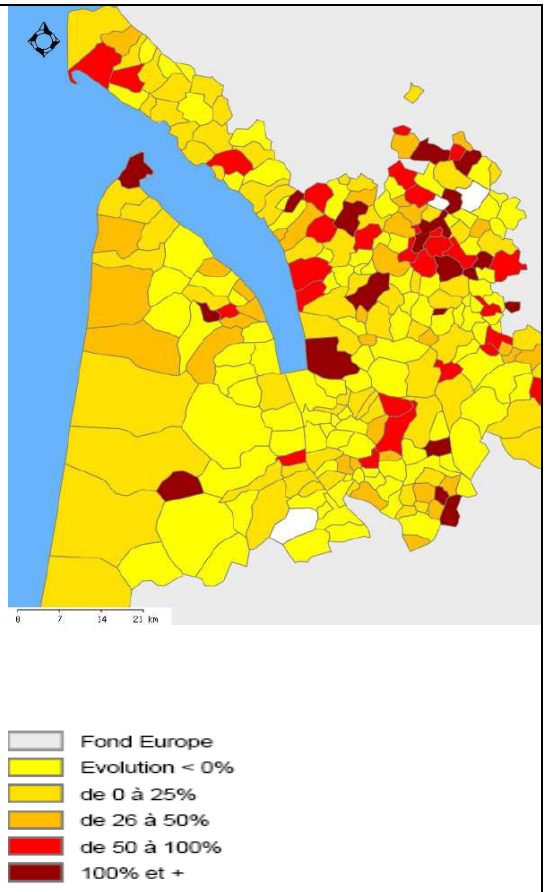


Figure 12 : Evolution de la capacité d'accueil touristique entre 2003 et 2007 (Source données attributaires : Inventaire communal 1998 et 2006 Tourisme – DGCL, INSEE).

La figure 11 ci-dessus met en évidence deux zones particulièrement en croissance : la frange littorale nord du Médoc qui connaît une forte croissance, et dans une moindre mesure sa partie sud ; un autre ensemble constitue la rive droite toute entière, exceptée la zone du bas-estuaire. La situation de décroissance/stagnation pour certaines communes du nord de la rive peut être expliquée par une relative concentration de résidences secondaires dans ces zones pour la période précédente. Cela est particulièrement le cas pour Saint-Georges-de-Didonne, la seule ville balnéaire de l'estuaire (cerclée de rouge dans le nord de la carte) et de Talmont-sur-Gironde, village à haute valeur patrimoniale et touristique. A l'inverse, la partie sud-médocaine n'est pas concernée par la croissance du nombre de résidences secondaires. S'il est difficile de dresser une

conclusion face à ce constat, les éléments abordés auparavant permettent de conjecturer la vocation de cet espace particulier, où le secteur primaire prédomine sur la majorité des communes, spécialisées pour l'ensemble dans la viticulture.

La figure 12 présente l'évolution de la capacité d'accueil touristique entre 2003 et 2007 et met en évidence des disparités très fortes entre les communes. La partie girondine du littoral est de façon globale dans une dynamique positive d'évolution : entre 0 et 25% de croissance pour la plupart d'entre elles, et plus de 50% d'augmentation de la capacité d'accueil en hébergement touristique pour trois communes. Le littoral charentais est également en croissance en dépit de certaines communes qui marquent un recul. La rive sud de l'estuaire est composée d'une part importante de communes qui ont connu une baisse de leur capacité d'accueil. Ce phénomène est notamment visible à mesure qu'on s'éloigne du fleuve. Le Sud du bas estuaire quant à lui une baisse générale des capacités d'accueil sur la période. La situation est beaucoup plus contrastée sur la rive droite. Les communes riveraines sont toutes en croissance, alors qu'à mesure qu'on s'éloigne du fleuve, des communes en forte croissance côtoient des communes en recul. Il est donc difficile de tirer des enseignements nets sur le développement du secteur touristique sur l'estuaire, même si un fait saillant se dégage, celle de l'attractivité du littoral, et son impact sur le nombre de résidences secondaires et la capacité d'hébergement touristique des communes.

Section 3 : Zonages d'actions prioritaires et enjeux économiques communaux, quelle adéquation ?

3.1. Le SAGE « Estuaire de la Gironde » face aux élus communaux

Pour l'estuaire de la Gironde, la reconnaissance au début des années 80 de la biodiversité des milieux et des territoires estuariens donne une assise à la multiplication d'actions des défenses de l'environnement portées par les associations de défense de la nature, un phénomène relayé par un certain nombre d'acteurs locaux. Progressivement, projets industriels ou d'aménagements sont dans la quasi-obligation de prendre en compte la dimension environnementale et la dimension culturelle des paysages des abords de l'estuaire. L'application des directives européennes (« Habitats » et « Oiseaux »), à travers les différents zonages de protection : ZNIEFF, ZICO, ZPS. Ces zonages ont des effets contraignants pour les opérateurs économiques et constituaient pour certaines communes (notamment les communes riveraines de l'estuaire), une opportunité pour orienter le devenir économique de leurs territoires : sortir d'un développement tourné pour l'essentiel sur les activités portuaires, et faire émerger de nouvelles perspectives économiques à

côté des activités agricoles, en valorisant notamment les aménités naturelles par le développement du secteur de loisir et du tourisme de nature.

Ainsi, si la superficie en zones humides a régressé pour une bonne part des territoires des quatre pays que nous avons considérés (voir figure 13), les communes riveraines de l'estuaire et la frange littorale connaissent une augmentation sur la même période. On peut interpréter la conservation de ces espaces comme « un retour des territoires à l'eau ». Ces portions sont en effet associées à la définition de la partie aquatique du cours d'eau. La totalité de l'estuaire et des marais ont été reconnus comme sites d'intérêt communautaire (SIC) au titre du réseau Natura 2000. Les 7 sites couvrent environ 985 km² soit 46,4 % de la superficie du territoire. On note aussi la présence de 5 Zones de Protection Spéciale (ZPS) recouvrant 420 km² soit 19,8 % du territoire (cf. figure 14). Les propositions de zonages dans le SAGE peuvent donc être assimilées à une extension des zones rendues à la nature et contribuer à renforcer cette politique de préservation et de valorisation des aménités naturelles. Cependant, l'imposition des zonages revient à considérer la réallocation des usages du sol à l'échelle de la commune, et les bénéfices que celle-ci en retire au regard de sa propre politique (cf., section 1.4). Les décisions des communes vis-à-vis de ces différents classements en zones d'actions prioritaires et leur adhésion aux politiques du SAGE nécessitent d'être mises en relation avec l'impact de ces politiques pour les communes prises individuellement.

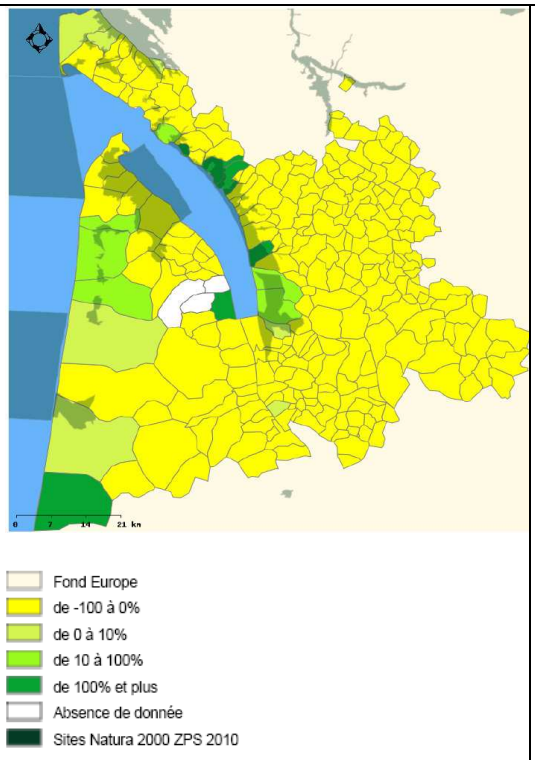


Figure 13 : Evolution des superficies en zones humides et espaces en eau de 1990 à 2006 (Source : Corine Land Cover, 2006).



Figure 14 : Les Zones de Protection Spéciale et les Sites d'intérêt Communautaire sur l'estuaire de la Gironde (Source : MNHN, 2007)

De décembre 2010 à avril 2011, les collectivités intégrant le périmètre du SAGE « Estuaire de la Gironde et milieux associés » ont été invitées à formuler leur avis sur le projet de Plan d'Aménagement et de Gestion Durable de l'Estuaire, qui contient les dispositions nécessaires à l'application des actions prioritaires du SAGE. Les résultats de cette consultation sont résumés dans le tableau qui suit[43]. Le document auquel nous avons eu accès présente les avis émis par les conseils municipaux sur le projet de PAGD. Les avis transmis pouvaient prendre trois formes possibles : une approbation, une opposition, ou des avis qui motivaient des réserves. Les élus s'appuyaient pour cela sur leur lecture du projet de PAGD, articulé autour de 9 grands enjeux déclinés en objectifs, puis la présentation des actions prioritaires pour les atteindre.

[43] L'ensemble des avis émis par les collectivités sont consultables sur le site du Sage de l'estuaire de la Gironde : http://www.sage-estuaire-gironde.org/site/uploads/AVIS%20RECUEILLIS.pdf

Le périmètre du SAGE est considéré avec le souci de conserver la dynamique des territoires estuariens abordés dans la section précédente. Or, le SAGE étend son périmètre en son Sud jusqu'à Bordeaux. Nous faisons le choix de retirer les communes au Sud des pays Médoc (rive gauche) et Haute-Gironde (rive droite) qui intègrent le SAGE (en référence aux pointillés sur la carte de la figure 15). Les limites Est-Ouest sont conservées, ce qui constitue une base de 151 communes. Le tableau ci-après détaille le résultat des suffrages à l'issue du processus de consultation auprès des communes.

Nombre de communes consultées	Avis exprimés : 54 (35.7%)		
151	Dont Approbation à l'unanimité du conseil municipal (%)	Dont Avis réservés (%)	Dont Avis défavorables (%)
	10 (6.7%)	14 (9.3%)	30 (19.9%)

Tableau 9 : Résultats de la consultation auprès des communes du SAGE sur le PAGD

Sur les 151 communes considérées, seulement 35,7 % d'entre elles ont répondu à la consultation, les autres se sont abstenues, c'est-à-dire qu'elles semblent indiquer que les politiques du SAGE ne sont pas en décalage avec celles qui auraient été envisagées à l'échelle de la commune. Sur les suffrages exprimés, 20% des mairies ont donné un avis défavorable et seulement 6,7% un avis favorable. Par ailleurs 9,3% des mairies ont donné leur avis en motivant leurs réserves. La carte présentée dans la figure 8 ci-dessous détaille la répartition géographique des résultats de la participation à cette consultation.

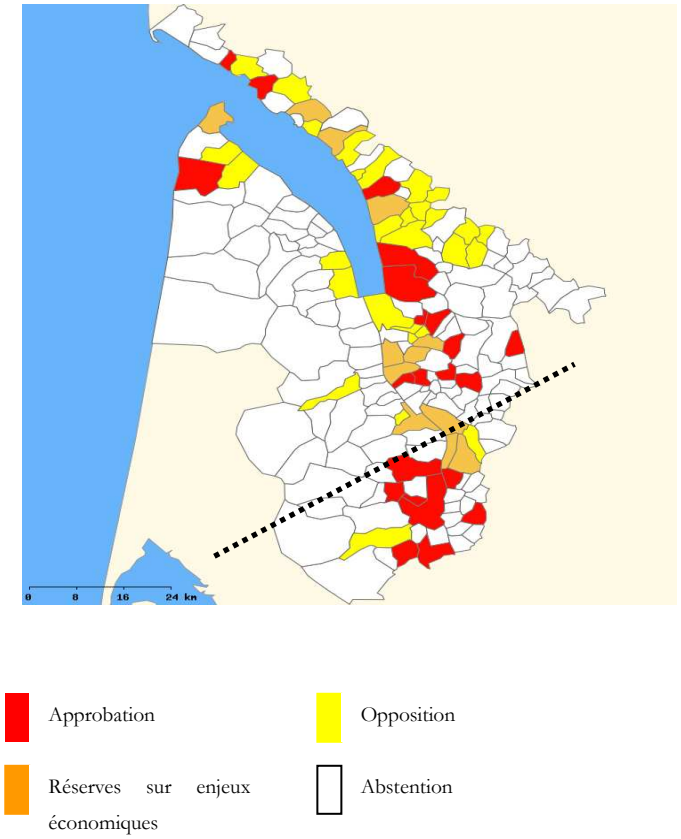


Figure 15 : Répartition géographique des résultats de la participation des communes à la consultation sur le projet de SAGE en 2011.

La carte présentée dans la figure 15 renseigne sur l'abstention massive des communes de la rive gauche et plus généralement des communes distantes du fleuve. Cette situation contraste avec celle de la rive droite, où les communes ont plus largement participé. Pour les communes qui ont participé, aucune zone ne montre des avis homogènes, à l'exception d'un groupement de communes au sud de l'estuaire en faveur du projet.

La lecture détaillée des avis, et notamment ceux qui présentaient des réserves ainsi que les avis qui désapprouvent le projet en motivant leur position, mettent en lumière les éléments du débat autour de la mise en œuvre d'une politique de l'eau sur l'estuaire. Les élus se sont positionnés à travers deux enjeux, l'enjeu « risque inondation » dont l'objectif tel qu'il est écrit dans le document du PAGD est de *« définir une politique estuarienne de protection intégrée contre les inondations »* ; l'enjeu « zones humides dont l'objectif est de *« préserver ces espaces en organisant la conciliation des objectifs environnementaux et humains »*.

Concernant l'enjeu relatif au risque d'inondation, les actions envisagées par le projet nécessitent de pouvoir définir des zones d'expansion des crues (ZEC) visant à réduire le risque inondation en fond d'estuaire, alors que l'ensemble des rives est équipé de digues et barrières anti-submersion. Les communes riveraines sont directement concernées. Cette intervention de dépoldérisation viserait à ne plus considérer les digues et la protection qu'elles confèrent comme un outil d'aménagement et gestion des niveaux d'eau. Concrètement, cette disposition correspond à un renoncement des communes à certaines portions de leurs espaces en les « rendant à la mer » pendant les épisodes de crues importantes. En creux, elle résonne chez les élus comme une disposition qui vise à épargner la Communauté Urbaine de Bordeaux au détriment des autres communes de l'estuaire. Les avis motivés mettent en effet en avant l'intérêt économique des espaces concernés, en termes notamment de protection des valeurs mobilières, et en matière de tourisme, étant donné leur vocation récréative.

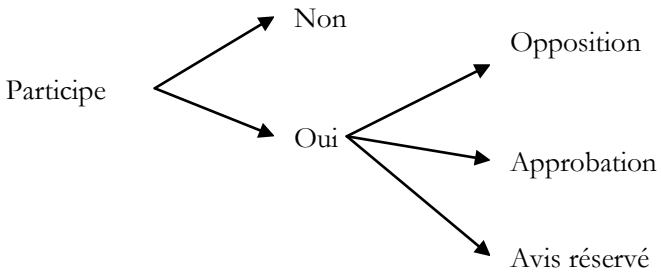
L'enjeu relatif à la protection des zones humides suscite des réactions plus ciblées. Les actions envisagées au sein du projet s'appuient sur la définition de zones humides d'intérêt environnemental particulier (ZHIEP) dont le maintien ou la restauration présente un intérêt pour la gestion intégrée du bassin versant, ou une valeur touristique, écologique, paysagère, ou cynégétique particulière. Les élus contestent la définition de la carte de l'enveloppe territoriale des zones humides, du fait qu'elle intègre certaines zones AOC (Appellation d'Origine Contrôlée). Certaines portions de terres dans les ces zones ne sont pas exploitées, mais leur classement en ZHIEP annule la possibilité de toute production dans le futur. Ainsi, quelle que soit la position des élus vis-à-vis du SAGE, les avis émis relèvent de la manifestation des enjeux propres à chaque commune.

La cartographie des résultats soulève alors une double interrogation. Dans la mesure où le SAGE s'impose comme document de référence à toute évolution en matière d'aménagement et de planification communale, la forte abstention des communes concernées (65,7%) interroge sur la portée administrative et juridique de celui-ci. De la même manière, on peut également se questionner sur les facteurs explicatifs des avis des communes qui se sont exprimées et la diversité de leurs positions en référence à leur propre politique de régulation des usages du sol. La réponse à cette deuxième question devient d'autant plus importante que souvent des communes voisines ne partagent pas la même position envers le SAGE. Ce dernier aspect montre l'importance de l'autonomie décisionnaire des communes et de leurs élus, et toutes les limites du SAGE en tant que dispositif institutionnel permettant de faire coïncider enjeux environnementaux globaux et enjeux économiques communaux. Ces limites renvoient au final

aux difficultés à imposer aux communes une politique de zonage définie de manière extra-communale.

3.2. Modélisation économétrique des positions des élus

Le processus de choix des élus tel qu'il se présentait est constitué de deux étapes. La première étape représente le choix pour l'élu de s'exprimer ou non à la consultation. S'il décide de ne pas participer, le processus s'arrête. S'il décide de participer, trois choix sont possibles : manifester son opposition au projet, l'approuver, ou exprimer des réserves en des points précis du projet. Le schéma ci-dessous explicite le processus.



Un tel processus de choix suggère de procéder l'estimation économétrique des votes en deux étapes par un modèle logit mulitnomial emboité afin de traiter les 4 modalités. Le choix de la procédure d'estimation économétrique est cependant contraint par le nombre d'observations. La variable dépendante de la première étape serait décomposée entre 54 observations qui prennent la valeur 1 (participe) contre 97 observations qui prennent la valeur 0 (ne participe pas). Les modalités de choix de la seconde étape, c'est-à-dire s'opposer, approuver ou émettre des réserves sur le projet de SAGE souffrent cependant d'une trop faible représentation de chaque modalité de réponse pour permettre une estimation d'un modèle logit multinomial. On peut alors modéliser la décision Y de l'élu de participer ou non à la consultation, à partir de la variable latente y_i^* qui correspond aux bénéfices nets de la participation de l'élu. En référence aux propositions de la section 1.4, ces bénéfices nets restent positifs, que la politique du SAGE apporte une utilité plus élevée ou plus faible que la politique communale. En effet, la participation permet ici d'envoyer un signal sur l'intérêt porté à la politique du SAGE, et de sa volonté de rester dans le processus d'élaboration. Dans ce cadre, l'analyse économétrique devrait se contenter des résultats de l'estimation du choix de participer ou non à la consultation, pour déceler les mécanismes politiques qui régulent l'utilité du projet de SAGE pour les élus municipaux.

$Y_i = 1$ si $y_i^* \geq 0$

$Y_i = 0$ si $y_i^* < 0$

où $Y^* = \Pr(participe = 0,1) = \beta_i X_{UsagesSol} + \delta_i Z_{SocioEco} + \varepsilon_i$ (4.1)

La décision de participer est considérée comme conditionnée par les deux groupes de variables suivants :

Les variables liées à la répartition des usages du sol $X_{UsagesSol}$ permettent d'inférer les arbitrages opérés par l'élu local qui doit prendre en compte les diverses influences des groupes d'intérêts dans le périmètre de sa commune. On retient pour l'analyse la part des superficies agricoles (**Sagri**), et la proportion des espaces déjà naturels (**Amen**) dans la surface communale. Les espaces naturels considérés sont les espaces classés Natura 2000. Il est difficile d'ajouter des espaces sous programme alternatif de conservation ou à des fins d'inventaires (de type ZNIEFF ou ZICO), dans la mesure où les périmètres se confondent. Les espaces Natura 2000 peuvent coïncider avec les propositions des maires qui ont collaboré lors des comités d'élaboration des documents d'objectifs ou dans les comités de pilotage. Une corrélation parfaite entre Natura 2000 et les décisions de certains maires n'est donc pas exclue. Or, selon les sites, les espaces classés Natura 2000 sont le fruit d'une démarche volontaire des agriculteurs. Pour au moins une part des superficies communales sous Natura 2000, l'existence de tels espaces n'est pas par conséquent subie par les agriculteurs. Le calcul du coefficient de corrélation entre les deux variables reste faible, (0,12). La part des superficies dédiées à l'activité résidentielle n'est pas introduite, en raison de sa colinéarité avec (**Sagri**) et (**Amen**).

Il faut cependant souligner que pour les communes rurales, en dehors des variables d'usages du sol, la population agricole fait l'objet d'une attention particulière. Ainsi, Adelaja et Gottlieb (2009) utilisent la part des travailleurs agricoles dans la population active communale pour illustrer l'influence de cette population sur les décideurs municipaux lors de leur choix de rendre des espaces à la nature. Inversement, les auteurs définissent le groupe d'intérêt pro-espaces naturels comme l'inverse de la population agricole. Si on se réfère aux données disponibles les plus récentes pour les communes du SAGE de l'estuaire de la Gironde, le pourcentage moyen de la population travaillant dans la commune de résidence est seulement de 27.5% (RGP, 1999). Par ailleurs, la population agricole spécifique aux communes de l'estuaire est difficile à examiner, en raison du caractère hautement saisonnier de certaines activités, en particulier la viticulture, et du

périmètre des exploitations qui ne correspondent pas systématiquement aux frontières des communes. Il est donc difficile d'opérer de la même façon.

3.2.1. Les variables socio-économiques

Le choix d'une variable qui représenterait le revenu des ménages fait l'objet d'un débat dans les travaux qui cherchent à expliquer les choix publics locaux. Dans la littérature empirique sur les dépenses publiques locales, le revenu médian est privilégié (Baudry et al., 2002 ; Dubois et al., 2005). Choumert (2009) choisit d'introduire à la fois le revenu médian et le revenu moyen pour expliquer l'offre publique d'espaces verts, et conclut en faveur d'un modèle qui intègre le revenu médian. Pour confirmer l'influence du secteur résidentiel sur la décision de l'élu à travers les préférences de l'électeur médian, nous construisons une variable **Revenu** qui prend la valeur 1 quand le revenu médian d'une commune est supérieur à la moyenne des revenus de la commune, et zéro 0 sinon. La construction de cette variable donne ainsi une idée de la répartition plus ou moins égale des revenus au sein de la population d'une commune : un revenu médian supérieur au revenu moyen indique une répartition des revenus plus égalitaire au sein de la population d'une commune, et un prix fiscal des biens publics locaux plus élevés pour l'électeur médian. L'influence de cette variable sur la participation de l'élu serait donc positive. On peut en effet supposer que les élus des communes plus égalitaires (la médiane du revenu des habitants d'une commune est plus élevée que le revenu moyen), seront plus enclins à participer à la consultation sur le zonage environnemental, que l'électeur médian supporterait un coût fiscal relativement plus élevé, pour financer le maintien d'une telle politique.

Si l'introduction des variables démographiques est usuelle des travaux en économie urbaine,. Différentes variables démographiques peuvent servir de support à différentes interprétations du phénomène résidentiel. La taille de la population (**Pop**) est souvent avancée comme un facteur favorable à la mise en place d'une politique à vocation résidentielle (McDonald et McMillen, 2004 au regard de certains faits stylisés, leur influence dans le contexte des espaces ruraux reste à explorer), même si pour le contexte urbain des motifs autres que la présence d'aménités naturelles sont évoqués (e.g., la lutte contre l'insécurité). La densité de la population (**DensPop**) est clairement une variable désignée comme facteur déclencheur d'une politique de maîtrise de la croissance urbaine (Pogodzinski et Sass, 1991). Enfin l'évolution de la population (**Evolpop**) permet d'appréhender la convergence relative des politiques de régulation des usages du sol avec l'évolution démographique de la commune.

Dans la même veine que pour les aménités naturelles, le prix du foncier intègre également l'accessibilité au centre urbain (**DistmiUrb).** Pour chaque commune, cette variable a été construite sur une distance de type euclidien. Dans la mesure où deux centres urbains constituent les pôles géographiques de l'estuaire en son nord (Royan) et son sud (Bordeaux), le centre urbain de référence retenu pour une commune est celui dont la distance à vol d'oiseau de la commune est minimale. En suivant nos propos de la sous-section 1.4., le comportement de l'élu est moins sensible à l'influence urbaine à mesure qu'on s'éloigne des centres urbains.

Variable	Signe attendu	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Sagri2000	+	47.596 (%)	22.484	1.46	94.68
EspNat	-	19.012 (%)	24.047	0	98.242
Litstq2007	+	2288.985	7984.482	5.1	58120
distmicentre	-	30.883	12.177	0.0002	53.986
Pop	+	1516.113	1974.228	50	18259
EvolPop	+	12.808	12.927	-14.8	61.26
DensPop	+	103.268	129.532	8.22	946.06
Revmoyen	+ si rev. médian/rev. moyen >1	30736.99	3622.78	21163	47677.36
Revmedian (2009)		26647.99 (France : 21433)	5104.39	17 888	49835
Distautoroute		18.106	17.692	0	100

Tableau 10 : Statistiques descriptives des variables intégrées dans le modèle

La variable **Litstourqs** (le nombre de lits en hébergement touristique) constitue une proxy des activités qui fournissent une opportunité de diversification des activités économiques. Cette opportunité pourrait contribuer à relâcher la pression que les acteurs économiques traditionnels pourraient exercer sur l'élu local, au profit des acteurs du tourisme. Cette proposition s'appliquerait sur le gradient de la distance aux communes littorales qui constituent des zones touristiques denses. La politique de zonage fournit non seulement un outil de maîtrise de la croissance urbaine, mais aussi un possible effet de renchérissement de la valeur des biens immobiliers. Par ailleurs, certaines communes bénéficient de la proximité de zones d'intérêt touristique qui ne dépendent pas de leur propre dynamisme (Aubert et al., 2006). On s'attend alors à ce que l'augmentation de zones rendues à la nature permet de conforter ces bénéfices, et

que cette augmentation entretient une relation positive avec le degré d'équipement d'accueil touristique des communes.

3.3. Estimation d'un modèle logit simple et ses résultats

3.3.1. L'intérêt d'un modèle logit

Le choix du modèle pour estimer l'équation (4.1) se reporte sur un modèle logit binaire. La littérature économétrique souligne le peu de différence entre le modèle logit et le probit, du fait de la similitude entre la famille des lois logistiques et des lois normales au regard de leur fonction de répartition. Cette proximité est également vérifiée au niveau des résultats, mêmes s'ils ne sont pas directement comparables en raison d'une variance différente pour chaque loi (Davidson et MacKinnon, 1984).

Le modèle logit présente par contre la particularité de pouvoir effectuer des calculs simples qui permettent une interprétation aisée des paramètres associés aux variables explicatives. Pour les deux types de modèles l'information utilisable directement est le signe des paramètres qui permet d'interpréter l'influence à la hausse ou à la baisse des variables considérées sur la probabilité de l'évènement. La valeur numérique des paramètres a en revanche peu de valeur en soi, dans la mesure où la variance de l'erreur du modèle n'est pas identifiable (elle est normalisée à 1 pour le probit et à $\pi^2/3$ pour le logit). Il est cependant possible à partir du modèle logit de calculer un ratio de probabilité, défini à partir de deux observations qui diffèrent seulement dans la valeur de leur variable explicative. Les coefficients estimés des paramètres associés aux variables sont lus comme le log de ratios de chance. La façon la plus naturelle de les lire est de calculer leur exponentielle et d'obtenir ces ratios de chance. On le calcule à partir de la probabilité p d'un évènement, et de son alternative, (1- la probabilité p de l'évènement). Ce calcul se présente comme suit :

$$p = \frac{1}{1+e^{-X_i\beta}} \tag{3.1}$$

$$\text{Vr}_i \text{ (Valeur du ratio)} = \frac{p}{1-p} = \frac{1}{e^{-X_i\beta}} = e^{X_i\beta} \tag{3.2}$$

Cette dernière relation est intéressante puisque si on associe p à la réalisation d'un évènement $y_i=1$ en relation avec une variable explicative binaire, alors la valeur du ratio désigne le fait qu'une modalité de la variable explicative a Vr_i fois plus de chance d'être liée à cet évènement

y_i=1 plutôt que son alternative. L'interprétation des ratios dans le cas de variables continues est moins tranchante du fait qu'on ne dispose pas de groupe ou catégorie de référence au sein de la variable. Les ratios de chance dans le cas de variables continues suivent un raisonnement à la marge : une unité supplémentaire de la variable considérée fait varier de Vr_i% de chances la réalisation de l'évènement y_i=1.

Si nous revenons à notre cas d'étude, la forme fonctionnelle du modèle logit rend ainsi explicite le choix de l'alternative qui maximise l'utilité de l'élu. En s'appuyant sur le modèle logit binaire, la probabilité qu'un élu participe à la consultation du projet de SAGE s'écrit en fonction de *k* variables indépendantes *x :*

$$\log\left[\frac{P(y=1)}{1-P(y=0)}\right] = \log\left[\frac{P(y=participe)}{P(y=s'abstient)}\right] = \sum_{k=0}^{K} \beta_k X_k$$ où β_k est un vecteur de paramètres associés au vecteur de variables X_k. (3.3)

3.3.2. Les déterminants de la participation des élus à la consultation du projet de SAGE estuaire

Pour confronter les différents phénomènes résidentiels relatés par les variables démographiques, et leur influence sur la décision de l'élu en matière de régulation des usages du sol, trois modèles sont estimés successivement, en introduisant pour chaque modèle une variable qui permet de tester la spécificité du contexte de la politique d'aménagement de l'élu. Un premier modèle explore l'importance de l'enjeu résidentiel pour la commune à travers l'impact de la taille de la population communale (Modèle A). Le deuxième modèle s'intéresse à des phénomènes de maîtrise de la croissance résidentielle avec l'introduction de la densité de population (Modèle B). Le troisième modèle adresse la question de l'impact de l'évolution de la population communale sur la politique des usages du sol en général.

Variable	Modèle A		Modèle B		Modèle C	
	Avec const. (1)	Sans const. (2)	Avec const. (3)	Sans const. (4)	Avec const. (5)	Sans const. (6)
Constante	-3.748 2.295		-3.908*** 1.489		-2.088 (1.3)	
Sagri	0.027*** (0.010)	0.016** 0.008	0.303*** (0.011)	0.014* (0.007)	0.022** (0.010)	0.013* (0.007)
EspNat	0.016** (0.008)	0.013 (0.008)	0.019** (0.008)	.015* (.008)	0.013 (.008)	0.011** (0.008)
logPop	0.191 (0.268)	-0.154 (0.146)				
DensPop			0.004*** (0.002)	.002* (0.001)		
EvolPop					-0.017 (0.018)	-0.022 (0.019)
DistUrb	-0.004 (0.018)	-0.014 (0.014)	0.023 (0.020)	0.018 (0.012)	-0.000 (0.017)	-0.19* (0.011)
Revenu	-0.834*** (0.603)	-1.075* (0.573)	-0.690 (0.622)	-1.63*** (0.5)	-.67 (0.613)	-1.224** (0.5)
logLitstq	0.043 (0.136)	0.011 (0.132)	-0.079 (0.126)	-0.175** (0.085)	0.096 (0.124)	-0.59 (0.074)
Log-vraisemblance	-89.042294	-90.352699	-86.24612	-89.69275	-88.731695	-89.90065
Prob > chi2	0.0024	0.0003	0.0006	0.0003	0.0055	0.0006
Pseudo R2	0.1008		0.1291		0.1040	

Tableau 11 : Résultats des estimations pour les 3 modèles A, B et C avec et sans la constante.

Note : Les écarts-types sont entre parenthèses : *p<0.1 ; **p<0.05 ; ***p<0.01

Nous avons estimé les trois modèles avec deux types d'équations de choix, avec la constante et sans la constante. Les résultats des estimations sont reportés dans le tableau 11. Sur les trois estimations, seule la constante de l'équation correspondant au modèle B est significative, au seuil de 1%. La valeur du coefficient de la constante est le ratio de probabilité estimé de ne pas participer à la consultation si on considère que l'ensemble des autres variables sont égale à zéro. Si on considère le modèle B, il y a trois fois plus de chances que les élus s'abstiennent plutôt que de participer : p/1-p = 151/54= 2.8). Les autres modèles (A et C), supposent que les chances

pour que les élus participent ou ne participent pas sont les mêmes. Du point de vue théorique, un tel résultat a peu de sens puisque toutes les variables explicatives d'intérêt et significatives dans les estimations ont des valeurs différentes de zéro (cf. tableau n° 11 des statistiques descriptives). Dans la pratique, il est suggéré de se pencher sur la significativité des variables explicatives dans chacun des modèles et préciser la nature de la problématique de gestion de l'espace qui sous-tend la décision de l'élu de la commune. Ces précisions permettent de confirmer le modèle de choix le plus approprié pour le reste de l'analyse. Au regard du phénomène résidentiel, il s'avère que les trois estimations révèlent qu'au sein du modèle B seulement le coefficient estimé de la variable démographique, en l'occurrence la densité de population, est significative au seuil de 5%. L'équation de régression du modèle B avec la constante présente par ailleurs la significativité statistique la plus élevée (Pseudo-R^2 de 0,13). On se tourne alors vers l'interprétation de l'estimation de l'équation sans la constante de régression du modèle B pour le reste de l'analyse.

D'un point de vue économique, la problématique dans laquelle s'inscrit la décision de l'élu serait celle de la maîtrise de la croissance des espaces de développement (compris comme les espaces construits). Le fait que l'augmentation de la densité de population influence la probabilité que l'élu manifeste des intérêts pour des politiques de gestion de l'espace n'est pas en soi étonnant. En revanche, le fait que les estimations révèlent l'intérêt spécifique pour le contrôle de la croissance résidentielle à travers la densité semble surprenant pour des communes rurales. Il faut cependant souligner que si la densité moyenne de la population des communes de l'estuaire est plus élevée que la moyenne nationale pour des communes similaires (103 hbts/km^2 contre 87.16 hbts/ km^2 pour la moyenne nationale)[44], on constate une grande hétérogénéité des situations démographiques des communes concernées par le SAGE (cf., tableau n°11) qui montre que l'écart-type de cette variable reste très élevé, soit 129hab/km^2).

En référence aux jeux d'influence qui animent les groupes d'intérêt dans leurs interactions avec les élus locaux, l'interprétation des paramètres des différentes variables relatives aux usages du sol doit être considérée de manière simultanée. Les résultats de l'estimation du paramètre associé à la variable **Sagri** dans le modèle B (colonne (4) du tableau 12) est positif et significative au seuil de 5%. En d'autres termes, la probabilité que l'élu participe à la consultation du SAGE est une fonction croissante de la part de la surface agricole dans la superficie communale. Dans la mesure où on se réfère à cette variable comme une indicatrice de l'importance de l'enjeu agricole au sein de la commune et de l'importance du groupe d'intérêts constitué par les agriculteurs dans

[44] Ce chiffre correspond à l'évolution moyenne de la population sur la période 1999-2009 pour les communes de moins de 2000 habitants en France (Source des données : RGP 1999 et RGP 2009).

ces communes, le résultat de l'estimation est conforme aux prédictions du modèle théorique. Le coefficient estimé de la variable **Amen** est également positif et significatif au seuil de 1%. Ici également, la probabilité que l'élu participe à la consultation du SAGE est une fonction croissante de la part des espaces déjà préservées dans la superficie communale. L'interprétation de ce résultat (en référence aux prédictions théoriques) est plus délicate. Le fait de se limiter aux participations (refus et acceptation sont codés de la même manière) ne permet pas de statuer, si pour la cumulativité des zonages du SAGE avec les zonages déjà existants provoquent plus de refus (dans ce cas, on privilégie les propriétaires fonciers), ou plus d'acceptation (une position privilégiant les résidents). L'importance des avis défavorables ou réservés dans les avis exprimés amène à privilégier néanmoins la première interprétation. Ainsi, dans la majorité des cas, les élus locaux restent sensibles aux devenirs de l'agriculture et des propriétaires fonciers.

Le paramètre estimé de la variable **Disturb** dans le modèle B est positif mais non significatif. Il est vrai que l'ensemble des communes que nous étudions est circonscrit au sein d'un périmètre géographique assez restreint (en référence au pôle qui a été utilisé, Bordeaux et Royan). Par ailleurs, à cause d'un problème d'endogénéité, l'influence de la variable distance au centre peut être biaisée. L'estimation par la méthode des moindres carrés généralisés avec correction d'auto-corrélation spatiale permettra de corriger ce biais. Cette estimation fera l'objet d'une présentation plus bas.

Le signe du paramètre estimé de la variable **Revenu** est négatif et significatif à 1%. La variable **Revenu** est une variable muette qui prend la valeur 1 quand le revenu médian de la commune est supérieur au revenu moyen de la même commune. Elle prend la valeur 0 sinon. Un revenu médian supérieur au revenu moyen a un impact négatif sur la probabilité que l'élu participe à la consultation. Rappelons que la décision de participer de l'élu ne peut se résumer qu'à la manifestation des intérêts de la commune. On aurait pu s'attendre à ce qu'un niveau de revenu de l'électeur médian supérieur à la moyenne joue favorablement sur la participation de l'élu. La variable **Revenu** étant une variable dichotomique, l'interprétation des ratios de chance (cf. tableau en annexes) est plus instructive. Il nous enseigne que pour les communes dont le revenu médian est plus élevé que le revenu moyen (une distribution de revenu dans la population plus égalitaire, un bénéfice de la politique de zonage plus élevé pour l'électeur médian, mais aussi un coût fiscal plus élevé pour financer le maintien de cette politique), leurs élus ont moins de 20% de chance de donner leur position sur les zonages. En d'autres termes, les élus de ces communes semblent éviter la confrontation avec l'électeur médian en matière de zonage environnemental et déléguer cette décision au SAGE.

Les résultats de l'estimation d'un modèle logit simple permettent d'identifier la nature des enjeux politiques et économiques communaux qui orientent les choix de l'élu vis-à-vis des politiques des zonages du SAGE. Nous avons exclu d'emblée l'existence d'une concurrence intercommunale à des fins résidentielles (cf., section 1.4.). Il reste qu'on ne peut statuer définitivement sur une indépendance totale des votes des communes des situations des autres communes. C'est le cas notamment des équipements (souvent partagés par plusieurs communes et financés par l'intercommunalité). Faute de données précises, et pour garder un minimum de degré de liberté face à la faiblesse de la taille de l'échantillon, ces variables n'ont pas été introduites dans le modèle logit simple, même si elles sont mises en avant dans le modèle conceptuel de la section 1.4. C'est le cas également de certaines stratégies économiques qui impliquent de facto plusieurs communes voisines et favorisent une forme de communauté d'intérêt vis-à-vis des politiques locales, comme les AOC viticoles. L'omission de ces effets peut conduire à l'autocorrélation spatiale des erreurs. Dans la mesure où ces effets relèvent de variables qu'on ne peut introduire dans la régression, on cherchera alors à corriger l'autocorrélation spatiale des erreurs des estimations d'un modèle logit.

3.4. Correction de l'auto corrélation spatiale des erreurs et résultats

Pour la correction de l'auto-corrélation spatiale des erreurs d'une estimation logit, l'approche de Conley (1999) a été retenue. Cette approche reste facile d'accès pour les études appliquées (disponibles sous Stata) et ses résultats restent robustes, même sur petit échantillon (Conley, 1999).[45] Elle s'inspire des développements économétriques permettant de corriger l'autocorrélation des erreurs des estimations sur données longitudinales, pour implémenter une procédure de correction de l'auto-corrélation des erreurs des estimations sur données en coupe qui recèlent une forme de dépendance spatiale. On présente ici l'équation économétrique générique qui montre que le processus spatial dans le modèle à autocorrélation des erreurs est défini au moyen du terme d'erreur ε :

$$\begin{aligned} y &= X\beta + \varepsilon \\ \varepsilon &= \lambda W\varepsilon + u \end{aligned} \tag{3.4}$$

[45] Il faut rappeler que l'estimation économétrique des modèles de choix discrets spatialisés n'est qu'à des stades d'expérimentation (Smirnov, 2010). Les modèles théoriques se heurtent aux contraintes techniques pour leur implémentation empirique. L'intégration d'une matrice de poids au sein de la fonction de vraisemblance ne va pas systématiquement de soi. Notre taille d'échantillon de 151 observations est déjà très important pour une telle procédure.

où W est une matrice de poids, et λ un paramètre représentant l'intensité de l'autocorrélation spatiale entre les résidus de la régression.

Chaque observation est modélisée comme un processus aléatoire en un point dans un espace euclidéen. Ainsi la « distance » entre deux observations dans cet espace reflète leur proximité relativement aux variables inobservables, une notion que Conley définit comme la « distance économique » (p.2) : la distribution jointe de variables aléatoires (leur dépendance) en un ensemble de points est fonction de la distance économique entre elles. On obtient alors une matrice W qui dans notre cas sera constituée à partir de la distance à vol d'oiseau entre les communes. L'estimation de l'équation 3.4 procède par la suite par la méthode des moments généralisés. L'avantage d'une procédure d'estimation par GMM est qu'elle permet de recalculer la matrice de variance-covariance de manière non-paramétrique. Cependant, elle nécessite l'introduction d'une variable instrumentale, qui sera ici la distance des communes à la voie express. On dispose donc d'un modèle identifié, où la variable instrumentale est validée par une p-value élevée (0.28) après l'estimation.

	Modèle B avec constante	**Modèle B sans constante**
Variable	Estimation par GMM	Estimation par GMM
Constante	-0.254 (0.397)	
Sagri2000	0.006*** (.002)	0.005*** (0.001)
EspacesNat	0.004*** (0.002)	0.004*** 0.002
DensPop	0.0007*** (0.0003)	0.001*** (0.000)
Revenu	-0.105 (0.147)	-0.171*** (0.073)
logLitstq	0.017 (0.034)	-0.002 (0.016)
DistUrb	0.004 (0.005)	0.001*** (0.002)

Tableau 12 : Estimations du modèle B après correction de l'autocorrélation spatiale des erreurs et de l'endogénéité.

Note : Les écarts-types sont entre parenthèses : *p<0.1 ; **p<0.05 ; ***p<0.01

Le tableau ci-avant présente les résultats des estimations à partir du modèle B exploité auparavant, après corrections de l'autocorrélation des erreurs.

Le premier résultat de la correction de l'auto-corrélation spatiale des erreurs est relatif à la non significativité de la constante de régression. La différence entre les deux modèles (avec et sans constante) se manifeste à travers le signe et la significativité du paramètre estimé de la variable distance de la commune au pôle urbain le plus proche. Dans le modèle avec constante, le paramètre estimé est non significatif, alors qu'il est positif et significatif au seuil de 1% dans le modèle sans constante. L'influence de cette variable n'est pas étrangère à l'instrument utilisé pour une procédure d'estimation par le GMM, la distance à la voie express. L'amélioration de la significativité des autres variables du modèle (en l'occurrence le revenu) dans l'équation sans la constante conduit à retenir également cette deuxième régression pour l'interprétation des résultats.

Les résultats de l'estimation du modèle B après correction de l'auto-corrélation spatiale des erreurs confirment les phénomènes observés à partir de l'estimation du modèle logit simple. La significativité de la distance donne une indication supplémentaire sur l'importance des enjeux non résidentiels pour les communes qui se sont exprimés sur le SAGE. L'influence positive de cette variable traduit le fait que ce sont les communes les plus éloignées des pôles urbains (i.e., les communes les plus proches du point d'équidistance des pôles urbains correspondant à la zone du bas estuaire) qui se sont exprimées.

CONCLUSION DU CHAPITRE

Ce chapitre s'interroge sur la portée incitative d'un dispositif institutionnel environnemental tel que le SAGE comme outil de coordination des acteurs de la gestion environnementale, pour mettre en œuvre des politiques réglementaires qui souhaitent faire largement écho aux objectifs des directives européennes. Dans le cadre du Plan d'Aménagement et de Gestion Durable du SAGE « Estuaire de la Gironde et Milieux associés », le recours aux zonages d'actions prioritaires comme principaux instruments de mise en œuvre de ses objectifs environnementaux peut être considéré comme une demande adressée aux communes d'étendre les zones rendues à la nature.

La stratégie de développement dans les territoires ruraux s'articule pour l'essentiel autour de la valorisation des aménités naturelles et la recherche d'un équilibre subtil entre activités agricoles et économies résidentielles. Ces stratégies sont opérées autour des potentiels propres à chaque commune, en l'absence de pôle urbain à proximité dont l'influence contraindrait la stratégie de développement. La problématique de la mise en œuvre des zonages impacte

directement les activités consommatrices d'espace, qui sont également le cœur de la socio-économie rurale. Une telle politique revient pour les communes à reconsidérer l'allocation des usages du sol sur leur périmètre, et les bénéfices qu'elles en retirent au regard de leur propre politique d'aménagement.

Les données à disposition décrivaient la position des élus communaux vis-à-vis du SAGE. La position des élus peut ainsi prendre plusieurs modalités. Le débat soulevé par les actions prioritaires du PAGD est principalement axé autour deux enjeux, le risque inondation et la préservation des zones humides, qui sont directement visés par la définition des zonages. En s'appuyant sur des périmètres spécifiques, les coûts et les bénéfices de la mise en œuvre de ces zonages sont inégalement répartis. Dès lors, ce ne sont pas tant les facteurs qui influencent un avis particulier des élus qui soulèvent un intérêt pour l'analyse, mais plutôt les déterminants qui jouent sur la manifestation des intérêts des communes lors du processus de consultation. Le recensement des résultats de la consultation montre justement un fort taux d'abstention (64%) et des avis exprimés motivés par différents arguments. Ces résultats interrogent globalement sur la légitimité institutionnelle du SAGE à porter des politiques (les zonages) qui seraient de la compétence usuelle des communes concernées. Une telle hétérogénéité des choix des élus invite cependant à explorer de manière plus fine les mécanismes politiques qui régulent ces décisions.

La nécessité de se pencher sur la dimension politique de la mise en œuvre du SAGE et le modèle de gouvernance qu'un tel dispositif souhaite impulser, réintroduit au cœur de l'analyse l'importance de la diversité des profils socio-économiques des communes convoquées, pour l'élaboration des réglementations qui seraient définies à l'échelle du bassin versant. L'analyse économétrique des facteurs explicatifs du choix de participer à la consultation des 151 communes du SAGE « Estuaire de la Gironde et Milieux Associés » met en évidence les tensions qui peuvent exister entre la satisfaction des intérêts des acteurs économiques traditionnels dans les espaces ruraux : les propriétaires fonciers et les agriculteurs, et la nécessité de défendre le potentiel de développement de l'économie résidentielle et les intérêts des résidents, dans un contexte de déclin démographique généralisé pour l'ensemble des communes. Il n'est donc pas étonnant qu'en définitive, toute chose étant égale par ailleurs, ce sont les communes pour lesquelles les enjeux résidentiels auraient été en faveur d'une expression vis-à-vis du SAGE qui se sont alignées par défaut aux propositions de celle-ci, en s'abstenant. Au final, la mise en œuvre de la politique de l'eau sur l'estuaire de la Gironde, de par les instruments utilisés (le zonage) a transformé une problématique de gestion collective d'une ressource naturelle en problématique de régulation des usages du sol et de l'aménagement de l'espace.

CONCLUSION DE LA PARTIE 1

Cette première partie de la thèse abordait les ressorts institutionnels de la mise en œuvre des directives environnementales européennes à l'échelle locale, telle qu'elle serait conduite au sein d'un modèle de gouvernance particulier voulu par l'UE, qu'on qualifie de multi-niveaux. Pour comprendre la dimension verticale de cette forme de gouvernance, la recherche emprunte d'abord la notion de décentralisation pour fonder le choix d'un cadre analytique de référence en économie politique, celui fourni par le fédéralisme environnemental.

Pour faciliter l'adaptation des mesures réglementaires susceptibles de remplir les objectifs des politiques environnementales, la Commission européenne a progressivement assouplit la démarche et le contenu des directives, qui, bien qu'elles conservent une forte portée réglementaire, marquent une rupture avec une approche portée jusque-là sur le simple contrôle administratif des efforts consentis par les Etats-Membres, dans l'application stricte des réglementations. Cette évolution se manifeste concrètement pour le cas français par le recours aux dispositifs institutionnels environnementaux, des plans de gestion ad hoc qui intègrent les objectifs des directives environnementales à l'échelle locale.

Les propositions normatives du fédéralisme insistent sur le fait que le processus de décentralisation en matière d'environnement doit respecter la condition d'une nécessaire adéquation entre l'échelle des enjeux écologiques et l'échelle de gestion qui les prend en charge. Mais ce processus n'échappe pas aux contraintes institutionnelles auxquelles doit faire face la mise en œuvre de toute politique publique : l'existence de plusieurs niveaux de gouvernements avec leur propre périmètre politico-administratif. Les auteurs du fédéralisme environnemental sont alors d'avis pour défendre une définition centralisée de la politique qui serait une solution supérieure à celle attendue de la coordination de plusieurs gouvernements locaux, pour laquelle le risque de défaillance des co-partenaires est élevé. Une structure institutionnelle centralisée peut en effet dicter des politiques uniformes qui tiennent compte des effets de débordement de certains instruments d'action publique lorsqu'ils sont définis à l'échelle locale et de manière isolée. Elle permet par ailleurs de dégager des économies d'échelle dans la mise en œuvre des politiques.

La directive cadre sur l'eau (2000) a été une des directives les plus ambitieuses de l'Union européenne, mais aussi la première à expérimenter la superposition des différents outils réglementaires communautaires (Liefferink et al., 2011). La mise en œuvre de la DCE à travers les SAGE en France renvoie à une approche fédérale de la gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant. En définissant le périmètre de la gestion locale de l'eau à l'échelle du bassin versant, ce

dispositif est censé internaliser les spillovers qui auraient eu cours si la gestion avait été confiée aux acteurs locaux, qui a priori correspondent ici aux élus de l'échelon communal. Cette approche de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques par bassin versant n'est pas une nouveauté pour le cas français. L'interprétation du SAGE en tant que DIE doit d'abord être reliée à son emprise spatiale, puisqu'il renvoie à l'échelle spatiale pertinente de la gestion environnementale, en référence notamment à l'échelle écologique de la préservation du milieu et des ressources aquatiques. La recherche d'une cohérence écologique ne peut cependant s'affranchir de la problématique de la définition de manière centralisée d'une politique réglementaire (les zonages prioritaires) qui va s'appliquer à un ensemble de communes présentant souvent des profils socio-économiques hétérogènes, et qui font face à des enjeux environnementaux également diversifiés. L'analyse des facteurs explicatifs des avis émis par les élus communaux sur le PAGD concernant l'estuaire de la Gironde confirme cette affirmation.

Les résultats empiriques de l'analyse du vote de ce PAGD permettent alors de soulever toute la complexité de la mise en œuvre des réglementations environnementales en référence aux structures politiques et administratives propres à chaque pays. En effet, dans le cadre du SAGE, la définition d'un périmètre écologique est posée comme le périmètre de la décision publique. Or si les découpages politico-administratifs correspondent rarement à l'aire des enjeux environnementaux, la réciproque est également vraie : un périmètre de décision sur la base de la cohérence écologique ne recouvre pas la réalité des phénomènes économiques et sociaux. Les implications de ces deux types de défaillance structurelle sont les mêmes, celle de l'absence d'incitations auprès des acteurs de la gestion environnementale locale à se coordonner. Une prescription classique de l'économiste serait de considérer les instruments de politique qui permettent de générer de l'interdépendance entre les acteurs concernés et qui les conduiraient à se coordonner. A l'issue de cette analyse empirique, on peut raisonnablement avancer que pour le cas spécifique des réglementations qui seraient rendues opérationnelles dans le cadre du SAGE, cet objectif n'est pas atteint par les modalités d'applications choisies. Le principal instrument proposé dans le SAGE « Estuaire de la Gironde », le zonage, sort néanmoins des instruments usuels de politiques environnementales, et peut faire l'objet de quelque réserve pour la généralisation des enseignements de cette analyse empirique à l'ensemble des modalités de mise en œuvre des directives européennes qui touchent à la gestion des milieux et des ressources naturelles.

Pour revenir à la problématique de la gouvernance de la gestion de l'eau à l'échelle locale, les résultats empiriques mettent bien en évidence que les enjeux structurants de la dynamique économique des communes rurales sont relayés par les élus pour négocier les politiques

environnementales. Ils montrent également que dans le contexte des espaces ruraux, les décisions des élus communaux en matière environnementale sont d'abord guidées par des stratégies intra-communales plutôt qu'extra-communales. On peut alors s'interroger sur le rôle des DIE dans la coordination des acteurs et l'impulsion d'une collaboration entre les différents acteurs locaux, en d'autres termes sur la dimension horizontale de la gouvernance multi-niveaux. La partie 2 de cette thèse est dédiée à cette problématique.

Partie 2

La coordination d'acteurs par les dispositifs institutionnels en question

PARTIE 2: LA COORDINATION D'ACTEURS PAR LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS EN QUESTION

Les dispositifs environnementaux ont été très peu abordés par la littérature économique, que ce soit sur le plan théorique ou empirique. Leur analyse ne peut en effet s'effectuer sous l'hospice des interrogations usuelles de l'approche économique standard des instruments de la politique environnementale. Dans ce cadre, on s'intéresse aux vertus respectives des outils basés sur les incitations économiques *versus* les outils de type « command-and-control » (Harrington et al., 2004). Les préoccupations en matière d'efficacité des outils mobilisés, au regard des propriétés d'externalité et de biens publics des actifs environnementaux qui sont en jeu, peuvent néanmoins justifier une intervention directe des pouvoirs publics (Baumol et Oates, 1988).

Une lecture alternative initiée par Richards (2000) peut être convoquée. Elle fournit une taxonomie des instruments de politiques environnementales selon la place et le rôle dévolus à l'Etat. Une première famille d'outils accorde ainsi à l'Etat un rôle d'assignation de droits et/ou de responsabilités, et laisse aux acteurs privés la négociation autour des usages. Le rôle de l'Etat est alors de préciser et d'assigner les droits initiaux, en fixant premièrement les droits de propriétés et en appliquant ensuite des règles de responsabilité. L'assignation des droits initiaux implique de désigner qui doit en bénéficier. Richard s'appuie sur Calabresi et Melamed (1972) pour construire une seconde condition, qui est celle de pouvoir protéger les droits initialement accordés, au moyen des règles de propriété et des règles de responsabilité. La règle de propriété permet l'échange de ces droits par le biais de transactions consenties. La règle de responsabilité implique l'assignation de droits initiaux mais aussi leur valeur : dans le cas d'un dommage subi, l'Etat désigne la partie responsable et fixe le montant de la compensation à verser à l'autre partie. Une seconde famille d'instruments accorde un rôle plus actif à la puissance étatique en le plaçant comme régulateur, ou en d'autres termes en le plaçant à l'origine des instruments qui permettent d'anticiper les conflits en restreignant les usages soit par le biais d'un prix (les taxes et marchés de droits), soit par le biais des normes réglementaires.

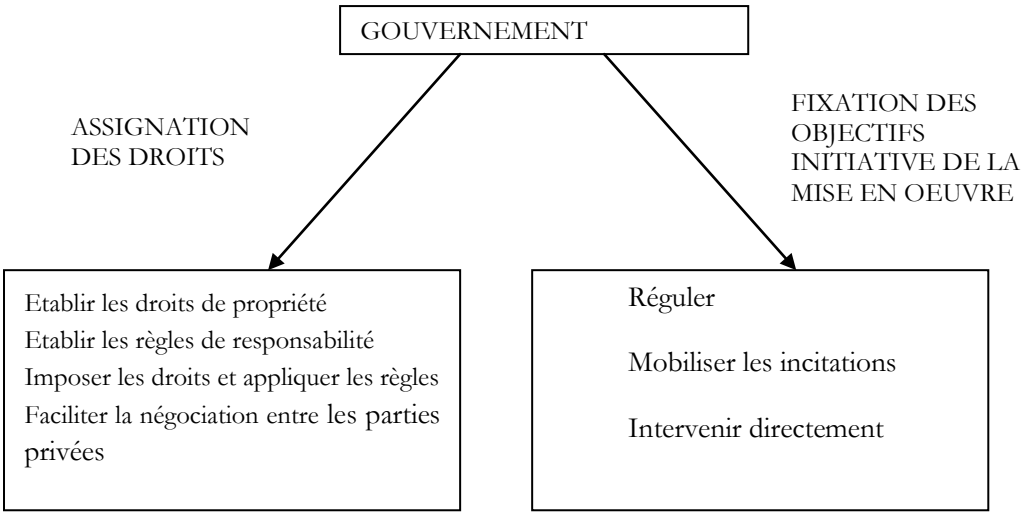


Figure 16 : Les rôles fondamentaux de l'Etat dans les politiques environnementales (Source : Richards, 2000, p.236).

En cernant un peu mieux l'origine des dispositifs (cf. Annexe 1), il est possible, en s'appuyant sur la figure ci-dessus (fig.16), de voir qu'ils échappent aux dimensions incitatives des instruments économiques puisqu'ils ne comprennent pas d'éléments de fiscalité, ni de dimensions quantitatives ou tarifaires en référence aux marchés de droits. La référence à la notion réglementaire est partielle, dans la mesure où certains dispositifs sont rendus obligatoires par la loi (notamment sur les SAGE via la loi sur l'eau) ou le pouvoir central (via l'autorité des préfets), alors que d'autres ont connu des soubresauts sans être soumis à des arbitrages judiciaires[46]. Quoiqu'il en soit, obligation est faite au pouvoir central d'appliquer les dispositions des directives, et notamment les objectifs qui y sont fixés. Quant à la notion de régulation, elle dépend largement des effets obtenus des dispositifs pour pouvoir statuer sur un rôle qui irait dans ce sens.

Les analyses de la gouvernance environnementale telles celles menées par les approches interdisciplinaires portée par l'école institutionnaliste européenne (Paavola et Adger, 2005 ; Folke et al., 2005 ; Paavola, 2007 ; Newig et Fritsch, 2009 ; Paavola et al., 2009) ont abondé les réflexions sur les outils qui gouverneraient la coordination d'acteurs autour de la problématique environnementale à l'échelle spatiale de l'enjeu. Leur raisonnement s'appuie sur deux piliers : i) la qualification des enjeux environnementaux comme un problème d'interdépendance qui débouche sur des conflits d'usages (ou d'incompatibilité des intérêts) ; ii) la nécessité d'une solution institutionnelle qui rendra compatible les intérêts des parties à travers des procédures qui tiennent

[46] Cf. en annexe 1 l'opposition du « groupe des 9 » lors de la sélection des sites Natura 2000.

compte de critères de justice. C'est en référence à ce critère que l'ouverture à la participation est centrale. Les travaux se sont par conséquent concentrés sur le design institutionnel et étudient les propriétés des différentes procédures au regard de la mise en participation des acteurs (Rauschmayer et Wittmer, 2006 ; Rauschmayer et al., 2009, Wesselink et al., 2011). L'analyse de la coordination effective des acteurs autour de la mise en œuvre des politiques environnementales reste ainsi périphérique du programme de recherche institutionnaliste, et à plus forte raison de l'interprétation des DIE en tant qu'outil de coordination, pour comprendre leur portée incitative.

Cette partie de la thèse reprend la problématique de la gouvernance environnementale par les DIE. Pour initier la réflexion, nous empruntons l'approche économique de la gouvernance proposée par Williamson (1991, 2000), basée sur la notion de transaction, et ses différentes adaptations à la mise en œuvre des politiques environnementales, pour mieux soulever les spécificités de la gouvernance par les DIE (chapitre 4). Par la suite, pour engager une évaluation de l'impact d'un outil institutionnel sur la coordination collective, le focus de notre analyse se déplace vers l'articulation des processus de collaboration initiés par ces DIE avec la dynamique territoriale. En d'autres termes, on s'intéresse au processus de recomposition du système d'acteurs (initiée véritablement ou non par les dispositifs environnementaux) pour porter l'enjeu collectif (Boschet et Rambonilaza, 2010), en l'occurrence la préservation des ressources naturelles. On fait en effet l'hypothèse que la prise en charge des enjeux portés au sein des dispositifs par les acteurs clés du territoire peut faciliter ou au contraire freiner la coordination collective à des fins environnementales, et gager ainsi fortement l'efficacité des politiques de préservation de l'environnement à l'échelle locale. Le chapitre 5 de cette thèse développe l'intérêt des analyses en termes des réseaux sociaux pour une analyse microéconomique des relations entre des acteurs situés socialement. Le chapitre 6 développe une application empirique pour identifier les réseaux de collaborations autour des enjeux environnementaux pour le cas de l'estuaire de la Gironde et teste l'impact des DIE.

CHAPITRE 4. APPROCHE ECONOMIQUE DE LA GOUVERNANCE : DES INSTITUTIONS A LA COORDINATION

En référence à la typologie fournie par Williamson (2000), il semble évident que les DIE sont des formes hybrides, des formes de gouvernance intermédiaires entre le marché et l'intervention directe de l'Etat et qui s'appuient pour l'essentiel sur les « contrats ». Les spécificités des DIE en tant que forme hybride méritent cependant d'être mieux précisées, au regard des concepts analytiques de l'analyse néo-institutionnelle portée par Williamson et de ses extensions, ainsi que des applications récentes dans le domaine de l'environnement. On rappelle dans un premier temps la notion de gouvernance par les hybrides dans la tradition Williamsonnienne, puis on spécifie les outils et les différents mécanismes qui pilotent les formes hybrides de gouvernance (section (1)). Dans un second temps, la notion de transaction dans le traitement de la problématique de mise en œuvre des politiques publiques dans le domaine environnemental est présentée et discutée (section (2)). Une troisième section s'attache à donner un cadre d'interprétation aux modes de gouvernance environnementale : tantôt lues comme une manière de délimiter les frontières administratives de l'Etat, tantôt comme un moyen de limiter ses frontières institutionnelles, avant d'acter les DIE en tant qu'outil de coordination entre différents types d'acteurs, dotés d'intérêts et de compétence très diversifiés.

Section 1 : La gouvernance par les formes hybrides

1.1. Les relations contractuelles comme focus de l'analyse économique des institutions

Notre analyse des dispositifs institutionnels comme mode de gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle territoriale s'inscrit dans la théorie néo-institutionnelle. La compréhension des différentes formes contractuelles comme des arrangements institutionnels passés entre les acteurs pour faciliter leurs échanges (leurs transactions) y a tenu une place importante. Avant d'aller plus loin, on reprend ici la distinction effectuée par Williamson (2000) pour situer plus précisément l'apport de l'approche néo-institutionnelle, et la nature de leurs interrelations avec d'autres travaux sur l'analyse économique des institutions. On reprend ici le schéma dressé par Williamson (op. cit.).

Williamson distingue 4 niveaux d'analyse, auxquels on peut rattacher quatre formes d'institutions. Le premier niveau correspond aux institutions dites informelles, d'essence sociale. Elles sont constituées par les normes sociales : « les sanctions, tabous, coutumes, traditions, et codes de conduite » (North, 1991, p.97). Ces institutions sont considérées comme les éléments structurants d'une société, et témoignent d'une grande inertie : soit du fait de leur importance fonctionnelle, soit de leur importance symbolique, soit enfin en raison de leurs fortes interconnections avec les autres formes d'institutions.

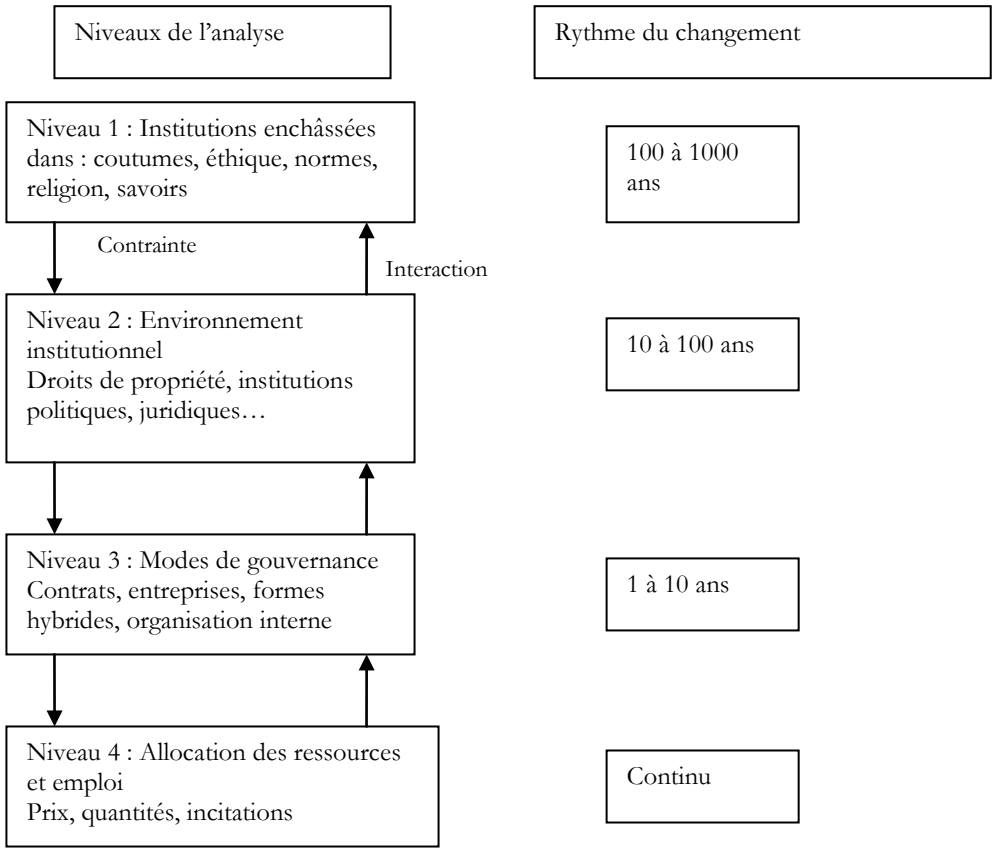


Figure 5 : Les niveaux d'analyse chez Williamson (2000) (repris de Ménard, 2012).

Le second niveau d'analyse a trait à ce que North (1990) appelle « les règles du jeu » (loi, constitution) qui édictent la qualité de l'environnement institutionnel (régime juridique, fonctionnement bureaucratique) au sein duquel les individus opèrent leurs échanges. Ces règles *« délimitent et soutiennent l'activité transactionnelle des acteurs »* (Ménard, 2003, p.105). A un niveau inférieur à celui-ci se trouve les institutions de la gouvernance, c'est-à-dire des mécanismes qui régissent les interactions quotidiennes entre les acteurs de l'économie, ce que North appelle « arrangements institutionnels ». D'une manière générale, ces arrangements prennent des formes

contractuelles pour favoriser l'entente entre les parties, réduire les conflits, et réaliser des gains mutuels. L'existence des arrangements est ainsi expliquée à l'aune des coûts associés à la réalisation des transactions : *« [….] Toute relation, économique ou sociale, qui prend la forme d'un problème contractuel (ou qui peut être décrite comme tel) peut être évaluée avantageusement selon les termes de l'économie des coûts de transaction »* (Williamson, 1985, p.349).

Deux familles de coûts sont à distinguer, les coûts *ex ante* à la rédaction du contrat, et les coûts *ex post*. Ils relèvent d'un comportement opportuniste de la part de tout ou partie des cocontractants : comme la dissimulation de certaines informations avant la rédaction du contrat ou le fait de tirer partie de certains éléments non-écrits une fois le contrat établi. Les capacités limitées des agents impliquent une difficulté à prévoir l'ensemble de ces éléments qui peuvent altérer la réalisation de la transaction, d'autant plus que l'avenir reste incertain. Les acteurs s'exposent ainsi à des aléas contractuels. La conclusion d'un contrat relève dans ce cadre d'un mode délibéré de coordination entre deux ou plusieurs parties, qui y précisent un accord sur les termes de leurs engagements, rendus exécutoires par la loi (Brousseau et Glachant, 2002). Malgré tout, les agents vont déployer un ensemble d'efforts pour éviter de recourir au système judiciaire en cas de litige. Chaque relation contractuelle est par conséquent insérée dans une « structure de gouvernance » qui en assure l'exécution. L'émergence de chaque structure reste par conséquent corrélative de la qualité de l'environnement institutionnel.

L'articulation des règles du jeu de l'environnement institutionnel avec les interactions interindividuelles pose la question des mécanismes de coordination (la forme de pilotage de structures de gouvernance). Pour bâtir l'approche économique de la gouvernance, Williamson fait référence aux différents mécanismes économiques élémentaires qui contribuent à l'allocation optimale des ressources (niveau 4). On peut soulever ici le rôle incitatif des prix en tant que récompense, à mettre en balance par rapport à d'autres mécanismes plus coercitifs comme la supervision directe ou le contrôle, dans l'analyse des contrats développée par la théorie de l'agence (Jensen et Meckling, 1976). Aussi, si la théorie de l'agence propose une interprétation des contrats comme la solution aux incertitudes qui imprègnent les issues des relations contractuelles, la théorie des coûts de transactions considère en revanche les formes contractuelles comme le moyen de s'adapter à ces aléas, et constitue la solution organisationnelle optimale pour réaliser les transactions économiques dans un contexte d'incertitude. Il nous semble alors important de revenir sur le cadre analytique proposé par Williamson pour comprendre la place tenue par les formes hybrides dans le raisonnement néo-institutionnel.

1.2. Des formes hybrides aux arrangements contractuels

Les travaux de caractérisation des formes hybrides font écho à l'approche williamsonnienne de l'existence des trois formes canoniques des structures de gouvernance des transactions économiques (le marché, les hybrides, et la hiérarchie). On ne dispose pas de définition consensuelle des transactions. La plus usitée est celle de Williamson (1985, p.1) pour qui « la transaction est le transfert de biens et services entre unités technologiquement séparables ». Williamson adjoint plusieurs attributs à la transaction. Les attributs des transactions permettent de caractériser ce qui est transféré, d'évaluer les coûts pour réaliser ce transfert, éléments essentiels pour l'arbitrage entre les structures de gouvernance permettant de minimiser ces coûts. On distingue ainsi :

- la fréquence à laquelle ont lieu les transactions. La fréquence n'est pas forcément l'attribut des transactions le plus discriminant des structures de gouvernance
- le type et le degré d'incertitude auxquels elles sont sujettes. L'incertitude se divise en deux composantes. La première composante est intrinsèque à la transaction elle-même, du fait de la complexité des tâches à réaliser, ou de la nature des transferts à opérer (le transfert de technologies, et de connaissances entre les partenaires par exemple). La deuxième composante est plutôt extrinsèque et relève de l'environnement institutionnel et économique. L'incertitude peut donc être dans ce cas technologique, légale et réglementaire, fiscale, ou marchande.
- la spécificité des actifs. Cette spécificité est la conséquence d'efforts ou d'investissements plus ou moins importants, notamment en termes de temps. Elle induit une relation particulière entre les agents concernés, basée sur l'interdépendance. Les investissements engagés par les parties contractantes pour sécuriser la production de ces actifs spécifiques à la réalisation d'une transaction particulière seraient sont jugés d'une valeur supérieure comparativement à une situation où la relation devrait s'achever.

Par ailleurs, l'existence de coûts de transaction est sous-tendue par deux mécanismes. Le premier est en rapport avec le comportement des agents. La théorie reconnaît aux individus des limites en termes cognitifs, de temps et d'information (Williamson, 2000), qui conduisent à postuler qu'ils sont dotés d'une rationalité limitée (Simon, 1957). La rationalité limitée des agents et leur individualisme mènent à des comportements opportunistes, favorisés *ex ante* par la

difficulté d'accéder aux informations, ou d'obtenir des informations fiables; et *ex post* par l'impossibilité de distinguer à l'observation des actions des partenaires, ce qui relève de l'imprévu, ou d'un environnement défavorable, de l'acte volontaire de défection. Par ailleurs, le déroulement des transactions n'est pas prévisible à l'avance, et est susceptible d'être perturbé. Les transactions sont donc dominées par l'incertitude, ce qui peut constituer aux côtés de l'opportunisme un mécanisme auto-renforçant.

Williamson (1991) établit alors des propositions théoriques pour mettre en perspective les attributs des transactions avec les structures de gouvernance, à travers l'intensité de trois caractéristiques qui distinguent ces structures. La première caractéristique, qui est cœur du travail de l'auteur sur les structures de gouvernance, est relative à leur performance face au changement, en d'autres termes leur capacité d'adaptation. La caractérisation de ce qu'est la capacité d'adaptation chez Williamson renvoie à des travaux plus anciens qu'il a réunit sous un même vocable. En effet, Hayek (1945) introduisait déjà cette question pour défendre la supériorité du marché à travers les mécanismes de la formation des prix. Par ailleurs, dans la théorie des organisations, Barnard (1938) investit également cette préoccupation en l'assignant comme une problématique interne aux organisations en rapport avec un environnement fluctuant. On peut ainsi distinguer chez Hayek une adaptation basée sur l'autonomie (« Adaptation A »), et pour Barnard une adaptation basée sur le principe de l'autorité requérant des mécanismes complexes de coopération (« Adaptation C »). Le concept qui relie et distingue à la fois les propriétés des ces deux types de structures de gouvernance en termes d'adaptation est celui de l'interdépendance. Dans le cas de l'organisation interne, la coordination des actions face à des perturbations imprévues de l'environnement repose en effet sur la condition des incitations nécessaires à la coopération. Dans la mesure où cette coordination comprend des coûts, l'interdépendance est considérée comme la condition de réalisation de bénéfices dans la manipulation des incitations. La matérialisation de l'instrument « incitations » au sein de la firme (focus de l'analyse organisationnelle) repose principalement sur l'usage des procédures de contrôles administratifs (monitoring, récompenses et sanctions). Dans le cas du marché, le repositionnement des acteurs (e.g., des vendeurs et des acheteurs) face à une perturbation se réalise de façon autonome (e.g., baisse des coûts) dans la mesure où l'interdépendance est faible : *« Accounting systems cannot be manipulated to share gains or subsidize losses »* (Williamson, 1991, p.279). Il en résulte que le deuxième attribut qui vient caractériser les structures de gouvernance est à lier aux instruments de gestion de la coordination des actions des acteurs. Enfin, le troisième attribut désigne les dispositifs qui servent de support pour spécifier les droits (de référence) et régler les litiges.

Attributs	Marché	Hybride	Hiérarchie
Instruments de management			
Les Incitations	++	+	0
Les Contrôles administratifs	0	+	++
Performance			
Adaptation A (autonomie)	++	+	0
Adaptation C (coopération)	0	+	++
Dispositifs pour les droits de référence			
Contrats	++	+	0

Tableau 13 : Attributs des structures de gouvernance pour évaluer les coûts de transactions (tirée de Williamson, 1991)

Ce tableau semble suggérer que le marché (mécanisme d'échange volontaire) correspond à la structure de gouvernance la moins coûteuse au sens où elle minimise les coûts de transaction pour des situations où les actifs impliqués sont faiblement spécifiques (très peu de dépendance entre les partenaires). En revanche, l'intégration verticale (la hiérarchie) présente un avantage comparatif pour le pilotage de transactions faisant appel à des actifs très spécifiques impliquant une forte dépendance. Entre ces deux situations polaires, les formes hybrides minimisent les coûts des transactions pour des situations empiriques mettant souvent en présence un nombre non négligeable de partenaires disposant d'actifs spécifiques et complémentaires, engagés dans des relations de long-terme et recourant aux contrats comme dispositifs de référence pour se coordonner et régler leur litige (Ménard, 1998).

L'introduction d'un autre attribut, le contrôle, permet d'apporter des précisions quant au rôle dominant du contrat dans la gouvernance économique. Le contrat permet d'établir des arrangements dont les caractéristiques s'écartent d'un centre unique de contrôle des droits de décision et qui détient les actifs en dernier recours (dans le cas de la hiérarchie, notamment). Les arrangements contractuels diffèrent également d'une coordination qui sépare les droits de décision de la propriété des actifs, comme celle offerte par le marché via les mécanismes de prix. Ainsi, en mobilisant plutôt les trois attributs suivants : – autonomie-contrôle, droits de décision, et le degré de spécificité des actifs – Ménard (2011) propose une autre façon de concevoir les

structures de gouvernance. On reprend ici la formalisation qu'il développe pour faciliter le raisonnement esquissé autour de ces trois attributs.

On considère deux firmes, 1 et 2, et 4 actifs {A, a, B, b}, où les actifs A et B sont respectivement le cœur de l'activité de la firme 1 et la firme 2. Les actifs {a, b} n'ont de valeur que s'ils sont employés ensemble, c'est-à-dire s'ils font l'objet d'une action coordonnée par les firmes 1 et 2. Le cas échéant, les bénéfices générés sont positifs, dans le cas contraire le bénéfice est nul. Ainsi, chaque firme détient des droits pleins de décision, notés D_A et D_B alors que les droits d_a et d_b doivent être employés mutuellement. En posant les bénéfices qui en résultent Π_A, Π_B, π_a et π_b, et en soulignant la possible existence d'un centre de décision, il est alors possible de synthétiser comme dans la figure qui suit les trois types de gouvernance de la tradition Williamsonnienne. Ce qui suit se concentrera sur la forme hybride au milieu de la figure.

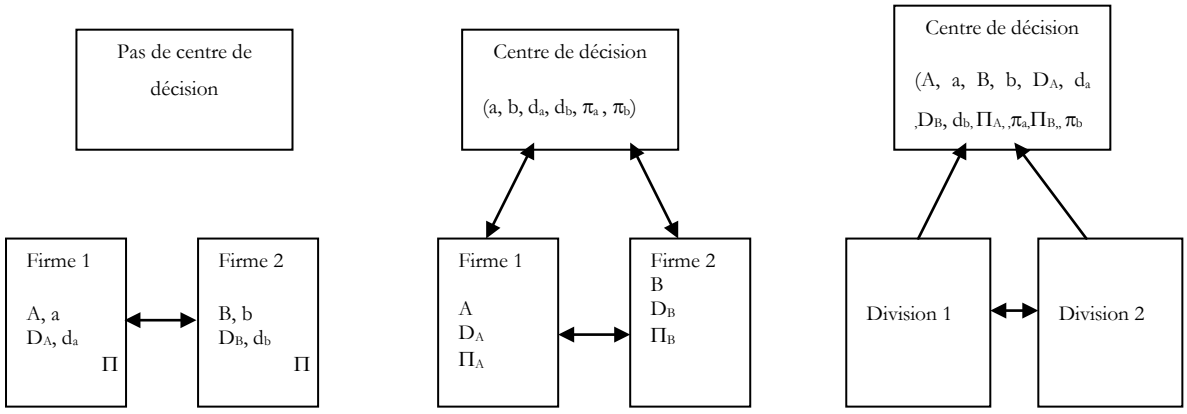


Figure 17 : Forme d'hybride selon le degré de mutualisation des actifs et des droits de décision

La forme hybride de coordination présente une situation de coexistence de droits de décision et d'actifs partagés, tout en préservant une autonomie en matière de décision et de propriété exclusive de certains actifs. Cette coexistence d'interdépendance et d'autonomie se matérialise par des profits conditionnés par la collaboration (π_a et π_b) et des profits indépendants propres au cœur de métier de chaque firme (Π_A, Π_B). Les activités soumises à la collaboration, en générant des spillovers positifs sur le profit de chaque firme, exposent chacune d'entre elles à une incertitude de résultat en cas d'opportunisme de la part des partenaires, ce qui réclame un contrôle de ces derniers. Ce contrôle nécessite lui-même des solutions institutionnelles plus ou moins rigoureuses selon les spécificités des actifs mis en commun, à savoir l'allocation des droits et les incitations en jeu.

La schématisation du processus économique qui guide l'hybridation des formes de gouvernances esquissée auparavant masque en réalité les disparités des arrangements observés, ainsi que la stabilité du cadre conceptuel permettant de les interpréter comme « hybride ». Un parcours rapide de la littérature empirique sur les formes hybrides relève en effet un ensemble hétérogène de travaux, tout autant que les formes hybrides sur lesquels ils portent : les contrats de sous-traitance (Eccles, 1981), les réseaux de firmes (Thorelli, 1986 ; Powell, 1990), les systèmes de franchise (Rubin, 1978 ; Klein et al., 1978 ; Williamson, 1985), les coopératives (Cook, 1995), les alliances (Baker et al., 2002).

Concrètement, le développement de ces différentes pratiques pose la question des raisons qui poussent les acteurs économiques (en l'occurrence les firmes), propriétaires de leurs actifs et détenteurs de droits de décision, à ne pas passer leurs transactions par le marché mais au contraire à mettre en commun leurs ressources, parfois avec d'autres acteurs (autres firmes) avec lesquels ils sont d'ordinaire en compétition. On trouve trois explications dans la littérature (condensées par Ménard, 2012). La première invoque le traitement de la complexité, et ce à double titre : l'environnement économique dont on ne peut anticiper les perturbations -ce point a déjà été évoqué plus haut- et le besoin de coordonner de multiples transactions, le plus souvent imbriquées les unes dans les autres. Ces deux dimensions de la complexité associent d'autres aspects, qui mêlent le partage de risque liés à l'incertitude sur les contingences futures liées à la transaction et à l'environnement, avec la nécessité de se prémunir contre le risque d'opportunisme. La deuxième explication avancée a trait plus fondamentalement aux motivations des parties : bien que mettant en scène deux firmes concurrentes, la dépendance mutuelle est appréhendée comme une source de valeur. Elle se concrétise à travers la taille des investissements qui dépassent les capacités individuelles (et des économies d'échelles qui peuvent en résulter), la complémentarité et les effets d'apprentissage. Enfin la troisième explication est dans le partage de la rente de la coopération, où la forme de l'arrangement observé est une solution qui facilite les négociations *ex post* à des coûts de transactions moindres.[47]

Les raisons qui conduisent les firmes à engager des partenariats avec d'autres firmes sont à mettre en face des conditions de leur fonctionnement. On entend par là les conditions qui président à la stabilité à la fois des accords et des formes qui en résultent.

[47] Il faut préciser que Ménard (2010) suppute certaines règles de partage formalisées, mais soupçonne également l'existence des règles non-contractibles pouvant servir un principe d'équité entre les parties.

Pour Ménard (2004) trois facteurs explicatifs peuvent être mis en avant, tous en lien avec le risque d'opportunisme de la part des cocontractants. Le premier se situe au préalable du processus : celle du choix de partenaire, son identité et la manière dont le partenariat procure des ressources complémentaires. Le deuxième a trait à l'organisation des activités et renvoie directement à la coordination inter-firmes et le choix des mécanismes de suivi des termes de l'arrangement. Enfin le troisième facteur explicatif implique la nécessaire gestion du partage de l'information entre les partenaires, de manière à éviter les situations d'asymétrie d'information. La gestion de ces trois types de facteurs garantit la stabilité du partenariat, en alliant coopération (mise en commun des ressources, de l'information) et coordination (planification des activités). Cette perspective de stabilisation se heurte cependant à une contrainte, celle de ménager l'autonomie respective des partenaires.

Le principe général qui sous-tend la stabilité des arrangements contractuels réside donc dans les mécanismes qui permettent de conserver la symétrie entre les partenaires (contrôle-autonomie, information) à un coût suffisamment faible et qui donne la possibilité de conserver les avantages de la décentralisation des décisions. Une lecture plus ancienne donnée par Park (1996, cité dans Ménard, 2011) permet d'opérer une distinction illustrative entre plusieurs types d'hybrides selon la forme que peut prendre l'entité de contrôle sur le partenariat inter-firmes[48]. Les firmes partenaires forment alors un « réseau », qui peut être géré sous trois grandes formes de contrôle. L'observation d'une forme de contrôle plutôt qu'une autre est explicable selon le degré d'imbrication des activités qui requièrent une complexité élevée en matière de contrôle et de décision conjointe.

Une gestion bilatérale fondée sur l'ajustement mutuel représente la forme de contrôle la moins coûteuse. Le principe est très peu formalisé, si bien qu'il convient de préférence dans les conditions où le besoin de recourir à la confiance est élevé et le risque d'opportunisme associé à la transaction est relativement faible. Il n'existe dans ce cas aucune entité centrale qui s'assure que le déroulement des activités est en accord avec les objectifs que se sont fixés les membres du partenariat. L'autorité de la prise de décision reste au niveau des firmes et les mécanismes de résolution de conflits s'inscrivent dans la négociation.

Une gestion bilatérale de type « alliance » (Contractor et Lorange, 1988) nécessite une formalisation plus importante que la gestion fondée sur l'ajustement mutuel, par le moyen de

[48] La période à laquelle est publié l'article de Park engage par ailleurs à ne pas considérer cette typologie de formes observables d'hybrides comme exhaustive.

règles écrites et des systèmes procéduriers de prise de décision collective. Park (1996) distingue deux formes d'alliances selon que l'interdépendance qui engage deux firmes est verticale ou horizontale. Les alliances qui ressortent d'une interdépendance verticale réunissent les contrats de licence, les franchises, les joint ventures, la cooptation, les directions d'entreprises imbriquées (*interlocking directorates*). Les alliances qui matérialisent une interdépendance horizontale réunissent les cartels, les consortiums de recherche et développement, les coalitions oligopolistiques, certains accords de licence et certaines joint ventures.

Ces réseaux perdent en efficacité à mesure que les transactions se complexifient, et que l'incertitude et la spécificité des investissements s'accroissent. Les coûts des transactions augmentent la vulnérabilité du partenariat et les besoins de coordination issus de la gestion et la sécurisation des transactions en lien avec les risques d'opportunisme (Provan, 1984). La mise en œuvre d'une gestion trilatérale, ou en d'autres termes l'intervention d'une tierce partie est ainsi souhaitable en présence d'incertitude forte autour des transactions (Williamson, 1979), afin de mener la résolution des conflits et l'évaluation des performances. Ce type de gestion trilatérale désigne la formation d'une entité de gestion externe, composée d'agents qui s'assurent du comportement coopératif des membres du partenariat et qui administrent eux-mêmes le processus de décision collective. On retrouve de telles structures sous la dénomination de fédérations, ou encore de chaînes d'approvisionnement (Ménard, 1996, pour le cas de l'industrie avicole française). Le nombre de partenaires peut être largement supérieur à deux firmes, la constante étant que ces organisations acceptent de céder leur contrôle sur certaines activités à l'entité centrale. En retour, en vertu d'un intérêt de l'entité centrale envers la collectivité de partenaires supérieur aux intérêts individuels de ces mêmes membres, il est attendu d'elle un effort de minimisation de la complexité du fonctionnement du réseau, ainsi qu'une réduction de l'incertitude qui y est associée. Pour y parvenir l'entité centrale détient le pouvoir de sanctionner les comportements déviants[49]. La figure ci-dessous (figure 18) synthétise les différents types d'hybride qui peuvent se constituer en fonction du type d'interdépendance observé.

[49] Il est à noter cependant que de telles entités de gestion sont ici évoquées comme le résultat d'un processus volontaire de la part des membres. De telles structures peuvent également être le fruit de processus réglementaires et imposés, comme pour les ligues sportives, les commissions ou agences de régulation.

Type d'interdépendance		Nature du réseau de gouvernance (Ajustement mutuel et alliance)	(Volontaire ou réglementaire)
	Verticale	**Bilatéral vertical** Contrats de long terme Accords de licence Franchises Joint Ventures	**Trilatéral vertical** Certains contrats de long terme Réseaux de construction de firmes Certains réseaux Universités-Industrie
	Horizontale	**Bilatéral horizontal** Cartel Collusion Consortium R&D	**Trilatéral horizontal** Associations de commerce Réseaux d'hôpitaux Fédérations indépendantes

Figure 18 : Types d'hybrides en fonction de la nature de l'interdépendance (adapté de Park, 1996)

1.3 Des formes hybrides aux contrats relationnels

On s'aperçoit que la contractualisation est présente dans la majorité des catégories d'hybrides avancées auparavant. Dans la mesure où il semble qu'on a recourt aux contrats dans des contextes de partenariats sensiblement différents, il s'agit alors d'établir une distinction entre leur nature, leurs propriétés, et les implications qu'elles ont sur les transactions et plus généralement sur la gestion des échanges.

La nature du contrat dépend de la complexité des transactions en jeu, qu'il faut mettre en balance avec les coûts d'écriture et d'exécution des termes du contrat qui vont croissant avec leur degré de formalisation. Williamson (1979) à partir d'une approche de Macneil (1978) opère une classification en trois catégories de contrats selon leur degré de formalisation : les contrats classiques, les contrats néo-classiques et les contrats relationnels. Les contrats classiques spécifient de façon explicite les responsabilités respectives de chaque partie. Ce type de contrat est associé à des transactions simples où les termes de l'échange peuvent être aisément spécifiés, c'est-à-dire où l'incertitude et la spécificité des actifs sont faibles. Si l'incertitude et la spécificité

des actifs sont très élevées la difficulté est croissante pour la rédaction d'un document complet qui décrit tous les termes de l'échange. Les contrats néo-classiques répondent à cette caractéristique en présentant une complexité importante où il est attendu que le comportement de chaque partie soit spécifié en accord avec les contingences potentielles à la transaction. En conséquence, on s'attend à ce que ces contrats soient plus coûteux à réaliser, mais également à mettre en œuvre du point de vue du contrôle des actions et du respect des engagements. Un troisième type de contrat lève l'hypothèse que les transactions sont « discrètes », où on considère que les parties sont autonomes et que la communication est limitée : *« The fiction of discreteness is fully displaced as the relation takes on the properties of a mini-society with a vast array of norms beyond the centred on the exchange and its immediate process »* (Williamson, 1979, p.238). D'un point de vue économique, les contrats relationnels peuvent constituer pour certains cas une alternative à l'inévitable incomplétude des contrats (Gibbons, 2005) : *« there is another possible remedy when contracts are imperfect : leave the governance structure alone, but move to « relational contracting » » (p.236).*

Les contrats relationnels sont associés à des accords de long terme portant sur des transactions complexes entre deux ou plusieurs parties pour faciliter le développement de comportements coopératifs et la réalisation d'objectifs communs. Leurs analyses ont été surtout une préoccupation de la branche juridique du courant néo-institutionnaliste[50]. Face à l'imprévisibilité du long terme et l'impossibilité de l'anticiper ex ante, ces contrats sont beaucoup moins précis ou mécaniques que les contrats formels, ces derniers s'appuyant notamment sur des contingences (Libecap et Smith, 1997). En cela, les travaux sur les contrats relationnels s'apparentent à une longue liste d'études empiriques qui se sont penchées sur les « umbrella agreements » (Mouzas et Blois, 2007). De tels accords constituent des « contrats-cadres » entre organisations qui spécifient les règles et les principes qui régiront la conclusion de futurs contrats. Ce qui différencie ce type d'instruments de la gamme des outils contractuels dont les termes portent notamment sur l'horizon temporel, est la fonction : les clauses qui seront utilisées dans un ensemble définies de transactions (Mouzas et Furnstrom, 2008).[51] Les « umbrella agreements »

[50] Les travaux en économie sur les contrats de long terme (pour une revue de la littérature voir notamment les résumés de Hart (1987), Hart et Holmstrom (1987), Salanié (1997) sont essentiellement de portée normative et traitent particulièrement de la robustesse à la rénégociation des termes de l'échange. la renégociation.

[51] Il en va ainsi pour les relations entre grossistes et détaillants : les parties contractantes s'accordent annuellement sur une liste de produits et services qui feront l'objet d'échanges et les « umbrella terms » renvoient aux autorisations de distribution (Sullivan, 1997). L'accord ne spécifie donc pas de contingences (ici des prix et des volumes), dévolues à des contrats futurs, mais des règles contractuelles à des fins de création de gains mutuels.

peuvent être présentés comme la formalisation d'un consentement mutuel. Mais le processus n'est pas exempt de négociations, puisqu'il peut en effet concrétiser des relations asymétriques.

A l'opposé du contrat formel dont les éléments sont spécifiés ex ante et vérifiés ex post (par un tiers), le contrat relationnel peut-être basé sur les résultats qui ne peuvent qu'être observés ex post, mais aussi sur certains résultats qui s'avèrent trop coûteux de spécifier ex ante. Dans la mesure où cet aspect ne peut être imposé ou vérifié par une tierce partie (le tribunal), il s'auto-renforce : *« a relational contract thus allows the parties to utilize their detailed knowledge of their specific situation and to adapt to new information as it becomes available. For the same reasons, however, relational contracts cannot be enforced by a third party and so must be self-enforcing : the value of the future relationship must be sufficiently large that neither party wishes to renege »* (Baker et al., 2002). On considère ainsi que la relation observée sous cette forme de régime contractuel possède la propriété d'être stable dans le temps.

Williamson (1979, 1985) résume les propriétés des contrats relationnels en posant que de nombreuses transactions dévient des hypothèses issues des contrats néo-classiques. On peut en effet considérer les contrats classiques comme une manière de réinterpréter la formation des prix de transactions dites « spots » ou discrètes. Les contrats néo-classiques représenteraient une forme de coordination à court terme, étant donnée l'incertitude qui prévaut mais également l'existence d'autres facteurs explicatifs comme l'asymétrie d'information. Ainsi, les contrats relationnels concernent les coordinations de long terme et renvoient à des caractéristiques particulières des transactions. Ils ne s'établissent pas de façon discrète. Ils concernent un nombre de parties qui peut s'avérer limité sur une longue période ; l'incertitude est importante concernant les évènements futurs, les coûts et les valeurs des actifs, si bien que les éléments de contingence ne peuvent être spécifiés à l'avance ; les investissements nécessaires sont spécifiques à la transaction et peuvent occasionner des pertes irrécupérables ; étant données ces conditions, l'opportunisme entre les parties n'est pas à négliger. Bien que Williamson (1979) emprunte aux travaux de Mcneil (1978), il convient de distinguer l'accent que met ce dernier sur la relation[52], de celle de Williamson, axée sur l'échange. L'hypothèse de la structure de gouvernance qui minimise les coûts de transaction reste prégnante chez Williamson et au final le contrat relationnel peut être compris comme les comportements rationnels qui anticipent des échanges futurs.

[52] Macneil (1978) propose en effet neuf normes ou principes « of right action binding upon the members of a group and serving to guide, control, or regulate proper and acceptable behaviour » (p.38).

La figure ci-dessous (fig. 19) reprend l'ensemble des propriétés des différentes formes d'hybrides qui ont été esquissées jusque-là et situe la place du contrat relationnel. Dans la lignée du cadre williamsonien, la typologie d'hybrides oscille selon le contrôle qui est exercé sur la transaction, c'est-à-dire entre la transaction de marché qui associe la plus grande autonomie aux parties, jusqu'à la transaction intégrée dans la firme, sujette à des contrôles de type hiérarchique. Le continuum de formes intermédiaires de partenariats borné par ces deux cas polaires présente les réseaux d'échange d'informations/connaissance comme une forme garantissant une certaine autonomie entre les membres, dans la mesure où comme il a été vu auparavant, ces réseaux sont basées sur des relations horizontales entre les partenaires. Les deux autres formes d'hybrides présentent une tierce partie, avec une distinction sur leur capacité de contrôle : si la première est basée sur une prise de décision conjointe liée à une mise en commun symétrique des ressources, le « centre stratégique » peut être considéré comme une entité à part entière, avec un pouvoir de décision relativement autonome des firmes parentes qui l'ont fondée.

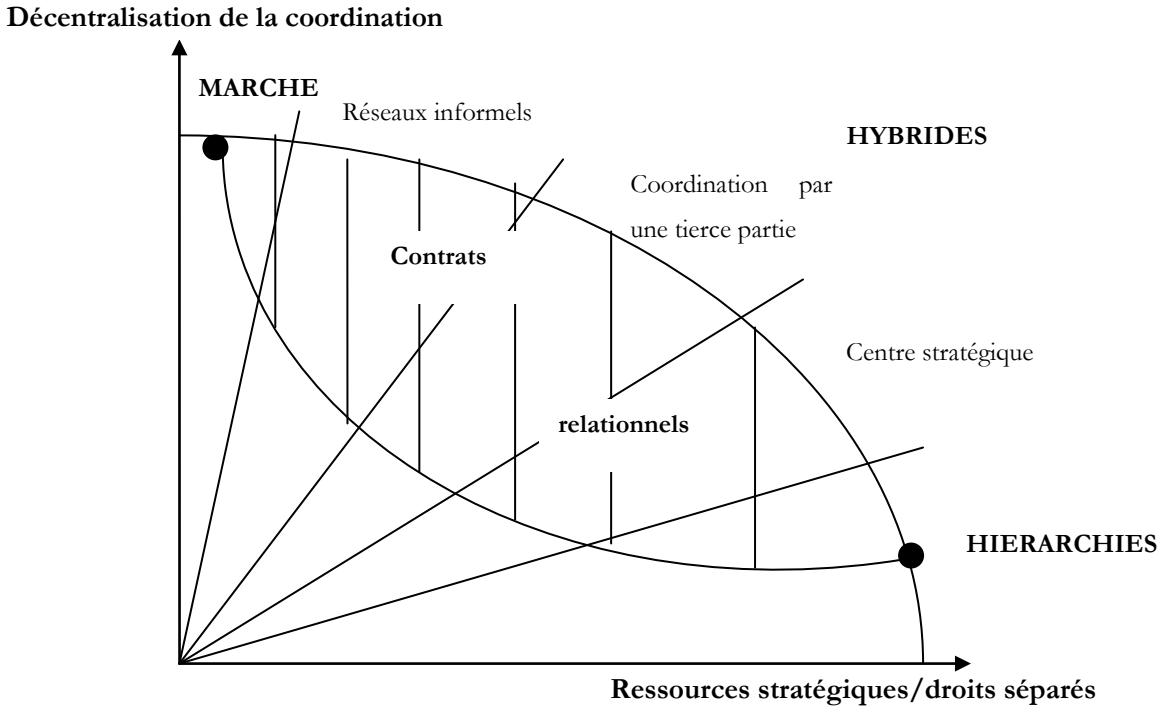


Figure 19 : **Une typologie d'hybrides selon le degré d'autonomie des parties transactantes** (Ménard, 2011)

La zone que délimite le contrat relationnel peut-être interprétée comme la nécessité d'un ajustement entre les parties qui sort des réponses que pourraient apporter les contrats classiques

ou néo-classiques. On peut associer à la délimitation de cette zone les effets d'accumulation de ressources mises en commun entre les parties, et implicitement introduire une dimension temporelle : plus la relation transactionnelle s'étire dans le temps, plus les ajustements entre les parties s'éloignent de la formalisation contractuelle.

1.4. Les mécanismes de coordination dans les formes hybrides

En ne contenant pas d'éléments suffisamment explicites pour qu'il puisse constituer un document opposable aux parties, le contrat relationnel fournit une grande souplesse à ses signataires mais également un risque de problème d'engagement des parties. Ce problème d'engagement requiert ce que Libecap et Smith (1997, p.5) évoquent comme des « creative control mechanisms », des systèmes d'incitations informels qui favorisent le rapprochement des parties et limite l'opportunisme et l'incertitude, ainsi que les dilemmes qui en découlent.

Or, cette appréhension de la gouvernance de la coordination inter-firme en terme « relationnel » a souvent été mise en opposition, ou vue comme une modalité de gouvernance de substitution aux contrats formels. Les accords informels s'auto-renforcent par le truchement de la confiance et de la réputation, ce qui mécaniquement annihile les caractéristiques de contrôle des contrats formels (Dyer et Singh, 1998). On peut également y voir une façon de s'épargner des coûts de contractualisation, de contrôle et une meilleure capacité d'adaptation (Gulati, 1995). De façon plus fine, il est également possible de s'interroger sur les mécanismes qui fondent l'existence du contrat formel et son impact sur la transaction : est-ce que le contrat formel existe parce qu'il y a méfiance, ou bien la méfiance a-t-elle été suscitée par la contractualisation (Ghoshal et Moran, 1996). Néanmoins, certains modèles économiques qui intègrent les contrats relationnels soulignent le rôle positif d'échanges répétés sur la coopération de long terme. L'existence de garanties contractuelles conduit les agents à préférer les gains espérés des relations futures aux gains de court terme (Klein, 1996 ; Baker et al., 2002). Ces garanties contractuelles assurent les parties d'un comportement coopératif en complétant les limites informelles du contrat relationnel évoqué chez Libecap et Smith (1997). La réciproque est également affirmée dans la littérature : la dimension relationnelle devient un complément nécessaire aux limites adaptatives des contrats en favorisant la continuité et le bi(multi)latéralisme en cas de conflits et/ou de perturbations dans l'environnement (McNeil, 1978).

Cependant, la force analytique de l'approche néo-institutionnelle des contrats constitue également ses limites. En effet, si les formes hybrides peuvent être assimilées à des relations contractuelles entre les parties prenantes, l'existence des clauses formalisées ou non ne donne aucune indication sur le pilotage de l'organisation d'acteurs. En d'autres termes, les contrats ne

sont pas une modalité de coordination suffisante. La coordination est opérée souvent à travers des mécanismes complémentaires des contrats. Le concept d'autorité est ainsi mobilisé par Ménard (1998, 2004) pour penser la coordination des acteurs dans les formes hybrides. On fait référence ici au degré selon lequel les cocontractants délèguent leurs droits de décision pour un certain nombre de domaines liés aux transactions (contrôle, supervision…).

Si la figure 19 décrite précédemment expose les typologies d'hybrides selon un gradient de (dé)centralisation de la décision et la mise en commun des ressources, ici (chez Ménard, 2004), le concept d'autorité désigne différents mécanismes qui régulent l'attribution des prises de décision. Une typologie de ces mécanismes est proposée à travers la relation entre le degré d'incertitude qui entoure les transactions (la spécificité des actifs) et les coûts de transaction qui y sont associés (figure 20).

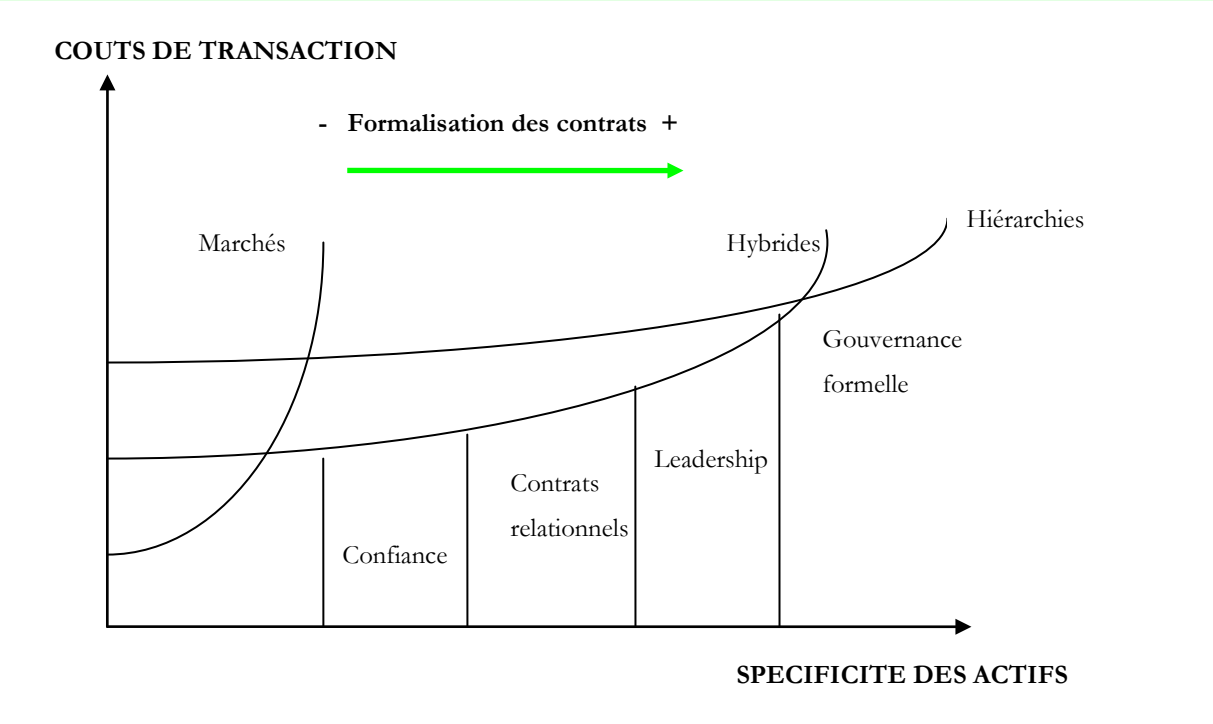


Figure 20 : Une typologie de mécanismes de coordination selon la spécificité des actifs (Ménard, 2004)

Un premier cas polaire proche de la solution du marché considère les arrangements inter-firmes basés sur la confiance. On peut considérer ce mécanisme de prise de décision comme une alternative au marché selon sa performance en termes d'adaptation : bien qu'elle confère un degré d'autonomie « maximum », le besoin de continuité de la relation qui lie les firmes exige un besoin de contrôle supérieur, non pas pour se prémunir d'un risque d'opportunisme, mais pour garantir

une capacité d'adaptation plus rapide que l'ajustement par les prix. Ces types d'arrangements sont régis par un principe de confiance, souvent assurés par des acteurs spécifiques (Ménard, 2004).[53]

Les réseaux relationnels comprennent une base de fonctionnement basé sur la confiance mais impliquent également une formalisation des échanges via des conventions et des accords. Ces réseaux contiennent des partenaires multiples, une coordination basée sur la hiérarchie de statuts et des règles formelles (Powell, 1990). Ménard (2004) souligne l'importance de l'identité des acteurs dans ces réseaux, en précisant qu'ils font comme des « clubs », c'est-à-dire que les compétences respectives des membres sont reconnues, et que les relations entre partenaires sont régies par l'histoire de l'arrangement. Un bon exemple peut être trouvé chez Powell (1996) dans le secteur des biotechnologies. La survie des firmes dans le domaine est fortement liée à l'innovation. Dans la mesure où la connaissance est coûteuse à acquérir et où les sources d'expertises sont dispersées, la forme contractuelle n'est pas pertinente : les sources de valeurs se situent dans les réseaux d'apprentissage. Ces réseaux ont besoin d'une continuité dans la relation pour créer l'innovation.

La coordination par le leadership implique une centralisation plus forte du processus de décision mais également des relations contractuelles de long terme. Bien que la symétrie des droits soit conservée entre les partenaires, la caractéristique de ce mode de coordination est l'émergence d'une firme leader, soit du fait de ses compétences particulières, soit de la position qu'elle occupe dans la séquence des transactions. Le cas des entreprises de la construction aux Etats-Unis (Eccles, 1981) montre le leadership d'une firme qui prend en charge les projets de construction (« general contractor ») et délègue les pans de ce projet à des sous-traitants (« subcontractors »). Eccles parle de quasi-firme pour cette forme d'organisation qui peut être stable sous une condition particulière. Si les firmes contractantes peuvent acceptent d'être gérées

[53] On peut rapporter ici les résultats des travaux de Palay (1985) à titre d'illustration. Palay (1985) montre notamment que le cas du fret ferroviaire, dans un contexte marqué par l'interdiction d'intégration verticale entre les parties (affréteurs et transporteurs), était voué à être géré par des contrats classiques (MacNeil, 1978), mais qu'il souffrait de problème d'adaptation face à des transactions qui requéraient des arrangements plus complexes. Les équipements de transport pour des secteurs particuliers, notamment l'automobile et la chimie sont trop spécifiques pour être redéployés pour d'autres usages. Palay montre par une analyse de transactions entre affréteurs et transporteurs que ces dernières comportent une part importante d'agréments informels : les équipements les plus spécifiques étaient détenus par des affréteurs individuels, les équipements les plus standards par les transporteurs. Cette gouvernance qui repose largement sur la confiance n'est pas pour autant purement informelle : les différents protagonistes se référaient à un réseau de managers spécialisés en charge du respect des accords.

comme des unités organisationnelles intégrées, c'est-à-dire qu'elles s'apparenteraient à des départements d'une même entreprise, les coûts de la gouvernance seraient minimisés[54]. Une dernière forme d'autorité est la création d'un gouvernement privé (Raynaud, 1997), par la création d'une firme quasi-indépendante des firmes parentes. L'autonomie des firmes parentes est ainsi conservée avec le transfert d'un sous-ensemble de décisions à une entité distincte qui coordonne leurs actions.[55]

Section 2. Les notions de transaction environnementale et leur mode de gouvernance

La section précédente expose la gouvernance des transactions économiques par les formes hybrides, telles qu'elles ont été au départ définies par Williamson (1991) et dont les contours se sont progressivement élargis au regard de la diversité des situations contractuelles observées dans la réalité, et du mode de coordination propre à chaque partenariat. L'économie des coûts de transactions a permis d'offrir un cadre analytique des formes de gouvernance des relations inter-organisationnelles qui échappent au modèle dichotomique marché/hiérarchie. La notion de formes hybrides est alors apparue et appropriée pour désigner un ensemble de transactions qui prennent place par des arrangements contractuels plus ou moins formels, et qui sont gouvernés par des mécanismes de coordination spécifique (confiance, réseau, leadership, formalisation).

---

[54] Notons cependant que le modèle de la quasi-firme est fortement illustratif du secteur particulier de la construction, puisque les projets sont composés de séquences. Dans cette mesure, le travail d'un contractant est programmé dans une phase bien précise, et dépend fortement de la réalisation de tâches antérieures qui sont confiées à d'autres contractants. D'autres secteurs, notamment d'assemblage, sont caractéristiques de ce modèle de gouvernance (aérospatiale, informatique, automobile).

[55] L'industrie meunière a procédé de cette façon lorsqu'au début des années 80 un groupe de meuniers a développé une marque de pain de haute qualité (Raynaud, 1997). Les meuniers sélectionnent le blé pour produire de la farine de qualité qu'ils distribuent à des boulangers, en fonctionnant en franchises. Bien que les meuniers puissent être en compétition, notamment sur les aires géographiques où ils démarchent les boulangers, ils se sont tous accordé sur le standard de qualité. Afin de se prémunir des comportements opportunistes, une gouvernance complexe a été élaborée pour le fonctionnement en interne du groupe. La mise en œuvre du standard et la surveillance des contrats ont été confiées à une entité spécialement conçue par les meuniers pour effectuer ces tâches, qui possèdent d'ailleurs le nom de la marque. La résolution des disputes est assurée par une court interne, composée de trois délégués qui agissent comme des juges privés.

En référence aux formes hybrides, l'approche en termes de coûts de transaction offre un cadre analytique permettant d'embrasser l'éventail des modes de gouvernance des questions environnementales, comme les accords volontaires ou la gestion communautaire, à côté des instruments des politiques environnementales : l'intervention directe de l'Etat et les instruments de marchés. Paradoxalement, la théorie des coûts de transactions portée par Williamson (1991) a reçu très peu d'écho en matière environnementale. Bekmann (2002) avance deux explications. La première est relative à la définition même de la transaction à travers ses attributs. Les attributs canoniques de l'approche de Williamson sont limités pour problématiser les situations environnementales. Par ailleurs, l'opposition faite entre Etat et marché monopolise encore les discussions entre les économistes de l'environnement et les économistes des ressources naturelles.

Dans cette section, nous voulons alors revenir sur la lecture néo-institutionnelle de la politique environnementale disponible dans la littérature. Nous argumentons que cette approche guidée par la notion d'externalité coasienne a permis de nuancer les oppositions faites entre intervention de l'Etat et instruments de marché, pour des enjeux localisés mais non spatialisés. Par la suite, nous défendons l'idée que les formes hybrides ne peuvent s'envisager qu'à partir du moment où les enjeux sont inscrits spatialement. Des travaux qui intègrent une dimension spatiale à leur analyse sont alors discutés. Par la suite, nous explicitons dans quelle mesure les DIE sont des contrats relationnels entre les parties prenantes et quels en sont les spécificités.

2.1. Les modes de gouvernance de la transaction environnementale dans une perspective a-territorialisée : de « l'Etat ou marché » à « L'Etat et marché »

L'éventail des approches économiques usuelles des enjeux environnementaux s'articule autour d'un corpus de travaux unifiés autour de 4 unités d'analyse : les externalités (Pigou, 1932), les ressources (Hotelling, 1931), les biens publics (Samuelson, 1954), et les biens en propriété commune (Olson, 1965). L'ensemble des réflexions théoriques au sein de chaque courant a eu comme principale préoccupation l'allocation de la gestion des ressources à l'entité la plus efficace. On oppose ainsi l'intervention directe de l'Etat par les politiques command and control versus la gestion décentralisée par le marché. En référence aux propriétés de rivalité/excludabilité qui caractérisent les usages des biens et services environnementaux, on peut alors retrouver les prescriptions usuelles quant à la nécessité de l'intervention de l'Etat à l'issue d'un calcul comparant les coûts au bien-être social.

L'économie de l'environnement prend pour point de départ la notion d'externalité, point à partir duquel elle construit les critères en faveur ou non d'une intervention de l'Etat et une

théorie du choix des instruments par les gouvernements : en présence d'externalités (qui présentent des caractéristiques de biens publics en référence au dyptique excludabilité/rivalité), l'intervention du gouvernement est nécessaire pour l'implémentation des politiques guidées par un calcul qui procède à l'allocation optimale des ressources et maximise le bien-être social.

	Non rival	Rival
Non Excudable	Bien public	Bien commun
excludable	Bien de club	Bien marchand

Tableau 14 : Type de bien selon les critères de rivalité et d'excludabilité

Un bien non excludable et non rival renvoie à l'impossibilité d'exclure quicquonque d'en bénéficier. Il n'est par ailleurs susceptible d'aucune rivalité, c'est-à-dire que la consommation de ce bien par une personne n'empêche pas une autre de le consommer. Un bien dont on ne peut garantir l'exclusion des usagers mais dont la consommation est rivale, fait que l'exploitation par les autres peu dégrader la qualité de la ressource. Les « biens de clubs » désignent les biens où l'accès est restreint mais dont la consommation ne souffre pas de rivalité (jusqu'à un certain niveau où la rivalité est possible notamment en cas de congestion : autoroutes à péages, sites touristiques à entrée payante). Enfin les biens rivaux et excludables désignent les biens et services échangés sur le marché.

L'approche néo-institutionnelle de la gouvernance environnementale part d'une reprise de la vision coasienne des externalités (Coase, 1937) et des coûts de transactions (Coase, 1960) pour nuancer la nécessité de l'intervention de l'Etat et expliciter la supériorité des formes alternatives de gouvernance, notamment les mécanismes de marché. Pour Coase, l'externalité est d'abord envisagée comme une interdépendance entre les parties, l'absence de coordination des actions de ces différentes parties va donc se transformer en conflits d'usage. En l'absence de coûts de transactions, l'allocation des droits de propriété et les négociations permettent de résoudre ce conflit. Pour Pigou en revanche, l'externalité est corrélative d'une divergence entre les intérêts privés, ou entre les intérêts privés et les intérêts collectifs. Les décisions privées sont guidées par les intérêts individuels. La prise en charge des intérêts collectifs qui occasionnerait un coût d'un montant plus élevé que l'optimum individuel nécessite une intervention de l'Etat (Pigou, 1929). Pour Coase, comme ce raisonnement n'inclut pas les coûts de transaction (recherche d'information et de négociation qui correspondent aux coûts d'utilisation du marché), une

définition claire des droits de propriétés serait suffisante pour permettre d'initier une négociation entre les parties et résoudre les conflits d'intérêts, sans l'intervention de l'Etat. En revanche, lorsque les droits sont mal définis et les coûts de transactions non négligeables, comme c'est le cas en matière d'environnement et de ressources naturelles, une approche comparative des solutions institutionnelles s'impose. On peut regrouper la littérature en deux catégories de travaux. La première catégorie de travaux réfléchit de manière normative aux instruments de marché qui minimisent les coûts de transaction. Une deuxième catégorie de travaux plutôt d'essence empirique développe une approche comparative de l'efficacité des instruments des politiques environnementales au regard des coûts de transactions pour leur mise en œuvre. La notion de transaction environnementale serait donc à tirer des postulats de recherches ou des résultats de ces travaux.

2.2. La transaction environnementale en tant que de transfert de droit à polluer

En matière environnementale, la notion de coûts de transaction prend une place quasiment « naturelle » dans leur influence sur l'efficacité des instruments économiques pour les politiques environnementales. Le cadre d'analyse original a cependant été élargi pour appréhender les politiques de l'environnement (MacCann, 2005). En d'autres termes, les attributs de la transaction (fréquence, incertitude, spécificité) n'ont pas le même poids en tant que déterminants des modes de gouvernance. Au regard des instruments de marché qui sont proposés pour résoudre les conflits d'usages autour des ressources naturelles, et la gestion des externalités telle que celle proposée par Coase, la transaction environnementale peut s'envisager comme un transfert de droits de propriétés environnementaux (Grolleau et Salhi, 2009), et « *les coûts de transaction correspondent aux ressources déployées pour définir, établir, maintenir et transférer les droits de propriété environnementaux* » (Allen, 1991, cité dans McCann et al., 2005, traduit par nous).

La notion de transaction environnementale se veut complémentaire de la notion d'externalité, mais elle apporte une nuance en étant exclusivement envisagée par des conflits entre agents « pour un usage mutuellement incompatible d'une ressource environnementale rare » (Grolleau et Salhi, p.8). Si on exclut la faible disponibilité de fait des ressources naturelles particulières, en présence d'externalités et à plus forte raison d'externalités négatives, la notion de rareté renvoie à l'intensité de la compétition entre usagers de la ressource. Les auteurs insistent sur les droits de propriété et leur rôle dans la résolution des conflits d'usages. De façon plus classique -outre la possible intervention d'une autorité- l'accent est mis sur la capacité de deux agents à résoudre des conflits, et sur la détermination des coûts de transaction empêchant la réalisation de la transaction. Les auteurs reconnaissent par ailleurs qu'en établissant la définition

de la transaction sur la base de Coase (1960) comme « un transfert de propriété où ce qui est échangé sur le marché se rapporte aux droits de réaliser certaines actions, ces droits détenus par les agents étant établis par le système légal » (p.10). La transaction se définit dans ce cadre non comme l'échange de biens et services, mais comme des efforts pour protéger ou échanger ces droits de propriétés, ou encore ces droits de propriétés économiques (Barzel, 1982). Chaque instrument de marché pour la gouvernance environnementale peut alors comporter des coûts de transactions, plus ou moins importants.

Ainsi, les systèmes d'échange de quotas d'émissions sont basés sur l'assignation de droits de propriétés entre pollueurs. Si on se réfère au théorème de Coase, un tel système d'échange permet d'atteindre de façon efficace un objectif environnemental. Les firmes qui ont un coût de dépollution élevé sont incitées à acheter des permis, et celles qui ont des coûts faibles le sont pour en vendre. Néanmoins, le théorème de Coase est basé sur une hypothèse très forte, l'inexistence de coûts à l'échange. A la base du principe de l'utilisation des mécanismes de marché, les systèmes de quotas sont destinés à minimiser ces coûts. Désignés dans la littérature à travers la spécificité, la fréquence et l'incertitude associées à la transaction, ces coûts se matérialisent dans les faits par des coûts de recherche d'information, de négociation et d'approbation, de risques associés au marché ou à la réglementation, aux coûts d'assurance et de contrôle (Solomon, 1999). La recherche d'information est associée à la spécificité des actifs, tandis que les autres coûts peuvent être associés à l'incertitude et à l'opportunisme des participants au marché. Les coûts de surveillance et de contrôle sont usuellement assurés par l'administration (Woerdman, 2001). D'un point de vue théorique, en présence de coûts associés à l'échange, l'équilibre des systèmes d'échange de droits est impacté par de tels coûts, explicatif en partie de la baisse des permis échangés (Stavins, 1995). L'ampleur de ces coûts est sujette à variation selon les configurations du système adopté. Aux Etats-Unis où l'expérience des systèmes d'échanges est la plus grande[56], trois types de systèmes coexistent. Le point commun entre ces systèmes est basé sur l'échange qui doit fournir aux entreprises les incitations à développer des stratégies de réduction d'émissions à moindre coût.

Le système de plafonnement et d'échanges (« cap-and-trade ») définit un nombre fixe de permis qui déterminent eux-mêmes une quantité spécifique de pollution qu'il est possible d'émettre. Le nombre de permis est plafonné afin de réduire les émissions au niveau désiré. Le

[56] Dans le domaine du changement climatique, l'Union Européenne a employé deux systèmes : le « cap-and-trade » et le « baseline and credit » qui est une allocation de crédits en référence à un standard environnemental, du même type que le système américain.

système de compensation (« offset programs ») alloue aux firmes des crédits pour des projets qui permettent de réduire leurs émissions[57]. Ces crédits peuvent être échangés avec d'autres firmes (ou d'autres installations de la même firme) où ils peuvent utilisés pour la mise en conformité avec une réglementation environnementale plus conventionnelle. La décision de générer ces crédits est en général volontaire, et est certifiée au cours d'un processus administratif. Ces programmes de crédits permettent une certaine flexibilité, mais l'appréciation de leurs effets est coûteuse, et incertaine (Solomon, 1999). Les systèmes basés sur un standard de pollution (« rate-based programms ») définissent dès le départ les entreprises qui gagnent des crédits lorsque le niveau de leur pollution est inférieur, et les entreprises qui doivent en obtenir afin de couvrir leurs excès d'émissions. Ce type de programme apparaît plus aisé à mettre en œuvre lorsque les échanges se déroulent entre entreprises du même secteur. Le système cap-and-trade est le système qui semble le moins contrarié dans son fonctionnement par les coûts à l'échange. Le système de crédits est celui qui en engendre le plus, du fait notamment des coûts administratifs ex post liés à la certification des procédés et du contrôle de la réduction d'émission qui en résulte.

La taxe environnementale peut s'envisager également comme un instrument de marché même si elle implique une relation directe entre l'Etat et ses administrés. La taxation a également un coût, essentiellement d'ordre administratif. A l'instar des permis négociables, bien que reposant sur les mécanismes du marché, les instruments de taxation n'en contiennent pas moins une dimension administrative, reflétée par les coûts de mise en œuvre et de contrôle de la mise en conformité. La mise en œuvre de la taxe requiert en tout premier lieu l'acquisition d'information (Slemrod et Yitzhaki, 1998). On peut ainsi distinguer deux formes de taxation selon sa destination, à savoir une transaction entre deux parties aux intérêts conflictuels (situation du marché) ou la taxation d'une activité ou d'une consommation propre. Dans le premier cas, la partie non satisfaite peut rapporter la situation aux autorités. Secondement, le coût de l'information est plus faible lorsqu'une transaction est documentée. Il est ainsi moins coûteux de taxer une grande compagnie qui dispose de l'information pour ses propres besoins qu'une entreprise de petite taille qui ne dispose sans doute pas de la même qualité d'information. Les coûts de mise en conformité constituent pour leur part un second ensemble dans la mise en œuvre d'une taxe environnementale. Ils constituent en quelque sorte une seconde étape dans la collecte d'information.

[57] Ces crédits sont alloués ex post.

La taxe et les marchés de droits d'émission sont fondés sur une base commune. Dans le cas des taxes, le régulateur peut fixer les prix (le niveau de pollution) et procéder à des ajustements jusqu'à ce que la réduction d'émission atteigne le standard désiré. De façon analogue, le même régulateur peut directement fixer le nombre de permis requis et permettre la négociation entre firmes afin déterminer le prix sur le marché. Cropper et Oates (1992) nuancent cette équivalence en donnant l'avantage aux marchés de droits dans la mesure où ils fournissent au régulateur un contrôle direct sur la quantité d'émissions. Une approche par la taxe expose celui-ci au risque d'une mauvaise évaluation et notamment la fixation d'une taxe trop faible (un taux de pollution admissible trop élevé). Les mesures d'ajustement engendrent des coûts d'administration supplémentaires, ainsi que des coûts de mise en conformité. Les systèmes de droits impliquent des coûts de mise en conformité moins élevés. Si les permis sont mis aux enchères, les firmes payent directement le droit d'émettre de façon analogue aux systèmes de taxation. La fixation du prix des permis et leur allocation peut cependant être effectuée de diverses manières. Le régulateur dispose notamment de la possibilité d'initier le système en distribuant gratuitement ces permis aux pollueurs, sur la base de leur performance environnementale passée (« grandfathering »). Les firmes de leur côté se voient dotées d'un actif échangeable, qu'elles peuvent soit utiliser pour confirmer leurs émissions ou vendre à un autre pollueur. Ce fonctionnement n'opère pas sans coûts, dans la mesure où il implique une recherche de partenaires à l'échange, il ne lève pas la possibilité de comportements stratégiques, ni l'existence d'imperfection du marché (Tietenberg, 2007).

L'intervention de l'Etat devient presque systématique, mais prend différentes formes. L'efficacité relative d'un instrument de marché est conditionnée par le mode d'intervention de l'Etat régulateur qui peut faciliter ou non le bon déroulement des transactions privées. Ainsi, un deuxième corpus de travaux proposent d'évaluer l'efficacité relative des différents instruments de la politique environnementale au regard des coûts occasionnés tout le long du processus de leur mise en œuvre.

2.2. La transaction environnementale en tant que processus de mise en œuvre des politiques publiques

Ici, les coûts de transaction se répartissent en deux sous-catégories. La première sous-catégorie de coûts a trait à la conception des instruments de la politique environnementale pour l'Etat, à leurs coûts administratifs et de mise en œuvre (Polinsky et Shavell, 1982). On peut alors les rassembler sous la bannière des coûts de transaction des politiques (« policy transaction costs ») (Griffin et Bromley, 1982). La seconde catégorie renvoie aux coûts associés au

fonctionnement du marché : les coûts de recherche d'information, de négociation, de monitoring, et de mise en œuvre des termes négociés entre les partenaires privés (Stavins, 1995 ; Vatn, 1998).

Sur les préconisations de Coase (1960), l'élaboration d'une typologie de coûts suffisamment large a ainsi permis d'appréhender les coûts des politiques basées sur le marché mais aussi hors marché. Sur la base principalement de McCann et al. (2005) et un ensemble d'autres travaux (Kuperan et al., 2008 ; Buitelaar, 2007 ; Falconer et Whitby, 1999 ; McCann et Easter, 1999). Coggan et al. (2010) notamment dressent un inventaire exhaustif des différents coûts de transaction susceptible d'exister durant les différentes étapes d'une politique environnementale.

Le tableau 15 détaille les catégories de coûts de transaction en deux grandes catégories. La première catégorie désigne les coûts occasionnés par les différentes étapes de création de la politique, principalement par les organes de mise en œuvre de la sphère publique, en particulier les administrations. La seconde catégorie renvoie aux coûts subis par les destinataires de la politique environnementale, pour se conformer aux prescriptions de ces politiques. Ce qui semble relier les deux parties, la réalisation d'une politique publique, soutient le déroulement de la transaction, la fourniture de biens et services environnementaux et la sécurisation de leurs usages.

Catégorie d'activité	Période d'intervention	Parties qui subissent les coûts de transaction	
		Administration publique/agence	**Parties privées**
1. Recherche, acquisition et analyse de l'information, élaboration de la politique	Préalable à la mise en œuvre	Temps et ressources associées à la définition du problème, ainsi que des coûts et des bénéfices des solutions alternatives	Temps et ressource de l'analyse de la politique et de la collecte d'information pour mettre en œuvre la mise en conformité et le lobbying
	Développement et mise en œuvre	Temps et ressources associées au raffinement de l'élaboration de la politique : tests, consultation publique, formations, développement de procédures, contrôles	Temps et coût d'opportunité de participation aux tests. Temps et ressources d'apprentissage de la politique. Investissement en ressources permettant la mise en conformité.
	En cours	Temps et ressources investis pour l'examen de la politique et ajustements nécessaires, collecte de l'information pour soutenir une action en justice, d'audit, de contrôle et de mise en œuvre	Temps et ressources pour trouver des partenaires commerciaux, comprendre les amendements de la politique et leur application en différentes circonstances, conduire des actions de contrôle et soutenir des actions en justice
2. Promulgation	Développement et mise en œuvre	Temps et ressources investis en communication et changement de politique, en préparation de la documentation de référence pour les changements de législation si nécessaire	Temps et ressources investis pour le lobbying auprès des agences en faveur ou contre la politique, coûts d'opportunité d'attendre la finalisation de la politique, clarification des actions possibles
3. Etablissement	Développement et mise en œuvre préalable	Temps et ressources investis dans l'embauche du personnel, de la formation et la publicité, achat équipements	Temps et ressources investis dans l'embauche du personnel, de la formation et la publicité, achat équipements
4. Mise en œuvre, y compris contractualisation	Mise en œuvre	Temps et ressources pour la mise en œuvre, établissement et vérification des contrats,	Temps et ressources investis pour négocier et finaliser les contrats
5. Soutien et administration		Temps et ressources pour l'évaluation des actions, des processus, la tenue des dossiers, l'interprétation de la politique	Temps et ressources investis pour les applications et la tenue des dossiers
6. Contrôle		Temps et ressources investis pour le contrôle de la mise en conformité et leur efficacité	Temps et ressources associés à la présentation es données pour le contrôle et la conformité au processus de contrôle
7. Mise en application		Coûts d'opportunité de la mise en application. Coûts des litiges (si nécessaire)	Coût d'opportunité du temps, des amendes et judiciaire

Tableau 15 : Catégorie et types de coûts de transaction occasionnés durant les différentes étapes d'une politique publique (Coggan et al., 2010).

2.3. Vers une redéfinition de la transaction environnementale

On peut admettre que la transaction est inhérente à la problématique environnementale, par la co-localisation des parties-prenantes et l'interdépendance qui en résulte. Partant des effets externes négatifs que cette interdépendance génère, l'approche de la gouvernance environnementale à travers les transactions est appréhendée en termes de réduction des coûts de la coordination, autour de l'allocation des droits à polluer et des compensations financières qui les accompagnent. Mais les vifs débats et controverses autour de la notion d'effets externes alimentent une vision tronquée de la diversité des structures de gouvernance environnementale. Pour faire avancer les réflexions vers une analyse comparative de ces modes de gouvernance dans la tradition néo-institutionnaliste, Grolleau et Salhi (2009) reprennent ces discussions pour dresser les neuf attributs de la transaction environnementale. Selon les auteurs, cette démarche permet d'étudier certains déterminants des modes de gouvernance. Parmi un ensemble de dimensions potentiellement à même de caractériser les transactions environnementales (cf. tableau 16), ils retiennent ainsi trois dimensions qui impactent fortement la réalisation des transactions environnementales. Ils retiennent premièrement la sécurisation des droits de propriétés, en notant qu'entre la sécurisation complète et son absence totale, le risque est respectivement soit d'exclure la diversité des structures de gouvernance permettant de limiter les coûts de transaction, soit de générer des coûts d'investissement excessifs pour la gestion de la situation. Une seconde dimension importante est la difficulté de mesure des coûts, pour des raisons qui peuvent être liées à l'incertitude de la causalité d'un dommage, ou encore le délai entre une action réalisée et le résultat en termes de qualité environnementale. Enfin une troisième dimension retient le nombre et l'hétérogénéité des transactants.

Distinction	Définition sommaire	Exemples et autres observations
Degré de réversibilité	Estime si la situation générée est plus ou moins réversible	Quasi irréversible : extinction d'une espèce
Fréquence de la transaction	Transaction ponctuelle ou récurrente Caractère cumulatif versus caractère spot	Pollution accidentelle Pollution récurrente par déversement journalier
Degré d'intentionnalité	Volonté consciente de générer la pollution ou simple effet joint d'une autre activité	Nitrates déversés par les agriculteurs pour prendre en otage un embouteilleur versus odeurs d'élevage désagréables
Difficulté de mesure	Capacité à mesurer et à attribuer aux agents l'output environnemental	Contribution d'un agriculteur à la pollution d'un cours d'eau par les nitrates (pollution diffuse versus localisée)
Délai temporel	Temps entre l'action génératrice et la manifestation de la pollution	Cas des pollution orphelines héritées de la révolution industrielle
Degré de sécurisation des droits de propriété	Droits de propriété plus ou moins sécurisés de manière unanimement reconnue	Droits de propriété non attribués sur certaines ressources, e.g., les bisons d'Amérique
Nombre de transactants	Structure de transaction par similitude aux structures de marché	Transaction environnementale de type monopole bilatéral Transaction environnementale de type concurrence pure
Degré d'hétérogénéité des transactants	A un moment donné, degré de similitude des agents, des opérations et des technologies utilisées	Agriculteurs ayant des exploitations identiques (ou diversifiées) en terme de taille, de productions, de pratiques…
Coût d'opportunité des transactants	Valeur de ce que à quoi les transactants potentiels doivent renoncer en cas de non-transfert	Explique pourquoi le choix de l'instrument n'est pas guidé par la seule caractéristique technologique.

Tableau 16 : Les dimensions susceptibles de caractériser les transactions environnementales (d'après Grolleau et Salhi, 2009)

On peut ainsi envisager la transaction comme la relation qui lie le régulateur (l'Etat, le gouvernement) avec les destinataires des politiques environnementales sous différentes configurations (Dupraz et al., 2006). Les contrats agri-environnementaux en Europe en sont actuellement l'illustration. Ils sont très diversement utilisés par les Etats-Membres. Il peut s'agir d'une relation directe entre l'administration de l'Etat et l'agriculteur contractant comme en France, ou une diversité d'interlocuteurs administratifs, voire une concertation préalable au niveau local. Dans ce cadre, les projets agricoles sur un territoire donné sont discutés avec d'autres acteurs locaux, destinataires indirects des résultats de la démarche agri-environnementale. En effet, les contrats agri-environnementaux consistent en un engagement à poursuivre des pratiques jugées favorables pour l'environnement de la part des exploitants. Le respect du contrat à l'issue des contrôles en référence à leurs engagements leur permet de bénéficier d'une prime. Le déroulement de la transaction soutien deux types d'enjeux : la prévention des pollutions des

milieux physiques (eau et sols) et la protection de la biodiversité (Habitats et espèces) (Dupraz et Pech, 2007).

La transaction peut ainsi impliquer des actifs et des droits existants, mais aussi en créer de nouveaux (Ménard, 2011b). L'interdépendance peut donc être le résultat d'une opportunité de coopération pour réaliser des bénéfices mutuels. Penser les bénéfices de la réalisation de la transaction dans le cadre néo-institutionnaliste invite néanmoins à déplacer le raisonnement. La transaction vue comme un système de résolution des conflits est une solution en relation avec des dommages. La transaction vue comme un moyen de sécuriser et créer des actifs renvoie à la même complémentarité avec l'approche par les externalités, mais cette fois-ci positives. Lorsque l'apiculteur profite de la proximité de l'arboriculteur en obtenant une qualité de miel supérieure comparativement à un éloignement entre les deux producteurs, la rente qu'il en dégage est ainsi obtenue gratuitement, c'est-à-dire que le service rendu par l'arboriculteur n'est pas compensé (Selon l'exemple de Meade, 1952). L'arboriculteur peut changer cette situation en négociant avec l'apiculteur. Cependant si les droits ne sont pas définis de façon suffisamment précise, il est possible que cette transaction ne puisse pas avoir lieu.

Une situation symétrique est tout aussi envisageable. L'arboriculteur peut en effet bénéficier également d'un service rendu par l'apiculteur, par la pollinisation de ses arbres, ce qui améliore son rendement et réduit la nécessité pour lui d'avoir recours à des techniques de production qui s'avèrent coûteuses. On observe ainsi l'existence d'externalité à double sens, ce qui génère de l'interdépendance entre deux acteurs. La transaction entre les deux parties va dans le sens d'une sécurisation des actifs, en l'occurrence le maintien des deux activités à proximité.

La transaction sert également l'objectif de création d'actifs nouveaux. Cette situation est fréquemment rencontrée à travers les efforts de valorisation des aménités à l'échelle territoriale. Les acteurs locaux, conscients des ressources dont ils disposent, sont également conscients des ressources supplémentaires à produire pour l'attraction de leurs territoires via l'augmentation de leur attractivité résidentielle notamment, par l'augmentation de la qualité environnementale et le cadre de vie, ou touristique, via la mise en commun de ressources pour la mise en relation de différents sites, de structures d'accueil etc…La transaction dans ce cadre revêt des attributs similaires à la définition la plus communément rencontrée (Williamson, 1985). La définition est valable en référence tout particulièrement à la spécificité des actifs créés, dans la mesure où ils ne sont pas redéployables pour d'autres usages, sous peine que leur valeur en soit diminuée.

Enfin, si les approches en termes de transactions de la gouvernance environnementale ont écarté de l'analyse les gains mutuels de l'échange, d'une certaine manière, ce parti pris revient à

supposer que les bénéfices liés à la transaction se réalisent de façon tout à fait indépendante des structures de gouvernance qui les portent (Blomqvist et al., 2002) et des acteurs qu'elles impliquent. La vision a-spatialisée de la transaction conduit à écarter de l'analyse un certain nombre d'acteurs impliqués dans celle-ci. Il s'agit notamment des citoyens ou leurs représentants (les acteurs politiques locaux, les associations de défense de l'environnement, les agences décentralisées de l'Etat). Ils sont les principaux bénéficiaires de la préservation de l'environnement ou de la réduction de la pollution, et tirent ainsi un gain direct de la réalisation de la transaction.

Ainsi, en matière de gouvernance environnementale, si la spécificité des actifs (des ressources) influence les modalités de la coordination autour des actions de préservation, la spécificité des acteurs impliqués dans l'élaboration des politiques environnementales dictée actuellement par l'évolution de l'environnement administratif, juridique et institutionnel des pays, influence les modalités de coordination autour des enjeux et des objectifs de la préservation. Le positionnement de l'Etat tel que dicté par ce nouvel environnement constitue le principal facteur qui définit les structures de gouvernance des transactions pour la mise en œuvre des politiques environnementales. Le cas des DIE pour la préservation de la biodiversité, de la gestion de l'eau, et de la gestion des aménités naturelles qui constituent notre objet d'étude dans cette thèse en sont une illustration. Ce repositionnement de l'Etat conditionne les configurations des formes hybrides qu'on peut rencontrer. Ainsi, avant de détailler les spécificités des DIE et leur interprétation en tant que contrats relationnels, nous voulons revenir sur les différentes conceptions de la gouvernance environnementale selon la place accordée à l'intervention étatique et ses administrations.

Section 3. La gouvernance des transactions environnementales au regard des spécificités des acteurs

Le cas de la structure hybride de gouvernance regroupe un ensemble de solutions de coordination distinctes du marché et de l'administration. L'éventail des structures de gouvernance s'étale sur un continuum qui allie un plus ou moins fort degré d'intervention administrative, et à l'opposé un éventail de solutions qui se rapprochent des mécanismes du marché, guidés par des échanges et des négociations conduites de manière décentralisée par les acteurs impliqués. La présentation des trois clés de lecture qui suivent tente de rendre compte des configurations rencontrées dans la réalité.

3.1. La gouvernance environnementale comme résultante de la frontière administrative de l'Etat

Nous restituons dans cette section l'approche normative proposée par Birner et Wittmer (2004). Ils s'appuient sur Williamson (1999) et l'extension de son analyse, aux transactions à l'initiative du secteur public, où ce dernier distingue la production, l'approvisionnement et la régulation[58]. Par analogie aux frontières de la firme, les auteurs discutent les frontières de l'Etat en matière environnementale en mobilisant l'hypothèse de l'alignement discriminatoire : les transactions qui se distinguent par leurs attributs sont alignées avec les structures de gouvernance qui diffèrent de par leurs coûts et leurs compétences, de façon à dégager la structure la plus efficace en termes de minimisation de coûts. Ce qui implique une définition spécifique à la fois des attributs des transactions mais aussi des structures de gouvernance environnementale.

La gestion environnementale est considérée à travers deux types d'activité de l'Etat, la production et la régulation, dans le but de garantir la protection de la nature et les biens et services associés (espèces, biodiversité). Les auteurs instrumentalisent les domaines de la production et de la régulation à travers deux exemples génériques. La production peut être considérée par des mesures de sanctuarisation *per se* (parcs nationaux, aires marines protégées), ce qui constitue une intervention directe de l'Etat. D'un autre côté la régulation peut s'effectuer par des interventions sur des usages concurrentiels des ressources naturelles, et désigne alors une nature indirecte de l'intervention de l'Etat. Les auteurs choisissent cependant de ne pas opérer de distinction entre ces deux activités mais plutôt de construire deux catégories de transactions à travers la prise de décision d'une part, et à travers la mise en œuvre des décisions de gestion d'autre part.

Dans ce cadre, les coûts associés à la prise de décision dans une structure de gouvernance particulière renvoient aux coûts induits par la recherche et l'acquisition d'information nécessaire à la prise de décision, et aux coûts de coordination si différentes catégories d'individus sont impliquées. Cette catégorie de coûts inclut les activités support, à savoir les ressources en temps et en budget nécessaires aux réunions, à la résolution des conflits et aux reports éventuels de décision. L'ampleur de ces coûts dépend alors fortement de la taille des groupes impliqués et des conflits qui prévalent avant l'initiation du processus. Quant aux coûts de mise en œuvre de décision, ils se réfèrent essentiellement au respect des décisions qui ont été adoptées : les contrôles de la réglementation, surveillance et patrouilles (contre le braconnage par exemple).

[58] Williamson (1999) énumère d'autres domaines qui ne sont pas repris pour notre propos : la redistribution, les transactions souveraines, le domaine judiciaire, les infrastructures.

Pour l'objet de notre propos, on retient la distinction entre l'activité de production directe et l'activité de régulation, auxquelles on associe des coûts liés à l'élaboration des décisions et des coûts qui relèvent de leur mise en œuvre. Ainsi, le choix de se porter sur l'approche command and control (intervention directe), plutôt qu'une intervention indirecte, s'explique alors par leurs coûts de mise en œuvre, au regard notamment des relations entre les acteurs à impliquer. Il devient alors possible de dresser une typologie des transactions liées à l'environnement en fonction de la nature des relations entre les acteurs (fig. 21).

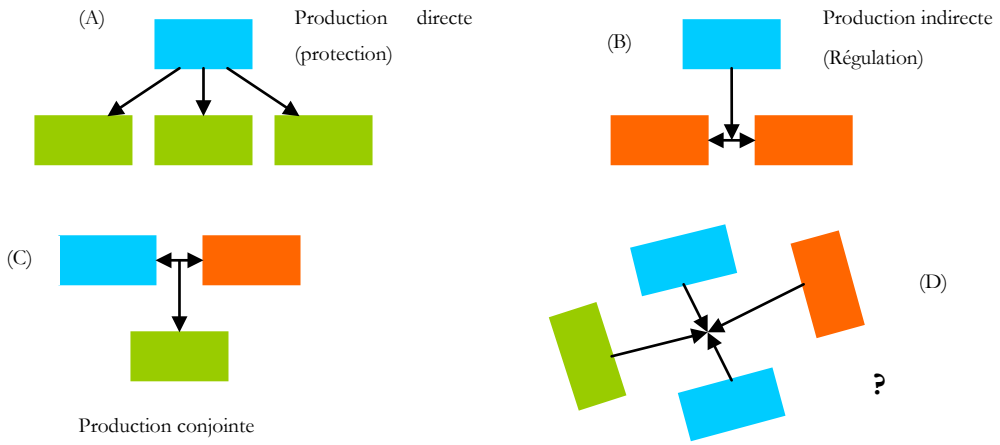


Figure 21 : Les relations couvertes par les transactions environnementales. En bleu : sphère publique, en orange : firmes (et/ou organisation relevant de la sphère publique), en vert : « société civile ».

La première configuration (A) présente la situation où la sphère publique prend complètement en charge la production (protection) du bien environnemental. La nature de la transaction est à relier avec les biens publics. La seconde configuration (B) présente la fonction de régulation de la sphère publique en arbitrant ou en régulant les conflits entre firmes. On entend ainsi dans cette configuration l'éventuelle existence d'une solution Coasienne. La nature de la transaction est à relier avec les externalités. La troisième (C) présente un cas de production conjointe, où cette fois-ci la sphère publique est décomposée en plusieurs entités. Il est à noter que les offreurs pourraient également être représentés par un partenariat public-privé ou une association de firmes. La nature de la transaction est à relier avec celle de ressource (d'input). La configuration (D) confond les acteurs à l'origine et les destinataires de la destination publique, mais également les relations qui fondent la transaction. Si la dimension organisationnelle est abordée par la littérature au sujet des trois premières configurations, la quatrième nécessite d'intégrer des lectures complémentaires qu'on aborde dans la sous-section qui suit.

3.2. La gouvernance environnementale comme résultante des frontières institutionnelles de l'intervention de l'Etat

A l'inverse de l'approche proposée par Birner et Witmer (2004), les travaux qui sont utilisés dans cette sous-section sont avant tout empiriques. Ils s'inspirent de l'approche de la gouvernance des ressources des propriétés communes proposée par Ostrom (1990) pour dresser le portrait des différentes configurations de gestion collective des ressources naturelles.

Ainsi, Ostrom elle-même, à travers les enseignements de ses travaux sur de la gestion des ressources collectives, offre dans un papier coécrit avec Schlager (Schlager et Ostrom, 1992) un cadre analytique permettant de comprendre l'efficacité relative par ***l'association des principaux usagers***, qu'ils appellent l'auto-gouvernance. En revisitant la problématique des régimes des droits de propriété et des usages, ils contestent l'idée que la régulation publique par une approche administrative et réglementaire (Baumol et Oates, 1988, Gustafsson, 1998), ou la régulation par les marchés (Anderson et Leal, 1991 ; Tietenberg, 1991) constituent les seuls modes de gestion possibles pour les ressources naturelles. Dans cette perspective, un des principaux traits caractéristiques de l'auto-gouvernance est à lier au mode de coordination des actions individuelles par les règles et les normes que les individus membres du collectif discutent, élaborent et font respecter, eux-mêmes (Kandori 1992 ; Spagnolo 1999 ; Ostrom, 2000). La théorie de l'auto-gouvernance va même plus loin en stipulant que ce qui est important n'est pas tant la définition des droits de propriété et d'usages ainsi que l'énumération des règles et des normes qui les accompagnent, mais les mécanismes de surveillance et de contrôle pour les faire respecter. Les succès des associations d'usagers pour la gestion des ressources naturelles sont à lier à leur capacité à développer leurs propres outils de surveillance et de contrôle (Katz, 2000 ; Pretty and Ward, 2001).

Cependant, à la différence de certains auteurs (Bromley, 1991) qui défendent également la gestion communautaire des ressources environnementales, le rôle de l'Etat et des collectivités publiques n'est pas présenté ici en opposition au bon fonctionnement des gestions collectives. A travers la définition du cadre juridique et réglementaire - l'environnement institutionnel en somme -, l'Etat influe sur la coordination collective autour des ressources naturelles, sans en être le principal acteur gestionnaire. Au sein de cet environnement institutionnel, des agents conscients de leurs interdépendances et de leurs divergences d'intérêts construisent des arrangements institutionnels pour rendre cohérentes et efficaces leurs actions (Ostrom, 1992 ; Ostrom et al., 1994). Pour chaque communauté, la réussite de l'action collective serait donc corrélative de l'influence des arrangements institutionnels sur la décision individuelle, à travers

différents mécanismes que sont la réciprocité, la confiance, le leadership, ou la conscience de l'identité collective (Ostrom, 2000).

Parallèlement, des auteurs comme Berkes avancent la notion de ***cogestion*** pour désigner une forme de partage de pouvoirs entre l'Etat et les communautés d'usagers (Berkes et al, 1991) ou d'une façon analogue *« des systèmes de gouvernance qui combinent le contrôle de l'Etat avec la prise de décision décentralisée et l'accountability. De tels systèmes sont supposés allier les forces et tempèrent les faiblesses de chacun des acteurs »* (Singleton, 1998, in Carlsson et Berkes, 2005, traduit par nous). Une formulation plus précise des auteurs reconnaît la présence de multiples intérêts mais également de multiples agences de gouvernements à l'œuvre, de façon à ce que la notion ne se résume pas à un Etat unitaire et une communauté locale homogène. Dans ce cadre, Carlsson et Berkes (2005) envisagent de préférence le partage du pouvoir comme le résultat d'un processus plutôt que comme un point de départ. Ils proposent d'aborder ainsi les formes de cogestion rencontrées comme des états discrets faisant partie d'un continuum le long d'un gradient de partage de pouvoir qui définit in fine le degré d'autonomie/coopération qui sépare/associe la sphère publique et la sphère privée.

Autonomie élevée			Autonomie faible
Réseaux informels	Districts volontaires	Districts imposés	Gouvernement consolidé

Tableau 17 : Les différentes formes de collaboration entre communautés locales (ou gouvernements locaux) et autorité étatique

La première forme de cogestion a trait aux réseaux informels. Par essence ils ne présentent pas de forme identifiable. Ce type organisationnel renvoie à des gestions d'essence communautaire ou à des procédés d'échange non codifiés. Les réseaux associatifs, ou certaines formes de collaboration entre collectivités territoriales peuvent présenter des échanges de cette nature. Cependant ces formes spontanées d'action collective opèrent plus à des fins de valorisation (création de sentiers de randonnée par exemple…) qu'à des fins de gestion de dommages environnementaux. Une seconde forme plus intégrée se manifeste par la création d'une arène de coopération formelle où chacune des parties conserve son autorité et son autonomie (Les Etablissements Publiques Territoriaux de Bassin intègrent cette catégorie de coopération entre collectivités territoriales). Une troisième forme de coopération (« districts imposés ») présente la situation où l'Etat est le détenteur des droits légaux sur la ressource, et les

membres de la sphère privée se voient confiés l'exploitation et la gestion de la ressource (e.g., le cas de la plupart des pêcheries situées dans la Zone Economique Exclusive d'un Etat). Une dernière forme de gouvernance a une structure inversée à la précédente. L'Etat opère cette fois-ci dans un espace où les usagers sont les détenteurs des droits légaux sur les ressources (e.g. les lieux de pêche dans les masses d'eaux continentales françaises) qui leur est accordée.

Si les approches en termes de cogestion ou d'auto gouvernance offrent un cadre analytique permettant de comprendre les différentes formes de collaboration entre l'Etat et les acteurs locaux, elles occultent de leur analyse une dimension importante de la gouvernance : l'échelle spatiale de l'enjeu environnemental et son articulation avec les échelles institutionnelles (les frontières politico-administratives).

La compréhension de la distribution spatiale des usages et des bénéfices des actifs environnementaux constitue ici un élément-clé de la réflexion sur les outils de la coordination d'acteurs autour des enjeux environnementaux. Cette distribution spatiale peut être caractérisée à travers la direction du flux de bénéfices et son étendue géographique. A titre d'illustration, les programmes de préservation de la biodiversité par la préservation des habitats naturels des espèces menacées ont un ancrage local, mais procurent des bénéfices à l'échelle locale, régionale et globale.

Echelles écologiques		Echelles institutionnelles
Globale		Internationale
Biome[59]		Nationale
Paysage		Région
Ecosystème		Municipal
Parcelle		Ménages
Plantes		Individu

Figure 22 : Echelles écologiques et niveaux de décision institutionnels

La figure ci-dessus (fig. 22) tirée de Hein et al. (2006) met en correspondance les échelles écologiques (et leur étendue géographique) des enjeux environnementaux avec les différents

[59] Les biomes correspondent aux grands ensembles environnementaux : eau, forêt…

niveaux institutionnels, à partir desquels les décisions sur l'utilisation à des fins économiques de ces ressources naturelles sont prises. Hein et al. précisent cependant que les frontières institutionnelles et écologiques coïncident rarement. En effet, les biens et services écologiques peuvent être produits à toutes les échelles (e.g. un poisson peut être capturé dans une mare, mais aussi dans un océan). Dans le système économique et social, une distinction entre plusieurs niveaux institutionnels peut être effectuée de façon hiérarchique. Pour autant l'offre de biens et services écologiques affecte l'ensemble des niveaux institutionnels par le biais d'une pluralité de parties prenantes. Ceci a pour conséquence la quasi-impossibilité de faire coïncider les frontières des niveaux écologiques avec les frontières des niveaux institutionnels.

Les travaux récents sur la gouvernance environnementale (Young, 2002 ; Folke et al., 2005 ; Carlsson et Berkes, 2005) se concentrent ainsi sur la manière de faire coïncider les frontières institutionnelles de l'intervention de l'Etat avec l'échelle spatiale des enjeux environnementaux. Les DIE portent cette ambition pour favoriser la coordination entre les différents types d'acteurs convoqués autour d'un même enjeu environnemental, à l'échelle locale. La lecture économique des DIE en tant que contrat relationnel permet alors de spécifier ses contours en tant que forme de gouvernance plus innovante en matière environnementale.

3.3. Les DIE comme modes de gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle locale

Ainsi, la problématique de la gouvernance environnementale se réfère pour l'essentiel à la déconnexion entre l'aire des enjeux environnementaux et l'aire des enjeux politico-administratifs. Pour contourner cette difficulté, le modèle européen de gouvernance multi-niveaux fait intervenir plusieurs types d'acteurs : les électeurs (les administrés), les associations environnementales, les bureaucrates, les firmes et leurs groupes d'intérêts, et des élus (représentants des collectivités territoriales). Dans ce cadre, le processus politique qui préside le choix et la mise en œuvre des instruments réglementaires s'apparente à « un marché de la politique environnementale » (Keohane et al., 1999 ; Oates et Portney, 2001 ; Stavins, 2004).

En reprenant la figure du marché, les auteurs cités ci-dessus peuvent avancer aisément que du côté de la demande se trouve les différents groupes d'intérêts. Dans le domaine environnemental, ces groupes incluent les industries, les organisations environnementales, et dans une moindre mesure les associations professionnelles et de consommateurs. Le côté de l'offre se compose en revanche des législateurs et de l'administration impliquée dans la conception et la mise en œuvre des politiques environnementales. Le recours à la notion de marché permet

d'expliquer la préférence pour des instruments de type command and control aux instruments économiques, pour l'ensemble des acteurs.

La traduction à l'échelle locale des réglementations européennes peut emprunter le même cadre d'analyse. Cependant, en assignant à l'Etat le rôle de définition des objectifs de la politique, et aux acteurs locaux la définition des modalités de réalisation de ces objectifs, la configuration du partage des rôles entre l'Etat et les autres acteurs pose la nature mixte de la gouvernance environnementale qui oscille entre les deux cas polaires que sont celle d'une intervention directe de l'Etat et une auto-gouvernance des communautés locales (cf. tableau 6).

	L'Etat définit les objectifs	**L'Etat ne définit pas les objectifs**
L'Etat définit les moyens	Gouvernement centralisé Centralisation bureaucratique	
Les acteurs non-étatiques définissent les moyens	Gouvernance Hybride	Auto-gouvernance

Tableau 18: Types de gouvernance selon l'assignation des rôles dans l'implémentation des politiques environnementales

Dans ce cadre, la transaction environnementale se définit par deux éléments : les différents échanges (de ressources matérielles et immatérielles) qui se réalisent autour de la mise en œuvre des politiques environnementales, et les frontières politique et institutionnelle qui délimitent l'intervention de l'acteur étatique vis-à-vis de celle des autres acteurs. La transaction environnementale telle que définie ci-dessus peut varier du simple échange d'informations, au financement de projets de réduction des dommages, voire de restauration de la qualité des ressources naturelles. La définition qu'on a développé ici pour caractériser la transaction environnementale pour l'analyse des DIE se rapproche ainsi de la notion de transactions de nature « administrative » ou plutôt organisationnelle avancé par les auteurs institutionnalistes comme Schmid (1987), Paavola et Adger (2005), Paavola (2007). Ainsi, si chez Williamson, la spécificité des actifs est au centre de l'analyse des transactions, ici on souhaite défendre l'idée qu'il s'agit plutôt de la spécificité des acteurs qui serait au coeur de l'analyse, en l'occurrence la présence d'acteurs politiques et administratifs, à côté des acteurs économiques et privés

La nature diffuse des enjeux environnementaux nécessite de fait une action collective, quand le choix de l'instrument réglementaire ne garantit en rien l'efficacité environnementale de la décision collective qui a été prise. L'incertitude reste ainsi l'attribut le plus important de la

transaction environnementale. Dans cette mesure les DIE présentent les propriétés associées aux contrats relationnels car ils fixent des objectifs dont la pertinence ne peut être validée qu'à l'observation des résultats ex post. Ils engagent de ce fait les parties prenantes dans une relation de coordination de long terme, étant donnée la dimension temporelle des processus écologiques. Dans ce contexte, pour limiter les défauts, c'est plus l'identité des partenaires et les mécanismes d'autorité qui organisent leurs relations qui importent, plutôt que la formalisation de l'engagement de chacun.

Les mécanismes d'autorité soutenus par les contrats relationnels peuvent être caractérisés selon un gradient défini par deux variables : l'identité des acteurs impliqués et l'objet des transactions à opérer. La littérature montre qu'on peut observer différents mécanismes d'autorité : du plus informel et atomisé (la confiance et le réseau informel), à une relation d'autorité hiérarchisée (le gouvernement consolidé). Les DIE en opérant une certaine autonomie de décision des acteurs locaux vis-à-vis de l'Etat (une gouvernance hybride selon la typologie fournie dans le tableau 18) se situe entre ces deux cas polaires.

CONCLUSION DU CHAPITRE

En insistant sur l'importance des propriétés des transactions, la vision williamsonnienne stipule que les institutions encadrent et édictent les interactions entre les agents économiques et déterminent les formes de coordination de leurs échanges (Williamson, 1985). Ce cadre permet d'appréhender l'émergence des différentes structures de gouvernance et tout un éventail d'arrangements contractuels qui régulent différents types de transactions définies selon la spécificité des actifs qui sont mobilisés. Le cadre analytique fourni par l'approche économique de la gouvernance et ses diverses interprétations pour le contexte environnemental a permis de qualifier les DIE comme des contrats relationnels, qui engagent un certain nombre d'acteurs autour de la mise en œuvre des réglementations environnementales à l'échelle locale, avec une certaine autonomie vis-à-vis d'une intervention directe de l'Etat, ou de ses administrations. Cependant la forme hybride de la gouvernance que les DIE instaurent pose explicitement la question des liens entre l'Etat et ses représentants à l'échelle locale avec les autres acteurs locaux, et des relations entre les règles et les mécanismes d'enforcement généraux qu'on peut observer dans toute structure sociale et ceux portés par les dispositifs eux-mêmes. Les réponses à ces deux questions seraient à notre avis d'autant plus convaincantes en étant établies sur la base d'une investigation empirique plus poussée, permettant de dénouer les relations de causalité entre acteurs, pouvoirs locaux, structure administrative, pouvoir étatique, ou encore les règles établies

par les dispositifs dans l'émergence d'une coordination d'acteurs autour de la mise en œuvre des politiques environnementales à l'échelle locale.

Ces dernières années, on assiste à un foisonnement de la littérature mobilisant une analyse en termes de réseaux sociaux des phénomènes économiques, faisant intervenir des interactions entre les individus, en accordant une place importante aux propriétés des structures sociales qui soutiennent ces phénomènes. Cette approche ne se limite pas seulement à la livraison d'éléments de compréhension d'un état de coordination donné, elle rend compte également des enjeux pour lesquels les acteurs se coordonnent. L'approche en termes de réseaux sociaux de la coordination permettrait de lever certaines limites de l'approche économique traditionnelle de la coordination collective, à la fois du point de vue théorique mais aussi empirique. Elle est d'ailleurs avancée comme un outil complet pour appréhender et formaliser l'émergence et la dynamique de différentes formes de gouvernance de la coordination d'acteurs (Cohendet et al., 2003).

L'exploitation du potentiel empirique offert par l'analyse en termes de réseaux sociaux de la coordination constitue une des ambitions de la suite de cette thèse. Certaines méthodes spécifiques de l'analyse des réseaux sociaux permettent d'identifier les acteurs de la gouvernance de la mise en œuvre des politiques environnementales à l'échelle locale, et de tester l'impact des DIE sur leur coordination. Le chapitre suivant revient alors sur le contenu d'une approche en termes de réseaux sociaux, pour mieux situer les choix méthodologiques pour l'analyse empirique qui a été menée et qui sera présentée dans le chapitre 6.

CHAPITRE 5. ANALYSE EN TERMES DE RESEAUX DES COORDINATIONS INTERINDIVIDUELLES : ELEMENTS DE METHODOLOGIE

La mise en œuvre empirique de l'analyse de la gouvernance environnementale par les réseaux est relativement récente et reste un domaine encore peu investi. L'essentiel des travaux s'est pour l'heure attaché aux moyens de confronter les questions de recherche du domaine environnemental à l'analyse des structures de relations (voir l'ouvrage de Bödin et Prell, 2011, pour une vision représentative) : l'hétérogénéité des acteurs de la gouvernance (Bödin et Crona, 2009), les caractéristiques des réseaux de relation et leur influence sur l'action collective (Sandström, 2008), ou encore les caractéristiques multiniveaux de la gouvernance environnementale (Ernstson et al., 2010). Malgré un spectre de travaux qui s'élargit, l'approche de la gouvernance dans le domaine environnemental reste pour l'heure fondamentalement descriptive, et semble passer sous silence deux aspects fondamentaux : la délimitation des réseaux de gouvernance et l'introduction de théories du comportement individuel.

La détermination des frontières du réseau pose le problème de la définition des acteurs qui prennent part à la gouvernance. Elle pose la question des critères à sélectionner pour définir un dedans et un dehors (au niveau institutionnel, individuel, thématique ?). Elle pose également l'enjeu des relations qui émergent dans ce réseau. Une fois le réseau endogénéisé, on ne peut écarter des motifs stratégiques dans la formation des liens. Ces stratégies peuvent prendre plusieurs formes selon le mécanisme qui les sous-tend (le pouvoir, le leadership, la confiance, l'homophilie…).

Les questions spécifiques autour d'une approche micro-économique des réseaux de coordination de l'action publique locale nécessite d'être précisée, et les méthodologies qui permettent d'y répondre spécifiées. Ce chapitre se compose alors de trois sections. La première section fournit quelques éléments de repères pour délimiter les frontières d'une approche micro-économique. La deuxième section parcourt les différentes méthodes statistiques développées dans la littérature et situe leur apport respectif. La troisième section détaille les principes guidant la récolte de données relationnelles.

Section 1. Structures sociales et actions individuelles : les frontières d'une approche économique

L'approche par les réseaux est utilisée au sein de plusieurs disciplines et ne s'érige pas en une théorie en soi (Ferrand et Federico de la Rua, 2006), elle constitue néanmoins une catégorie analytique unifiée de l'approche du fait social. La littérature portant sur les réseaux est par conséquent très importante et ce dans une variété de contextes. Deux courants considérés comme proches traitent de la question des réseaux sociaux : la sociologie économique d'une part, et l'économie des réseaux d'autre part. L'évolution des deux champs s'est un temps opérée de façon parallèle. La littérature s'est considérablement étoffée depuis un certain rapprochement entre les deux courants (Cohendet et al., 2003). Pour ces auteurs, trois façons d'approcher les systèmes de relation entre entités définissent les recherches effectuées et en cours : a) l'étude des interactions individuelles b) l'étude des interactions entre groupes d'individus et c) la formation stratégique des liens. Dans cette section nous fournissons quelques repères sur l'analyse des réseaux de la coordination d'acteurs autour des enjeux de développement, en abordant trois points : l'émergence d'une approche microéconomique des institutions, l'apport de l'analyse en termes de réseaux par une approche structurale ; l'évolution du questionnement vers la morphogénèse des réseaux.

1.1. La coordination économique à travers les relations entre acteurs

1.1.1. Les repères conceptuels de l'analyse structurale

L'approche en termes de réseaux sociaux fournit un cadre analytique et des méthodologies d'investigation empirique d'un ensemble de phénomènes économiques et sociaux. Elle sert autant à la sociologie dite « structurale [60] », qui s'intéresse aux processus sociaux qui régulent les actions économiques (Lazega, 2008; Grossetti, 2009), qu'à l'analyse des dimensions institutionnelles des phénomènes économiques, en référence aux travaux en économie qui tentent de lier les différents modes d'organisations (formelles ou informelles) qui gouvernent les sociétés étudiées avec leurs performances économiques (North, 1990 ; Greif, 1998 ; Aoki, 2001).

Deux idées attribuées à Granovetter ont ainsi contribué au rapprochement entre l'économie et la sociologie sous la bannière de l'étude de l'objet « réseau », et en référence à la

[60] voir Grossetti et Godart, 2007 pour un exposé détaillé de l'historique de la théorie structurale de l'action de Harrison White

notion de « capital social ». La première envisage l'encastrement des phénomènes économiques dans les relations sociales (Granovetter, 1985). Il s'agit de considérer que les relations économiques entre individus ou organisations s'appuient sur un ensemble préexistant de relations sociales, en réponse critique à une vision sous-socialisée des phénomènes économiques représentée par la figure du marché. Il en découle deux propositions fondamentales (Granovetter, 2000) : i) l'action est toujours socialement située et ne peut être expliquée seulement par les motifs individuels ; ii) les institutions sociales ne sont pas automatiquement produites sous une forme incontournable, mais elles sont socialement construites (p.95-96).

La seconde idée, en spécifiant la diversité des contenus et l'intensité variable des liens qui véhiculent la relation économique, permet de distinguer les liens forts des liens faibles (Granovetter, 1973), et avancer la notion de structure. Les liens forts caractérisent des contacts fréquents, un partage de « ressources », l'échange de services réciproques etc., tandis que les liens faibles se distinguent par des contacts peu fréquents et peu intenses en termes de contenu. D'un point de vue économique, chaque type de lien présente un avantage : les liens forts assurent une permanence d'échange entre les agents, mais les liens faibles permettent une diversité dans les services et ressources fournis, puisque l'un et l'autre des agents connectés dépendent de réseaux sociaux différents (Granovetter, 1985).

Les travaux qui ont découlé de la théorie de Granovetter ont donné lieu à un essor qui s'est traduit par une formalisation des concepts en accordant une place de plus en plus importante à la structure des relations. Dès lors, la mise en évidence de l'importance de la structure des relations pour la compréhension des actions individuelles a connu un essor important jusqu'à la construction d'une méthodologie particulière, l'analyse des réseaux sociaux, depuis l'ouvrage de Wasserman et Faust (1994). Dans ce cadre, la formalisation se concentre sur la caractérisation des liens qui composent un réseau de relations (approche structurale), pour évoluer de manière plus tardive à la caractérisation des relations entre individus (approche structurelle). Il en va ainsi pour l'histoire et les modalités de constitution des liens formant le réseau. Cette approche structurale des réseaux permet d'appréhender le réseau quelle que soit la nature des nœuds (individus, organisations, secteurs…) et la nature des liens. Il s'agit d'abord de mettre en évidence des éléments significatifs de la structure du réseau. La SNA permet de se concentrer d'emblée sur les relations entre les entités sociales concernées (« acteurs ») et sur les propriétés et implications de l'ensemble de ces relations (la «structure sociale»). Elle donne ainsi une appréciation des composantes économique, politique voire juridique et réglementaire de l'environnement social des actions individuelles, ce que les économistes néo-institutionnalistes réunissent sous le vocable « institution » (Hodgson, 1988 ; North, 1990). Cet environnement peut alors être appréhendé à

travers des régularités de configurations des relations entre des acteurs en interaction. Dans cette perspective la SNA se présente bien comme une méthodologie d'investigation empirique de cet environnement.

Quatre grands principes jalonnent l'approche structurale des réseaux sociaux (Wellman, 1983, 1988 ; Wasserman et Faust, 1994 p.4) :

- Les liens qu'entretiennent les acteurs fondent leur interdépendance. L'interdépendance est cependant ici considérée en termes absolus, car souvent les liens sont asymétriques, en se différenciant par leur intensité et/ou leur contenu.

- Les liens connectent les membres du réseau de façon directe ou indirecte. Ces liens doivent donc être définis dans un contexte d'une structure de réseau plus large. Les liens sont des supports d'échanges de ressources matérielles ou immatérielles. Il peut ne pas y avoir de correspondance entre ce que s'échangent respectivement deux acteurs (e.g., un échange d'information), dans la mesure ou ces liens ont pour objectif d'obtenir des ressources contenues dans des liens que ces deux individus entretiennent avec d'autres. Les acteurs peuvent ainsi pénétrer plusieurs ensembles de relations pour satisfaire leurs objectifs (Travers et Milgram, 1969 ; Lin, 1983).

- L'environnement social de l'acteur et l'acteur lui-même ont une influence réciproque. Wellman (1988) s'appui pour cela sur deux hypothèses. La première est que les liens dans un réseau sont le plus souvent transitifs. Un lien entre A et B, et un lien entre B et C mènent à une probabilité élevée qu'un lien entre A et C soit créé à terme. En d'autres termes, A et C ont de plus fortes chances d'être liés de cette façon qu'en suivant un processus aléatoire. Une seconde hypothèse est de poser que les individus n'ont qu'un nombre fini de liens qu'il est possible d'entretenir, ce qui amène convenir que tout lien nouveau est susceptible de se substituer à un lien déjà existant. Ces deux hypothèses peu exigeantes permettent d'expliquer l'existence de processus structuraux particuliers que sont les réseaux localement denses (ou encore voisinages, *clusters*), où la formation de liens est facilitée à l'intérieur du groupe et la formation de liens à l'extérieur du groupe est plus rare. Ce phénomène soulève par ailleurs les régularités qu'on observe dans la réalité.

- Les modèles de réseaux tirés de la SNA conçoivent la structure de l'environnement et les propriétés des relations comme stables à travers le temps.

La SNA s'est progressivement étoffée de mesures et d'indicateurs autant à l'échelle de la structure sociale que celle de l'acteur. L'entrée par la structure sociale et le repérage du positionnement des acteurs au sein de cette structure fournissent en cela les outils d'analyse de la coordination à l'intérieur du groupe, quel que soit l'objet de leurs relations. On présente dans ce qui suit les mesures les plus populaires qui alimentent presque systématiquement les analyses structurales des réseaux d'acteurs.

A l'échelle de l'organisation, ou du groupe d'acteurs, les deux mesures les plus simples sont la taille et la densité du réseau. La taille se réfère au nombre de nœuds et/ou au nombre de liens observés dans le réseau. A partir de ces chiffres il est possible de construire un premier indicateur qui est celui de la densité. Ce calcul s'opère indifféremment de la nature des liens, qu'ils soient dirigés ou non[61]. La mesure de la densité est simplement le rapport du nombre de liens observables sur le nombre de liens possibles. Utilisée pour elle-même, cette mesure apporte très peu d'information. Elle prend toute sa pertinence dans une perspective comparative, soit pour une analyse en coupe entre réseaux d'acteurs différents, soit pour une analyse longitudinale pour observer l'évolution d'un même réseau au cours du temps. La densité permet à tout le moins le raisonnement suivant : plus les liens observés sont nombreux (relativement au nombre d'acteurs) plus les possibilités d'échange et d'actions sont susceptibles de se produire (Marwell et al., 1988 ; Sansdstrom et Carlsson, 2008).

Un second indicateur simple d'utilisation est la distribution des liens, autrement appelée la centralisation du réseau. Elle permet en effet d'apprécier la variabilité du nombre de liens que chaque individu membre du réseau entretient avec les autres (Wasserman et Faust, 1994). Ainsi si un réseau est constitué à la fois de membres qui concentrent un grand nombre de lien et d'autres très peu, le score de centralisation du réseau sera très élevé. La littérature a établi depuis relativement longtemps une corrélation entre le degré de centralisation et la « qualité » de la coordination : une centralisation élevée est favorable à la résolution de tâches simples, alors que dans le cas contraire la diversité des structures semblerait requise (Leavit, 1951, dans le cadre d'une expérience sur des groupes d'étudiants).

Dans le domaine de l'environnement, Bodin et al. (2006) fournissent une interprétation des centralités pour l'analyse de la coordination collective autour d'enjeux environnementaux. La

[61] Les liens non dirigés se réfèrent à des liens symétriques, c'est-à-dire que la direction des liens est indifférente. Ou, en d'autres termes, le lien nécessite le consentement des deux parties pour exister (un contrat ou une relation amicale par exemple). Un lien dirigé est unilatéral et ne nécessite pas un accord mutuel pour qu'il soit établit (un appel téléphonique ou une demande d'information).

gouvernance environnementale connaîtrait différentes phases d'évolution du collectif au regard des configurations des structures de relations interindividuelles. Une première hypothèse serait qu'en phase de démarrage, la mobilisation et la coordination des acteurs sont obtenues par les acteurs centraux : on observe une centralisation élevée. Une seconde hypothèse serait qu'au cours de phases ultérieures, des structures de relations plus équitables émergent : on observe une centralisation plus faible. Dans ce cas l'évolution supposée du réseau peut être schématisée à partir des configurations extrêmes suivantes :

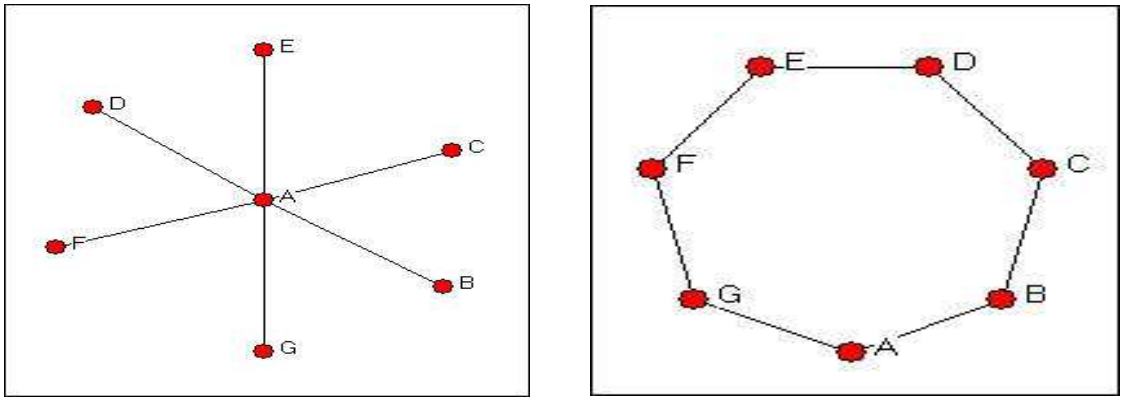


Figure 23 : Les configurations extrêmes de la centralisation d'un réseau : le réseau en étoile (à gauche) versus la forme la plus équilibrée de répartition des liens (à droite)

Le diagnostic d'un réseau peut aussi s'opérer à l'échelle des acteurs pris individuellement. , Plusieurs mesures sont disponibles. On se réfère seulement ici à la centralité, dont le calcul et l'emploi se déclinent à travers plusieurs indicateurs. La centralité de degré est l'indicateur le plus simple dans la mesure où il ne considère pas la direction des liens (entrant ou sortant). Un acteur présente un score de centralité de degré important de façon relative aux autres. Elle se mesure au nombre de liens observables (la taille du réseau de l'acteur) sur le nombre de liens possibles que cet acteur pourrait avoir. Si on s'intéresse au score de centralité de degré de tous les acteurs d'un réseau, on reconstitue en quelque sorte la distribution des liens au sein du réseau qui a été abordée précédemment. La centralité de proximité mesure quant à elle l'autonomie d'un acteur (Freeman, 1979). Il traduit le fait que plus un acteur présente un score de centralité de proximité élevé, plus cet acteur est proche des autres, au sens géodésique du terme. Enfin, la centralité d'intermédiarité mesure la propension d'un acteur à se trouver sur le chemin de relations entre les autres acteurs (Freeman, op.cit.). Si on considère la centralité pour les réseaux où les liens sont dirigés, deux mesures attirent particulièrement l'attention. On considère en effet les liens entrants et les liens sortants pour un même acteur. La centralité pour les liens entrants est associée à une mesure de prestige ou de popularité. Un score de centralité élevé pour les liens entrants illustre le

fait qu'un acteur a été « choisi ». Pour les liens sortants la mesure de centralité associée est celle de l'activité.

Dans la pratique, la SNA ne définit pas la façon « idéale » d'interpréter les mesures associées à la structure des relations. Le choix et le calcul des indicateurs prennent toute leur signification quand il s'agit d'éprouver les concepts socio-économiques. Ce qui a été le cas pour un concept aussi complexe que le capital social, dont les résultats d'une approche structurale menée par quelques auteurs sont reportés dans la section suivante, à titre illustratif.

1.1.2. Les enseignements et les limites des indicateurs de l'analyse structurale : le cas du capital social

Pour mettre à l'épreuve les propositions méthodologiques de la SNA, Borgatti et al. (1998) reprennent les deux définitions du capital social et la mise en œuvre des indicateurs appropriés. Celle proposée par Putnam (1995) considère le capital social comme le reflet de la qualité des relations au sein d'une société. Une autre définition proposée par Burt (1992) fait correspondre le capital social à la valeur des relations sociales d'un individu, en considérant que ces relations sont porteuses de ressources, matérielles comme immatérielles (on retrouve une définition similaire chez Degenne et Forsé, 1999). On note ainsi une grande différence entre les deux définitions : quand la première renvoie à une approche globale en considérant que le capital social produit et utilisé relève du bien collectif, la seconde opère à l'échelle de l'individu en distinguant la position de l'individu dans la structure de relation qui serait relativement contraignante ou autonome. Pour approcher ces deux définitions en termes de réseau, Borgatti et al. établissent une correspondance entre les outils de mesures employées et la définition des concepts par les auteurs, que nous reprenons dans le tableau ci-dessous.

Le capital social selon Putnam		
Mesure	**Description**	**Correspondance avec le capital social**
Densité	La proportion des membres qui entretiennent une relation	Positive dans l'absolu, mais négative pour les relations conflictuelles
Centralisation / structure centre-périphérie	Mesure le degré selon lequel le réseau n'est pas divisé en sous-groupes qui ont peu de connexions entre eux	Positive. Une structure avec des acteurs centraux et des acteurs périphériques est plus aisé à coordonné que des réseaux fragmentés
Le capital social selon Burt		
Mesure	**Description**	**Correspondance avec le capital social**
Centralité de proximité	La distance théorique entre *ego* et tous les autres membres du réseau	Négative. Plus la distance est grande entre les nœuds, et moins l'information/les ressources circulent rapidement
Centralité d'intermédiarité	Le nombre de fois où *ego* est positionné sur le chemin le plus court entre deux autres acteurs	Positive. Les acteurs qui ont un haut score d'intermédiarité relie des acteurs qui ne sont pas connectés directement, créant ainsi des opportunités en termes d'exploitation de l'information et le contrôle des bénéfices qui en découle pour *ego*.

Tableau 19 : Mesures résiliaires du capital social chez Putnam et Burt

Cet exemple est une illustration de la multiplication des travaux sur le capital social qui n'a pas facilité la compréhension de la notion, d'autant que les sources disciplinaires en viennent à se confondre dans les propositions (Lallement, 2006). Afin de soulever un ensemble d'ambigüités lors des analyses empiriques, Durlauf et Fafchamps (2005) proposent ainsi un cadre analytique de la notion de capital social autour de trois grandes idées : i) le capital social génèrerait des externalités positives pour les membres d'un groupe, ii) l'existence de ces externalités est permise par des règles, des normes et valeurs partagées qui agissent sur les anticipations des agents et leur comportement, iii) ces règles, normes, et valeurs partagées proviennent d'organisations informelles.

Quelques travaux ont entrepris des démarches empiriques quant au lien de causalité entre la densité des relations sociales au sein de la communauté et le développement local (Callois, 2005). Cette densité est interprétable en termes de réseau de relations denses (*bonding*) ou relativement ouvertes (*bridging*) (Burt, 1992), ou encore de réseau contenant une part importante de liens forts ou de liens faibles (Granovetter, 1973), favorisant dans un cas la circulation et la fiabilité de l'information, la confiance, la réciprocité etc., dans un autre la diversité et l'accessibilité de l'information et des ressources. Par effet de miroir, une seconde hypothèse associée à la

configuration *bridging* des réseaux pose des relations peu denses comme peu productrices de confiance et de normes, mais plus favorables à l'apport de ressources variées.

A partir d'une revue de la littérature sur le sujet (Sharp et Flora, 1999 ; Sharp et al., 2002), Crowe (2007) retient qu'il y a deux formes canoniques de développement territorial : celui basé sur l'effort des collectivités locales en termes d'attractivité pour la localisation des firmes sur le territoire, et celui généré par le territoire lui-même par la valorisation de ses ressources (naturelles, culturelles, savoir-faire). En mobilisant une déclinaison de structures entre les deux extrêmes que constituent les réseaux à forte cohésion et les structures de réseaux plus ouvertes, l'auteur tente d'établir une relation entre les structures de réseaux interorganisationnels (principalement les différentes associations) de six communautés rurales dans l'Etat du Washington et le modèle de développement économique qui en découle (à travers les types de projets économiques concrets qui ont eu lieu dans ces communautés). Elle distingue ainsi deux types de projets : les projets initiés par l'apport extérieur et les projets de développement endogènes (self-development). Les outils de la théorie des graphes sont mobilisés pour le calcul de la cohésion des réseaux observés, et ainsi permettre une comparaison entre les formes de réseaux et la nature des projets développés. Plusieurs méthodes de calculs de la cohésion existent (cf. Wasserman et Faust, 1994). Dans cette étude, la cohésion est définie comme le nombre de liens directs possédés par les individus (ici, des associations à travers certains de leurs membres dont les leaders) avec les autres membres du réseau. La proportion d'organisations au sein de leur réseau respectif entretenant un certain nombre de liens ou plus (seuil fixé par le chercheur) permet d'établir des comparaisons entre les réseaux. Ceci permet d'éviter le biais associé à la comparaison de la densité des liens au sein des réseaux, puisque la mesure est fortement dépendante de la taille du graphe. Ses résultats laissent apparaître une corrélation entre réseaux de relation denses avec les projets de développement en lien avec les ressources locales (entreprenariat local, projets touristiques locaux…), alors que les communautés caractérisées par des réseaux de relations plus ouverts sur l'extérieur déboucheraient sur le déploiement d'un ensemble de mesures pour attirer les firmes telles les mesures fiscales, ou foncières. Un autre résultat important montre qu'un «dosage» de liens forts et faibles, de type réseau de coalitions, permettrait d'assurer une certaine diversité des stratégies de développement.

L'approche structurale du capital social montre la déclinaison des nombreuses configurations relationnelles qu'il est possible d'observer et le lien qu'on peut opérer avec les activités économiques et leur performance. Ces structures s'appuient sur des systèmes de coordination qui peuvent apparaître locaux au sens géographique du terme. Elles abondent pourtant les régularités observées dans beaucoup de réseaux à des échelles beaucoup plus larges.

Malgré leur grande diversité, la plupart des réseaux sociaux présenterait des caractéristiques structurales communes qu'on peut décrire autour de trois propriétés :

- une distance sociale relativement faible entre tous les membres du réseau, même pour les grands réseaux
- une densité de connexion élevée et un clustering élevé, les voisins d'ego sont également voisins entre eux, même pour les grands réseaux.
- une inégalité dans la taille des voisinages

La notion de « petit monde » (Watts et Storgartz, 1998) constitue une dénomination de référence pour qualifier les formes canoniques usuellement observées, à savoir les réseaux en étoile et leurs variantes : des réseaux émaillés en étoiles, des réseaux centre/ périphéries. Sur la base de ces régularités, la description des mécanismes qui gouvernent la formation et les dynamiques des réseaux émergents tend à être un domaine de recherche privilégié.

1.2. Les réseaux sociaux comme objectif des actions individuelles et collectives

1.2.1. Configurations relationnelles et ressources sociales

Le fait que certains individus tirent avantage de leurs relations sociales est à relier avec leur positionnement dans cette structure et la configuration des liens qu'ils entretiennent avec d'autres (Burt, 1992). En d'autres termes, « la forme du réseau a une incidence sur les ressources qu'un individu peut mobiliser et sur les contraintes auxquelles il est soumis. Elle ne le détermine pas, mais elle explique que tout ne soit pas possible pour lui et que dès lors certains comportements ou stratégies soient, en raison de la position occupée dans le réseau, plus probables que d'autres » (Forsé, 2008, p.11). De là sont donc nés les fondements d'une approche résiliaire des interactions entre les individus.

La théorie des « trous structuraux » que Burt développe autour de cette idée peut passer comme une interprétation formelle de la théorie des liens faibles de Granovetter (1973). Chez Burt, ce n'est pas la force du lien qui conditionne la pertinence de l'information véhiculée, mais la caractéristique structurale du réseau au sein duquel cette information est transmise, en l'occurrence la place occupée par l'individu qui l'émet. D'où l'importance des trous structuraux qui soutiennent la présence d'un individu constituant un « pont » entre deux ensembles de relations. On considère par là que le « trou » formé par l'absence de liens entre différents groupes d'individus implique la circulation d'informations différentes dans chacun d'eux. Pris dans leur ensemble les deux flux d'information sont non redondants. Par ailleurs, selon le contexte, la

position d'intermédiaire occupée par l'individu qui établit le lien entre les deux groupes lui procure des avantages selon la stratégie qu'il adopte, et les bénéfices qu'il compte retirer de cette position : le pouvoir, le contrôle et le prestige associés à la diffusion d'informations non redondantes. Autour de cette théorie, Burt met ainsi en balance deux configurations de liens aux propriétés distinctes. Les réseaux de relations riches en trous structuraux procurent les avantages décrits précédemment aux individus qui occupent ces positions, et sur le plan collectif ces avantages se traduisent par la possibilité d'être connectés à des acteurs distants via les intermédiaires. De l'autre côté, les réseaux de relations denses où tous les individus sont interconnectés facilitent la circulation rapide et la fiabilité de l'information. Les propriétés de ces configurations ont des conséquences opposées sur la coopération, en partant de l'idée que la structure du réseau est révélatrice du degré d'interconnaissance des individus, selon un processus cumulatif étiré dans le temps.

On comprend intuitivement l'intérêt de ces énoncés à un niveau d'observation macro des structures. La coordination des acteurs serait basée sur un équilibre entre la qualité des relations reposant sur la circulation rapide de l'information, vecteur de coopération interindividuelle (Closure), et la recherche de ressources utiles pour l'action via des relations distantes et non redondantes (Brokerage). Sur un plan collectif, les avantages procurés par les deux types de structures renforcent leur co-existence. La présence de « trous » alimente le réseau dense en ressources nouvelles, et la présence de réseaux denses procure un avantage stratégique à la position d'intermédiaire.

Des limites sont néanmoins à souligner. L'analyse est tout d'abord livrée en statique. La théorie de Burt ne nous apporte pas d'enseignement sur le processus de formation et de co-existence de ces configurations. Ce qui nous amène à la critique principale, qui soulève la nécessité d'un cadre microéconomique de l'approche. Bien qu'il avance implicitement un agent stratège via la recherche d'une position avantageuse, Burt ne fournit pas de « rational » derrière le comportement de l'individu, si ce n'est qu'il précise un degré d'hétérogénéité supérieur à l'intérieur des groupes en comparaison de l'hétérogénéité entre les groupes (Burt, 2004). Si occuper un trou structural procure un avantage compétitif pour un individu, on peut alors s'attendre à ce que tous les individus soient à la recherche de cette position. Or si c'était le cas, il n'y aurait à l'issue du processus aucun agent occupant ce trou structural. On peut donc penser que lorsque ces positions sont occupées c'est qu'elles sont le fait du consentement des autres ou du moins le résultat de l'agrégation des stratégies individuelles dans un contexte d'interaction sociale. Les résultats d'une approche en termes de théorie des jeux (Buskens et van de Rijt, 2008) est éclairante sur ce sujet et nous amène à revenir sur les fondements d'une approche stratégique

de la formation et de la dynamique des réseaux sociaux à partir de l'analyse de la formation des liens en économie.

1.2.2. Formation stratégique des liens et réseaux types

Le point de départ de l'approche économique des réseaux insiste sur le caractère stratégique de la formation des liens où sont pris en compte les choix des autres du fait de l'existence des externalités de proximité. Des approfondissements nous livrent, par la suite, au sein d'une véritable interaction stratégique, la façon dont les agents se coordonnent. La mise en évidence de l'influence de la structure sur le type d'action qu'ils sélectionnent permet d'introduire la problématique de la coopération dans le choix du mode de coordination collective.

L'article séminal de Jackson et Wolinsky (1996) a fourni les fondements théoriques de la formation stratégique des liens comme base de l'analyse de la formation et de la dynamique des réseaux d'acteurs en économie. La formalisation mobilise la rationalité de l'intérêt personnel des agents pouvant créer, maintenir ou détruire des liens. Le choix des liens par les individus est opéré selon un calcul coûts-bénéfices inhérents à la structure du réseau et intègre par là-même la décision d'autres agents lors de la formation de leurs liens. La prise en compte d'externalités de proximité générées par ces liens au sein d'un réseau de relations permet de comprendre comment s'opère la coordination collective quand les agents sont stratégiques. La forme du jeu qui gouverne l'évolution des liens est néanmoins non-coopérative. Il est remarquable de constater cependant, qu'à l'instar d'autres contributions qui s'inscrivent dans cette démarche (et parmi eux Dutta *et al.,* 1998 ; Bala et Goyal, 2000), il n'existe pas de forme explicite du jeu entre les joueurs.

Au sein de ce processus de formation endogène du réseau, l'état final du réseau est défini sous l'angle de deux critères : i) dans la mesure où l'utilité de chaque agent dépend du réseau, la recherche de stabilité des stratégies permet d'en déduire les propriétés de sa structure. Un réseau est dit stable lorsqu'il n'y a plus de tentation pour les agents à créer ou à détruire des liens, solution établie avec le critère de Nash ; ii) sur un plan macro, la caractérisation du réseau s'élabore sur un critère donné d'efficacité renvoyant au bien-être social. Un réseau est dit efficace quand sa valeur est supérieure à toute autre forme de réseau possible. A travers ces critères de stabilité et d'efficacité se manifeste la relation entre l'alignement des incitations individuelles et le bien-être collectif, qu'on retrouve le plus souvent sous forme de dilemmes sociaux (Deroian, 2003). Tous les réseaux ne sont pas stables et efficaces, résultat d'une tension entre l'intérêt stratégique individuel et l'intérêt collectif. Il est nécessaire de connaître la fonction d'allocation des rétributions entre les membres du réseau, pour savoir si le montant de la rétribution reçu par chacun est supérieur ou égal à celui qu'ils auraient perçu dans d'autres réseaux.

La rétribution de l'individu est fonction de son effort, mais elle est aussi dépendante du niveau d'effort de ses voisins directs. Deux types de fonction de rétribution sont désormais célèbres depuis l'article séminal de Jackson et Wolinsky (1996). La première est associée aux jeux qui présentent des externalités positives, si la rétribution de l'individu augmente avec le niveau d'effort de ses voisins. Cela est le cas notamment pour les échanges d'information. En introduction de son ouvrage Goyal (2007) prend l'exemple de l'achat d'un ordinateur par un particulier. Celui-ci à le choix entre diverses sources d'information qu'on peut décomposer entre les sources sur support (internet, magasin et revues spécialisées) et les sources via son réseau personnel (ami, collègues). Le temps passé à collecter de l'information par des supports dépend du niveau d'information des contacts au sein de ses relations. Le temps de collecte d'information sur support décroit avec le niveau d'information des relations personnelles. Pour une situation similaire à chaque membre du réseau, le degré d'information de toutes les autres relations sur le sujet – y compris les relations indirectes - est bénéfique à chacun. On peut aussi mettre en perspective le coût de la création d'une relation avec une personne très bien informée et les bénéfices qui en résultent. Dans ce cas les bénéfices sont la différence entre le coût de la création du lien et le coût associé au temps passé à collecter de l'information sur divers supports.

Un second type de fonction de rétribution est associé aux jeux qui présentent des externalités négatives. Jackson et Wolinsky (1996, p. 56) prennent l'exemple de chercheurs investis dans la rédaction d'articles. La productivité de chaque individu est une fonction du nombre de ses liens. Un lien représente une collaboration entre deux chercheurs. Le temps passé par un chercheur sur un projet d'article est inversement proportionnel au nombre d'articles dans lesquels il est investi. A l'inverse du réseau d'échange d'information, le taux d'effort des individus n'implique pas une augmentation réciproque des rétributions. De plus, les relations indirectes ont un effet négatif sur la rétribution d'égo : la présence d'un alter de l'alter d'ego diminue l'effort que l'alter d'ego peut fournir avec ego.

Des contributions récentes incorporent la situation dans laquelle chaque agent doit adopter un mode de comportement face à ses partenaires (Goyal et Vega-Redondo, 2005 ; Jackson et Watts, 2002), pour inférer le réseau qui en résulte. Ces recherches se focalisent sur les incitations des agents à choisir l'action la plus efficace, l'objectif étant de connaître la nature de la relation entre la structure du réseau et le choix de l'action. Plus précisément, il s'agit d'appréhender de façon simultanée le choix du lien et de l'action qu'il sous-tend : les agents peuvent se coordonner sur une action représentant un optimum social et individuel, ou sur une action efficace en termes de gains mais où on ne peut écarter un risque de défection de la part de certains participants par la suite. Ce cadre permet à Goyal et Vega-Redondo d'avancer un résultat majeur. L'arbitrage

individuel entre coûts et bénéfices restreint les configurations de réseau stable : un réseau pour lequel les membres sont complètement connectés entre eux ou un réseau en étoile. Ce résultat permet aux auteurs de mettre en évidence deux types de processus. À un coût de formation de lien moindre, les actions alternatives influent peu et les agents se connectent quelle que soit l'issue de l'interaction, et alors la structure de réseau émergente est complète (à condition de bénéfices garantis). En revanche, le processus de formation du réseau influe sur le comportement de choix d'action des partenaires : à coût élevé de formation des liens, les agents se coordonnent sur une action efficace, et au cas contraire sur une action non garantie contre le risque de défaut.

De façon analogue à l'approche structurale, les propriétés du réseau servent l'interprétation des mécanismes qui sous-tendent les échanges. Pour autant, au sein de cette approche théorique de la formation des liens en économie, les propriétés émergentes sont dérivées des hypothèses qui président à la spécification de la création des liens. Le modèle de connexions et le modèle des co-auteurs de Jackson et Wolinsky (1996) qui se basent respectivement sur la communication entre individus et le temps de travail passé entre collaborateurs est une bonne illustration. Dans le premier modèle, les individus communiquent directement avec leurs contacts. Par ces liens ils bénéficient d'une communication indirecte via les relations de leurs contacts avec qui eux-mêmes ne sont pas liés. Les liens directs seulement ont un coût, alors que les bénéfices des liens indirects diminuent progressivement : le bénéfice d'un lien direct est supérieur à un lien indirect, lui-même inférieur à un lien qui comprend un intermédiaire supplémentaire etc…Les individus maximisent donc la valeur générée par les liens directs et indirects en prenant en compte le coût des liens directs. Dans un réseau où les liens sont symétriques, c'est-à-dire que les conditions de stabilité sont considérées au niveau de chaque paire, les auteurs montrent que le niveau du coût du lien direct fait émerger trois formes efficaces du réseau : le réseau complètement relié, le réseau en étoile, le réseau vide, en considérant trois niveaux de coût (du plus faible au plus fort). Dans le modèle des co-auteurs, l'objectif des individus est d'allouer leur temps de façon efficace sur des projets menés en binôme. Le temps qu'un individu peut passer sur un projet est réparti de façon égale entre le nombre de projets dans lesquels il est investi. Dans ce cadre, les liens indirects ont un effet négatif sur la productivité de l'individu. Une collaboration supplémentaire génère une externalité négative sur les co-auteurs. La seule forme efficace du réseau qui en émerge est un ensemble d'individus reliés par paires isolées.

Il faut cependant souligner à ce stade que tant du côté de l'approche structurale que du côté de l'économie des réseaux, peu d'éléments permettent d'abonder précisément sur les structures relationnelles recherchées par les individus. Du côté de la sociologie, Burt avance explicitement la recherche de deux propriétés structurales - les réseaux denses et les réseaux riches en trous

structuraux. Si d'un point de vue théorique, ces deux configurations constituent des extrêmes typiques, on peut considérer sans difficulté que le raisonnement empirique doit être affiné : il est nécessaire d'admettre une hétérogénéité parmi les membres d'un réseau, ainsi que la diversité de leurs stratégies permettant de reconnaître l'existence dans la réalité des structures intermédiaires de réseaux. En définitive, la difficulté de disposer de base de données relationnelles fournies cantonne la plupart des travaux empiriques au recours à la simulation numérique (voir Burger et Buskens, 2009 ; Falk et Kosfeld, 2003 ; et Kosfeld (2004) pour une revue de la littérature sur le sujet).

Or, l'analyse empirique des données relationnelles pour caractériser les réseaux sociaux a suscité le développement d'une panoplie de méthodes. Comme nous l'avons évoqué plus haut, une première catégorie d'approches permet de caractériser la structure globale d'un réseau par le biais d'indicateurs synthétiques (Wasserman et Faust, 1994). Une deuxième catégorie d'approches se positionne sur le développement de modèles statistiques de réseau. Plusieurs arguments plaident en faveur de cette démarche, dont le principal est de pouvoir relier les influences réciproques entre les niveaux micro (les dyades) et macro (structure globale) d'un réseau (Robins *et al.*, 2007). Depuis plusieurs années, les modèles statistiques susceptibles de rendre compte au mieux de ce processus, au regard des questionnements empiriques, des données disponibles (longitudinale *versus* en coupe), et enfin de la stratégie de récoltes de données. La section suivante expose en détail tous ces différents aspects.

Section 2. Modélisations statistiques des interactions sociales : enjeux et solutions

Un premier défi pour l'analyse des interactions sociales dans le domaine de l'économie a été de pouvoir développer et stabiliser les techniques qui permettent de mettre en évidence l'influence de l'environnement social d'un individu sur ses actions, un fait social longuement traité du point de vue conceptuel en sociologie. La formalisation de ces interactions sociales et l'exploration de leur influence sur les situations individuelles au sein de modèles économétriques, sont un domaine de recherche récent. On peut synthétiser les développements autour d'une telle recherche en deux catégories de travaux. La première catégorie renvoie à la caractérisation des interactions sociales et à l'analyse de leur influence sur le comportement individuel. Plus précisément, il s'agit ici de mettre en place des approches empiriques des interactions entre individus pour en évaluer l'influence sur la réalisation individuelle avec modèle empirique qui relie l'utilité individuelle et les caractéristiques du groupe d'appartenance des individus. La seconde

catégorie renvoie à la nécessité de considérer que le réseau est endogène, et à l'analyse par régression statistique des facteurs qui contribuent à la formation des réseaux.

2.1 L'influence du réseau de relations sur les comportements individuels

2.1.1. Identification des effets dans les modèles linéaires avec des données en coupe (une seule période d'observation)

Le développement des modèles linéaires (Burt et Deroian, 1982 ; Bertrand et al., 2000 ; Ballester et al., 2006 ; Lin, 2010) s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle l'environnement de l'individu est entièrement défini par les caractéristiques du groupe social auquel il appartient. Le choix de chaque individu est ainsi supposé être dépendant d'une combinaison de facteurs spécifiques à l'individu et de facteurs spécifiques au groupe de référence.

L'évaluation des effets des interactions sociales nécessite de distinguer particulièrement trois effets :

- les effets endogènes qui désignent le fait que le comportement de l'individu évolue de la même façon que le comportement du groupe ;
- les effets contextuels qui désignent le fait que l'évolution du comportement de l'individu peut être associée à l'évolution de certaines caractéristiques (exogènes) des autres membres du groupe ;
- les effets corrélés qui désignent le fait que les individus d'un même groupe tendent à se comporter de la même façon lorsqu'ils présentent des caractéristiques similaires.

Or, très tôt, Manski (1993) a montré les difficultés à distinguer ces effets lorsqu'on autorise le comportement individuel à interagir de manière linéaire avec le comportement moyen du groupe (effets endogènes), les valeurs moyennes des caractéristiques des membres du groupe (effets contextuels) et les caractéristiques individuelles, qui peuvent être similaires entre les membres.

Une première difficulté renvoie au « reflection problem » (Manski, 1993, 2000). L'impossibilité de distinguer les effets endogènes (ou effets comportementaux) et les effets exogènes (ou effets contextuels) en raison de leur simultanéité, découle du fait que le comportement moyen dans le groupe est lui-même déterminé par le comportement des membres du groupe. En d'autres termes, les données qui expriment l'utilité individuelle ne permettent pas

de statuer de manière claire sur deux processus complètement différents (qui aboutirait aux mêmes résultats observables) : à savoir si la part explicative des effets des interactions sociales résulte de l'influence du comportement du groupe sur le comportement individuel, ou tout simplement le fait que le comportement du groupe correspond à l'agrégation des comportements individuels.

Une seconde difficulté relève des variables inobservées (e.g., des attributs des individus au sein des groupes) qui peuvent être corrélées entre les paires et qui anéantit l'hypothèse d'exogénéité du groupe de référence. Il est difficile en effet de considérer que la formation des groupes s'opère de façon aléatoire. La similarité dans les résultats (réalisations, utilités) obtenus par chaque membre du groupe peut ainsi être attribuée à des variables qui restent inobservables pour le chercheur, et qui seraient communes à l'ensemble des membres du groupe eux-mêmes. Dans ce cas de figure, on assiste alors à des effets de corrélation statistique plus qu'à la révélation d'existence d'interactions sociales (Manski, 1993).

Encadré : le problème de l'identification des effets des interactions sociales illustré à travers l'analyse des déterminants des résultats scolaires (Durlauf, 2005)

La conceptualisation des problèmes liés à l'identification des effets des interactions sociales sur l'individu part du principe que l'on ne dispose que des données relatives au choix des individus, les caractéristiques qui leur sont propres et les caractéristiques des groupes dont ils sont membres. Pour donner un contenu illustratif du décalage entre le modèle supposé et les informations disponibles, on s'appuie sur Durlauf (2005) et sa modélisation des déterminants des résultats scolaires de jeunes élèves. Un premier ensemble de facteurs explicatifs reprend les caractéristiques propres aux élèves, *via* notamment le niveau de revenu et de l'instruction de leurs parents. La catégorie des facteurs explicatifs ou contextuels ayant une influence sur les résultats des élèves pourrait être la distribution des revenus entre les familles d'un même voisinage ou encore les fonctions exercées qui ont une influence sur le niveau de dépenses que ces familles consacrent à l'éducation. Enfin un dernier ensemble de facteurs explicatifs est endogène et n'est pas observable au travers de données brutes, puisqu'il a trait aux interactions entre les élèves eux-mêmes : la performance des élèves peut être expliquée par la concurrence qu'ils se livrent.

Aussi, la première source d'explication aux problèmes d'identification des différents effets impliqués par les interactions sociales sur les individus est à relier à l'absence d'informations plus détaillées sur les groupes de référence. Sans des indications plus précises sur la relation entre les caractéristiques propres à l'individu et les caractéristiques (moyennes) du groupe, il est impossible

d'isoler les rôles respectifs des effets endogènes et des effets contextuels, dans la mesure où ils opèrent de manière simultanée. En d'autres termes, un groupe peut se former en raison de préférences ou de pratiques similaires entre individus. Lorsqu'on dispose de données sur plusieurs périodes (données de panel), il est possible de contrôler les problèmes d'indentification induits par l'endogénéité de la formation du groupe, par l'introduction des effets fixes individuels ou en spécifiant une plus grande hétérogénéité (Nair et al., 2010).

On présente d'abord le modèle linéaire (*linear- in- means model*) (en s'appuyant sur les notation de Bellemare et al., 2012) :

$$y_{ri} = \alpha_r + \lambda x_{ri} + \beta \bar{y}_r + \delta \bar{x}_r + \varepsilon_{ri} \quad (5.1)$$

où y_{ri} est une mesure du niveau *y* de réalisation par un individu *i* appartenant à un groupe *r*. Dans ce modèle les paramètres : λ traite des effets des caractéristiques individuelles x_{ri} , β traite de l'importance des effets endogènes $\bar{y}_r$, et δ l'importance des effets contextuels $\bar{x}_r$. Dans cette équation, les effets fixes α_r (pour des données en panel) intègrent les caractéristiques non observables du groupe *r*. Dans une analyse en coupe, en revanche, ces effets induiraient qu'on estime un modèle qui est propre aux caractéristiques de la période à laquelle se réfèrent les données. Or, enlever ces effets enlèverait les effets spécifiques au groupe (endogènes et contextuels).

La solution est différente pour les données en coupe (une seule période). Pour le cas des modèles linéaires, Brock et Durlauf (2001) proposent une solution pour relâcher l'hypothèse d'une égalité entre les caractéristiques du groupe et les caractéristiques de l'individu à la condition qu'au moins un des régresseurs associé au groupe n'apparaisse dans les caractéristiques de l'individu (méthode des moments généralisés). Cette condition requiert pour cela des caractéristiques spécifiques à l'individu. D'autres auteurs proposent de recourir à des hypothèses plus fortes sur les mécanismes d'influence du groupe en privilégiant soit l'existence d'effets endogène y_r ou soit l'existence d'effets exogènes x_r (Case et Katz, 1991 ; Gaviria et Raphael, 2001). Enfin d'autres auteurs proposent de travailler sur la formation du groupe au sein d'un processus aléatoire et propose des spécifications qui permettent de calculer y_r et x_r de manière aléatoire (en référence au groupe d'appartenance de *i*) (Sacerdote, 2001 ; Zimmerman, 2003).

Pour Bramoullé et al. (2009), le problème du groupe de référence peut être résolu lorsqu'on dispose de données qui permettent de refléter la complexité de la structure sociale (des données relationnelles). Dans cette perspective, les relations interindividuelles sont précisément prises en compte. Plus récemment, la disponibilité de données d'enquêtes détaillées et précises issues de

processus de génération de données voisinages où il est demandé à l'enquêté de fournir précisément les noms de son entourage pour des questions spécifiques (e.g., l'enquête Add Health aux Etats-Unis utilisée notamment par Fowler et Christakis, 2008 ; Calvo-Armengol et al., 2009 ; Bramoullé et al., op.cit.). La structure de corrélations qui en résulte peut-être modélisée soit en construisant des variables explicatives ad hoc, soit en modélisant la covariance entre les erreurs, ce qui justifie l'intérêt particulier des certains travaux sur les réseaux pour les techniques économétriques inspirées de l'économétrie spatiale.

2.2. Les avancées méthodologiques fournies par l'économétrie spatiale

Les outils de l'économétrie spatiale permettent de traiter le problème de l'équation (5.1) en s'appuyant sur un modèle linéaire spatial autorégressif, dont la formalisation proposée par Lee (2007) est la plus réputée :

$$y_{ri} = \alpha_r + \lambda x_{ri} + \beta \frac{\sum j \in M_{ri} y_{rj}}{m_r - 1} + \delta \frac{\sum j \in M_{ri} x_{rj}}{m_r - 1} + \varepsilon_{ri} \qquad (5.2)$$

Avec m_r correspondant à la taille du groupe, $\bar{y}_r = \frac{\sum j \in M_{ri} y_{rj}}{m_r - 1}$ et $\bar{x}_r = \frac{\sum j \in M_{ri} x_{rj}}{m_r - 1}$ une formalisation qui nécessite d'exclure respectivement y_i et x_i du calcul de y_r et x_r pour éviter l'endogénéité dans le premier cas, et un problème d'identification dans le second. La taille du groupe d'appartenance de *i* est définie de façon exogène au processus à partir de plusieurs critères choisis par le chercheur. Par ailleurs l'identification des effets au sein du groupe se cantonne aux effets directs.

Une application récente de ce modèle peut être trouvée chez Bramoullé et al. (2009), ou encore Boucher al., (2010). A partir du modèle autorégressif spatial qui permet des effets exogènes, les auteurs montrent que les différents effets (exogène, contextuels et endogènes) sont identifiés avec une restriction sur le moment E[ε | x] = 0 et sur la matrice d'interactions On suppose en effet que la matrice qui recouvre les interactions ne contient par de relations transitives. En d'autres termes pour des relations entre i et j, et j et k, on exclut une relation entre i et k. Les effets pris en compte sont donc uniquement directs. Cette spécification permet de conserver une indépendance entre les attributs moyens pour tous les acteurs du réseau (si on considère des relations amicales, cela revient à considérer que l'intransitivité garantit l'indépendance du vecteur des caractéristiques moyennes « des amis des amis » de i avec d'autres variables exogènes). En face de l'influence des groupes sur l'output des actions, il s'agit également

de comprendre comment à l'échelle individuelle s'élabore la décision de former un lien (et indirectement joindre un groupe). La sous-section suivante développe les approches proposées par la littérature.

2.3. Modélisation empirique de la formation des réseaux

2.3.1. Adaptation des modèles économétriques usuels

La formation des liens au sein d'un réseau de relation est en large partie considérée sous l'angle de la régression des formations des paires. La décision de former des liens serait ici à expliquer par un ensemble de facteurs. L'approche économétrique la plus accessible serait alors la procédure d'estimation des modèles de probabilités pour les variables dépendantes binaires. En effet, on pose

$$Y_{ij} = \chi X_{ij} + \varepsilon_{ij} \tag{5.3}$$

où Y_{ij} est la propension à former un lien entre i et j, X_{ij} est un vecteur de caractéristiques du lien formé entre *i* et *j*, et ε_{ij} est terme d'erreur spécifique au lien. Ainsi le lien entre *i* et *j* est formé dans le réseau g 1 si $Y_{ij} \geq 0$, et il n'est pas formé si $Y_{ij} < 0$.

Le soubassement théorique de ce modèle économétrique basé sur les relations dyadiques est à puiser dans les propositions de l'économie des réseaux (Jackson, 2008) présenté dans la section 1.1. Tout individu retire une utilité du réseau qui dépend de sa structure. La littérature empirique qui s'est penchée sur l'estimation des modèles de réseau à travers les données dyadiques, se heurte à des difficultés qui nécessitent des hypothèses importantes.

La première difficulté repose sur l'imbrication des utilités respectives des agents lors de la formation du lien. L'estimation du modèle n'est possible que sous les conditions de séparation et de symétrie des utilités (Bramoullé, 2010). L'utilité dérivée du réseau est égale à la somme des utilités retirées de chaque lien et ces utilités spécifiques ne sont pas affectées par le réseau (problème de séparabilité) : le modèle ne vaut que pour les liens dirigés. Lorsque le réseau n'est pas dirigé, il est nécessaire de poser la symétrie des hypothèses : l'utilité retirée de la formation du lien est identique pour chaque membre de la paire. Par ailleurs une autre difficulté réside dans l'introduction des caractéristiques individuelles. Si les caractéristiques spécifiques à chaque individu ne posent pas de problème particulier pour une régression de liens dirigés (le choix d'émettre un lien réside du fait d'un seul individu), pour les liens non dirigés l'estimation des

effets individuels est plus problématique. Les variables inobservées sont une extension du problème et pose la question de l'autocorrélation des erreurs (Udry et Conley, 2004). Conley (1999) utilisé par ailleurs dans le chapitre 4 propose notamment une solution pour une spécification robuste des matrices de covariance.

Les travaux qui se réfèrent au plus près d'un modèle de formation stratégique de liens dans un cadre unilatéral est celui de Comola et Fafchamps (2009) dans une analyse des déterminants du partage de risque dans un village africain. Les auteurs prennent comme entrée la notion de stabilité des paires introduite par Jackson et Wolinski (1996) (abordée plus haut). La formation du lien est associée à un consentement à établir ce lien, qui est formalisé comme précédemment, c'est-à-dire que l'utilité de l'individu i pour la formation d'un lien avec j est supérieure à celle où ce lien n'existerait pas. Le consentement de j n'est pas nécessaire, et le lien ne peut exister si les deux individus refusent de le créer (Goyal, 2007). L'originalité méthodologique du travail tient dans la formulation du modèle : la formation d'un lien unilatéral requiert que les deux parties ne consentent pas à créer un lien pour que ce lien n'existe pas. Cette démarche similaire à la formation d'un lien bilatéral ouvre la voie à un test du modèle à l'aide d'un probit bivarié avec observabilité partielle (Maddala, 1983). Il permet de considérer que la modalité prise par la variable analysée (dichotomique) ne représente pas le choix d'un seul individu, mais le choix conjoint de deux individus. La réalisation de la modalité n'est pas à interpréter vis-à-vis d'une seule alternative, mais parmi quatre possibles [(1,0), (0,1), (1,1), (0,0)]. Les auteurs soulèvent cependant une difficulté liée aux données recueillies, et plus particulièrement au processus qui sous-tend les déclarations des répondants. On ne peut en effet distinguer si le réseau (de partage de risque qu'ils étudient) résulte d'un mécanisme volontaire, où s'il résulte de normes sociales qui impose une contrainte morale ou sociale. Le recours à la notion de consentement est par ailleurs ambigu puisqu'il ne permet pas d'abonder dans le sens d'un lien existant ou d'un lien souhaité. En effectuant un test d'emboîtement des modèles, les auteurs montrent que le modèle de liens bilatéraux à une meilleure qualité de représentation des données que le modèle de formation de liens unilatéraux.

Dans ses objectifs cette approche de la formation du réseau est la plus proche de l'analyse statistique des réseaux proprement dit. Le modèle économique montre l'utilité dérivée des réseaux lors de la formation des liens par l'intégration de la structure sociale dans laquelle l'individu est encastré, pour mieux identifier l'influence d'autres variables explicatives. Les

modèles statistiques de réseaux[62] peuvent sembler similaires dans la mesure où leur objectif est de pouvoir analyser les principaux facteurs qui président à la formation du lien, mais en se concentrant cette fois-ci sur l'influence même des caractéristiques structurelles des liens et du réseau. Les motivations qui conduisent à la formation des liens résultent de la position des individus dans le réseau, de leurs caractéristiques, des caractéristiques de paires, etc… Dans ce qui suit on rend compte de cette spécificité en abordant deux modèles particuliers : les modèles log-linéaires p2 et p* ou ERGM (Exponential Random Graph Model).

2.4 Caractéristiques des liens et formations des réseaux

L'historique du développement des modèles statistiques des réseaux peut être résumé par la poursuite de l'objectif suivant : mettre en évidence les déterminants de la formation et l'évolution d'un lien entre deux individus, eux-mêmes imbriqués dans une structure plus globale, faisant intervenir d'autres acteurs et dont les propriétés évoluent avec les liens entre ceux-ci. Chaque individu membre du réseau constitue l'unité d'observation de l'existence ou non des liens avec les autres membres. La formation des liens observés peut relever d'un processus entièrement stochastique ou être en partie influencée par un ensemble de variables exogènes comme les attributs des paires (e.g., les variables « sexe » et « âge » dans les réseaux d'amitié). Les modèles statistiques s'appuient par conséquent sur une formalisation probabiliste de la formation des liens pour caractériser les propriétés structurales[3] des réseaux (centralité, densité, ensemble cohésifs…).

La difficulté pour la modélisation est qu'on ne peut faire l'hypothèse que ce lien est observé indépendamment des autres liens[4]. Du fait de cette *dépendance statistique*, les modèles doivent rendre compte de l'émergence de la structure du réseau notamment (mais pas seulement) à partir d'effets se produisant à des niveaux différents de l'architecture des liens. La classe des modèles ERGM (*Exponential Random Graph* Models, voir Robins *et al.*, 1999 ; Wasserman et Patisson, 1996) considère alors que l'ensemble des liens traités sont corrélés entre eux. A partir des liens observés, il s'agit de partir d'une décomposition du réseau en la plus petite sous-composition, la triade, et ses 16 configurations possibles, selon la nomenclature de classes isomorphiques fournies par Holland et Leinhardt (1976) : trois acteurs avec des relations ou non, réciproques ou non. Les modèles ERGM permettent par la suite de simuler à partir des distributions empiriques

[62] La littérature sur les modèle statistiques de réseau est vaste et concerne plusieurs disciplines notamment la physique, les mathématiques, la biologie et les sciences sociales (Goldenberg et al., 2009 ; Kolacyzk, 2009, pour une revue de la littérature récente). On se focalise ici sur une classe de modèle élaborée en statistiques de réseaux dont l'utilisation est répandue pour l'analyse des réseaux économiques et sociaux, les modèles de régressions des données relationnelles (Snijders et al., 2007).

de ces sous-structures particulières la probabilité d'émergence de la structure globale du réseau en référence à des propriétés structurales de configuration théorique. De cette manière, en passant par l'analyse de configurations élémentaires, l'estimation paramétrique du modèle de configuration locale des liens permet d'observer quels effets structuraux (la réciprocité à un niveau dyadique, la transitivité à un niveau triadique, la densité à un niveau global) renforcent la probabilité d'occurrence du réseau dans son ensemble. Le modèle n'exclut pas bien évidemment les effets de variables exogènes comme les caractéristiques des acteurs - les attributs d'ego et d'alter- et les caractéristiques de la relation en elle-même - fréquence, similitude - . Ce traitement statistique concerne essentiellement les bases de données en coupe (une seule observation à travers une seule enquête). La question de la dynamique du réseau n'est pas traitée directement.

Développées essentiellement pour les études sociologiques, les méthodologies présentées ci-dessous s'affranchissent d'une hypothèse sur la motivation des individus pour établir ou détruire les liens, pour interpréter les résultats observés. Les liens observés sont associés à des processus sociaux génériques (affinité, solidarité, réciprocité, sympathie). L'inscription de cette formalisation de la formation des liens dans une démarche stratégique envisagée du point de vue de chaque ego (l'individu comme unité d'observation des liens) a débouché sur le modèle acteur-orienté, *SIENA* (*Simulation Investigation for Empirical Network Analysis* (voir Snijders *et al.* (2009) pour un aperçu exhaustif récent), que nous présenterons dans une dernière sous-section.

2.4.1. Les modèles p1 et p2

Les premiers modèles statistiques de réseau empruntent la régression logistique le modèle p1 (Holland et Leinhardt, 1981), où la relation dyadique est la variable dépendante. Celle-ci peut prendre quatre modalités [(1,0), (0,1), (1,1), (0,0)]. La probabilité de distribution d'une de ces modalités est formulée de la manière suivante (à partir de la notation de Lazega, 2008) :

$$P(Y_{ij} = y_1, Y_{ji} = y_2 = \exp(y_1(\mu + \alpha_i + \beta_j) + y_2(\mu + \alpha_j + \beta_i) + y_1 y_2 \rho)/k_{ij} \quad (5.4)$$

où $y_1,\ y_2 = 1, 0$ (5.5)

Et $k_{ij} = 1 + \exp(\mu + \alpha_i + \beta_j) + \exp(\mu + \alpha_j + \beta_j) + \exp(2\mu + \alpha_i + \alpha_j + \beta_i + \beta_j).$ (5.6)

Les paramètres α, β, ρ et μ désignent respectivement la propension à former des liens, à en recevoir, à faire des choix réciproques, et la tendance moyenne à interagir avec les autres. Le modèle p1 souffre d'une spécification qui s'avère très rapidement contraignante. Tous les liens

formés ou reçus par un même individu i sont mutuellement dépendants à travers les paramètres α_i et β_i multipliés respectivement par le nombre d'individus dans le réseau pris en considération. La modélisation considère en effet que la part résiduelle non expliquée des liens par les caractéristiques du réseau, mais par les caractéristiques de l'individu sont des effets fixes (invariants d'un lien à l'autre). Cette formulation rend la régression rapidement difficile à partir d'une certaine taille de la population. Ensuite, le modèle ne permet pas d'introduire les caractéristiques individuelles, ni les caractéristiques associées au lien ou à l'absence de lien.

Une seconde génération de modèle permet de pallier à ces problèmes. La part résiduelle non expliquée des liens par les caractéristiques du réseau ou des variables individuelles observables est intégrée comme des effets aléatoires plutôt que des effets fixes (Van Duijn et al., 2004), ce qui diminue significativement le nombre de paramètres, à estimer. En d'autres termes, on peut considérer le modèle p2 comme variante bayésienne du modèle p1.

L'intérêt de l'utilisation d'un modèle p² réside dans la possibilité de tester les effets des attributs des acteurs sur les liens observés dans un réseau dirigé, en contrôlant pour la réciprocité est les différences entre acteurs en termes d'activité (émission) et de popularité (réception) réception de liens. Les paramètres d'émission et de réception de liens sont des variables stochastiques avec distribution jointe, représentant la dépendance des relations venant vers et partant des individus. Dans les expressions qui suivent, les paramètres de densité μ et de réciprocité ρ ont des indices i et j pour indiquer qu'ils sont spécifiques aux dyades. On régresse les paramètres d'émission, de réception, de densité et de réciprocité sur des variables appariées (covariates) :

$$\alpha_i = \mathbf{X}_{1i}\gamma_1 \quad A_i, \quad \beta_i + \mathbf{X}_{2i}\gamma_2 \quad B_i, \quad \mu_{ij} \quad \mu \quad \mathbf{Z}_{1ij}\boldsymbol{\delta}_1, \quad \rho_{ij} \quad \rho \quad \mathbf{Z}_{2ij}\boldsymbol{\delta}_2, \tag{5.7}$$

où A_i et B_i sont des variables aléatoires suivant une distribution normale bivariée avec $E(A_i) = E(B_i) = 0$, de variance σ_A^2 et, σ_B^2 et de covariance σ_{AB}. A_i et B_i sont appelés des effets aléatoires. X_1 et X_2 sont des matrices avec des variables appariées spécifiques aux acteurs, et Z_1 et Z_2 sont des matrices avec des variables appariées spécifiques aux dyades. Les vecteurs γ_1 et γ_2 contiennent des paramètres de régression respectivement pour les effets d'émission et de réception, les vecteurs δ_1 et δ_2 contiennent des paramètres de régression respectivement pour les effets de densité et de réciprocité. Ce modèle permet par ailleurs d'introduire les caractéristiques multiniveaux des systèmes relationnels (hiérarchiques, institutionnels, ou encore

l'intégration de plusieurs réseaux simultanément…) : en sus des attributs des individus et des liens, il permet de contrôler pour les caractéristiques du réseau au niveau global.

2.4.2. Les modèles p*

Le modèle p*/ERGM permet d'incorporer le même type de variable que le modèle p2 en considérant un niveau supérieur à la dyade, celui de la triade. Ce modèle permet d'estimer la propension d'un réseau à se former à partir de plusieurs caractéristiques observables du réseau, et notamment du dénombrement des différentes configurations que les triades peuvent prendre, étant donnée la nature dichotomique des liens dirigés (pour une présentation des classes isomorphiques des triades, voir en annexe n°…). Le modèle établit la probabilité d'observer le réseau en fonction de plusieurs caractéristiques structurales de la façon suivante (Wasserman et Pattison, 1996) :

$$\Pr(X = x) = \frac{\exp\{\theta' z(x)\}}{k(\theta)} \qquad (5.8)$$

où θ et $z(x)$ sont respectivement les paramètres à estimer du modèle et les variables explicatives. Le terme k est une constante pour la normalisation de la somme des probabilités. Les modèles de formation de réseau p*/ERGM expriment ainsi la probabilité de réalisation d'un réseau particulier parmi un ensemble de réseau alternatifs possibles. Comme le soulignent Robins et al. (2007, p.175), on ne connaît pas le processus aléatoire qui a généré le réseau observé, le but du chercheur étant de formuler des hypothèses théoriques à tester pour l'explication des principes à l'œuvre dans la formation du réseau.

L'usage des modèles p2 et p* a été privilégié pour les travaux en sociologie depuis la fin des années 90. Cela s'explique principalement par la proximité des concepts de la sociologie structurale. Le modèle p2 sert ainsi le travail de Lazega et Van Duijn (1997) en sociologie des organisations dans le cadre d'une enquête sur les échanges de conseils et d'informations au sein de trois cabinets d'avocats aux Etats-Unis. L'introduction de variables liées au statut formel des membres ainsi que de variables plus personnelles que le cabinet ne peut contrôler leur permet de mettre en évidence l'équilibre des rapports en termes de coopération et de concurrence pour l'accès au contrôle et à la gestion des ressources stratégiques dans le fonctionnement de l'organisation. Le modèle est également utilisé pour des données en coupe, comme Zijlstra et al. (2008) pour l'analyse des comportements de violence entre les élèves de 54 classes hollandaises.

Le modèle p*/ERGM n'est pas à notre connaissance utilisé en tant que tel, bien que le modèle détienne des caractéristiques intéressantes dans la perspective d'une utilisation dans le cadre de la formation stratégique des liens. Les caractéristiques structurales qu'il est possible d'introduire en variables explicatives informent de la dépendance de la dyade vis-à-vis d'échelons supérieurs du réseau, notamment en ajoutant le rôle d'un troisième individu (i. e., la triade). En d'autres termes, il deviendrait possible d'examiner le comportement de choix de partenaires de l'individu en fonction de leurs connexions existantes. Néanmoins l'estimation des modèles de formation stratégique des réseaux est difficile en raison des externalités générées par les liens indirects que les individus possèdent. Ces modèles peuvent avoir plusieurs équilibres, ce qui rend difficile l'identification des paramètres structuraux, à moins d'avoir plusieurs observations du même réseau. Des pistes explorées récemment tentent de généraliser la formulation des modèles ERGM de façon à ce que ces derniers deviennent des cas particuliers (Mele, 2011 ; Chandrasekhar et Jackson, 2012). La formulation de ces modèles à pour but de fournir les fondations microéconomiques des modèles ERGM. Dans le cas spécifique de Mele, ceux-ci pourraient alors être interprétés comme le résultat à l'équilibre d'un jeu de formation stratégique de réseau, où les agents sont considérés comme myopes et suivent un processus de meilleure réponse stochastique.

L'état actuel des recherches en statistiques ne permet pas de se passer d'hypothèses quant à la stabilité des liens observés. Il semble cependant que l'analyse des relations dyadiques rend les hypothèses en amont de la formulation des modèles stratégiques moins exigeantes que les modèles qui incorporent les structures triadiques du réseau. La dépendance des observations dans ces derniers rend en effet la formation d'un lien conditionnelle à la formation d'un lien d'un membre de la paire considérée avec un troisième individu. On pourrait alors avancer que la multiplicité des équilibres est moins importante lorsqu'on considère le réseau par paires que le réseau par triades.

2.4..3 Le modèle SIENA

Les modèles abordés jusqu'ici ne prennent en compte que des réseaux statiques, c'est-à-dire qu'ils correspondent à un état du réseau à un moment donné. Les recherches en statistiques de réseaux ont permis d'aboutir récemment à la conception d'un modèle statistique qui permet de prendre en compte l'évolution des structures observables sur deux voire plusieurs périodes de temps. Des modèles stochastiques permettent d'appréhender la dynamique des réseaux relationnels et notamment le modèle SIENA (Simulation Investigation for Empirical Network Analysis) (Snijders, 2001 ; Snijders et al., 2007). L'hypothèse principale qui sous-tend le modèle

est que le processus d'évolution du réseau est porté par les individus et leurs choix de liens d'une période à l'autre. Les probabilités de changement de liens sont en partie déterminées de manière endogène en fonction des caractéristiques du réseau de la période de référence, et en partie de façon exogène, à partir des caractéristiques individuelles et des caractéristiques des paires d'individus liés par une relation. En introduisant la fonction objective de l'individu dans une formulation linéaire générale, on obtient la formulation du modèle suivant :

$$f_i(\beta, x) = \sum_k \beta_k s_{ki}(x) \tag{5.9}$$

où $f_i(\beta, x)$ représente la valeur de la fonction objective pour l'individu i, qui dépend de l'état x du réseau, β_k sont des paramètres à estimer. Le terme $s_{ki}(x)$ représente les effets endogènes liés au réseau. Celui-ci est déterminé selon l'hypothèse à tester du chercheur en sélectionnant les caractéristiques structurales d'intérêt. Celles-ci concernent les modalités que peuvent prendre la dyade ou la triade, c'est-à-dire les tendances à observer les caractéristiques les plus représentatives du réseau.

Le modèle SIENA repose sur l'hypothèse que l'acteur, orienté par un objectif particulier, effectue des choix relativement à la formation, au maintien ou à la suppression de ces liens au sein d'un cadre de maximisation de l'utilité qu'il en retire. L'acteur est donc maître de ses relations, ce qui guide l'évolution ultérieure du réseau. Plus précisément, chaque acteur choisit ses relations afin d'en retirer un avantage individuel et influer sur la structure globale du réseau. Pour refléter au mieux son comportement stratégique, on postule que l'acteur a une connaissance totale de la configuration des liens dans le réseau au moment où il réalise son choix.

L'avantage de ce modèle est de développer une méthodologie d'analyse de la formation et de la dynamique des réseaux à travers des déterminants des relations dyadiques ou triadiques, comme pour les modèles plus haut, en considérant que les caractéristiques structurales sont endogènes. En d'autres termes, les liens et les autres variables qui déterminent ces liens influencent les caractéristiques structurales. L'emboîtement du processus de la formation des liens et du processus d'évolution du réseau permet de traiter de manière effective la dynamique du réseau à partir de la formation des liens. Le modèle SIENA constitue ainsi la forme généralisée des modèles de dynamique de réseau initiés par Wassermann (1980) et qui nécessitent de disposer d'au moins deux jeux de données correspondant à des périodes distinctes dans le temps. Ici, une approche en coupe permet d'abonder la dynamique des réseaux, en faisant l'hypothèse que les motivations des individus sont stables dans le temps, et donc les liens aussi.

Il n'existe pas à notre connaissance de travaux en économie qui utilise de façon directe le modèle SIENA. On peut cependant se reporter sur des travaux relativement proches, et notamment ceux des néo-institutionnalistes Berardo et Scholz (2010). Les auteurs se basent sur des données recueillies auprès des représentants d'organisations impliquées dans la gestion environnementale de 10 territoires estuariens. L'identification de ces acteurs s'est opérée selon un processus en boule de neigne (*snowball sampling*). Il était demandé aux interviewés de citer trois collaborateurs réguliers parmi leurs relations de collaboration et de préciser leur organisation d'appartenance. L'enquête a pris fin lorsque plus aucun nouveau nom apparait dans les citations des interviewés. La base de données obtenue leur permet de reconstruire un réseau de liens dirigés entre 194 organisations sur les dix sites d'études et des observations (les liens déclarés) sur les deux périodes de 1999 et 2001. L'objectif était de tester les caractéristiques structurales recherchées par les acteurs lors de la sélection de leurs partenaires de collaboration. Leur travail se heurte cependant aux difficultés inhérentes à une analyse en coupe, que nous avons soulevées plus haut. Etant donné l'objectif des auteurs, le modèle adapté est le modèle p*. Ce modèle requiert une hypothèse d'équilibre des structures préférées par les acteurs qui restent stables dans le temps. Or les dix sites sélectionnés ne permettent pas de rendre une telle hypothèse tenable, dans la mesure où la mobilisation des acteurs sur ces territoires était considérée comme émergente alors[63]. Le modèle SIENA leur permet de contourner cette hypothèse. L'évolution des relations dans le modèle longitudinal permet de refléter le comportement individuel d'adaptation aux changements du réseau. L'estimation de la fonction objective de l'individu produit des coefficients des paramètres qui maximisent la vraisemblance que le réseau observé à la seconde période est déterminé à partir du réseau de la première période. Il faut néanmoins souligner que le modèle postule que les individus connaissent toutes les relations entre tous les acteurs du réseau. Or les auteurs ont mobilisé une méthodologie qui censure les interviewés au-delà de trois liens. L'implication de cette limitation méthodologique est que les résultats de l'analyse ne sont valables que pour les liens forts des acteurs, c'est-à-dire les relations principales de leur environnement proche.

[63] Les 10 estuaires sélectionnés en 1999 n'intégraient pas le National Estuary Programm (NEP), un programme d'action lancé par l'Agence de Protection de l'Environnement pour développer la coordination des politiques sur les bassins versants des estuaires. En 2001, 28 grands estuaires américains intégraient ce programme.

Section 3. Règles de reconstruction des frontières des systèmes relationnels des réseaux complets

Il existe deux grands types de réseaux, selon qu'on peut observer de façon conjointe *ego* (l'acteur observé) et les relations qu'il entretient avec ses *alters*. Si les relations entre un acteur particulier et tous les autres sont observables, on parlera alors d'un réseau dit « complet ». Dans le cas contraire, on parlera alors d'un réseau « ouvert ». On pourrait également dire que la nature du réseau investigué dépend de la formulation de la question de recherche en amont : l'analyse des relations d'échange d'information au sein d'un service municipal ne nécessite pas la même méthodologie que l'analyse des relations de voisinage des résidents d'une commune. Dans le premier cas on pourra observer les relations entre tous les membres du service, en demandant à chacun la présence ou l'absence de relations entretenues avec chacun des autres. Dans le second cas, on aura recourt de façon privilégiée à une méthodologie proche de l'échantillonnage chaque enquêté sélectionné aléatoirement de préciser ses relations avec son voisinage. Ce qui distingue la définition des deux types de réseaux est clairement l'existence de frontières qui définissent un système.

L'approche dominante est celle du réseau complet (Mercklé, 2011). Les deux approches souffrent de critiques disciplinaires, essentiellement sociologiques. L'approche par les réseaux complets est avant tout un choix méthodologique. Elle revient en effet à considérer qu'il n'existe par de réseaux plus englobant, comme c'est le cas pour les réseaux personnels. Le réseau complet a cependant comme avantage de pouvoir considérer la structure à l'échelle du réseau ainsi reconstruit et les positions respectives de chaque acteur. Dans ce qui suit, on aborde uniquement les différentes questions méthodologiques soulevées par la littérature empirique qui s'est concentrée sur les systèmes relationnels complets.

Dans le cas d'un réseau complet, la question de la définition des frontières se pose de façon systématique. Le réseau est borné par un ensemble d'entités qui intègre le réseau. La question de l'introduction et de l'exclusion de certaines entités est ainsi cruciale du fait de la nature même du système relationnel. Elle comprend la spécification de l'appartenance des entités au réseau, mais également l'ensemble des liens entre ces entités. Les propriétés de la structure qui résultent de la spécification de l'appartenance au réseau sont ainsi affectées selon les critères retenus : l'exclusion d'entités entraîne également l'exclusion des liens qu'elles entretiennent avec d'autres à l'intérieur du réseau (Butts, 2008).

Dans la littérature, la définition des frontières des systèmes relationnels est peu abordée en tant que telle, hormis Laumann et al. (1983) qui ont consacré un travail exclusivement à cette question. Ils proposent une typologie des pratiques de définition des frontières d'un système relationnel en distinguant une approche réaliste basée sur la perception des acteurs (qu'on appellera approche endogène), et une approche « nominaliste » (qu'on appellera exogène) qui résulte de choix du chercheur[64]. Ils croisent ensuite ces approches avec trois critères qui correspondent aux composantes d'intérêts du réseau. Les composantes d'intérêt du réseau sont les acteurs, leurs relations, et une troisième moins usuelle qui est la participation à une activité.

Le choix d'une composante du réseau prise de façon isolée permet de fixer un critère de définition du réseau tout en laissant les autres composantes varier. La méthode la plus utilisée est la définition du réseau sur la base de l'appartenance, c'est-à-dire sur la base des attributs des acteurs. La traduction la plus évidente est la frontière organisationnelle des systèmes relationnels (Breiger et al., 1975 pour l'analyse des relations au sein d'un monastère ; Burt et Ronchi, 1990 dans une firme industrielle ; Lazega et al., 1997 dans un cabinet d'avocats) Il est cependant possible de ne pas disposer de frontières observables et dans ce cas le chercheur sélectionne lui-même le critère de spécification des frontières du réseau à partir d'attributs individuels. La sélection de tels attributs permet par exemple d'identifier une communauté professionnelle (Coleman, 1966, pour le cas de médecins dans une ville), où la communauté des élites dans le monde des affaires (Useem, 1980, pour le réseau des chefs de grands groupes américains en 1969).

Une approche par les relations revient à endogénéiser les caractéristiques du réseau dans la définition des frontières du système relationnel. Au contraire de l'approche précédente où on infère les relations à partir d'un ensemble d'acteurs sélectionnés, la sélection des liens inclut systématiquement les acteurs. La méthodologie « small world » (Travers et Milgram, 1969) intègre cette approche, puisque l'objet de l'analyse est le réseau de grande taille, tandis que les attributs des acteurs et le contenu des relations ne sont pas fixés. Des acteurs « de départ » sont sélectionnés de façon aléatoire dans une population et doivent initier une chaîne à partir d'une relation pré-existante à l'expérience afin d'atteindre un acteur « cible ». L'entrée par les relations s'opère ici avec le plus grand degré d'aléa possible.

[64] Il est difficile de donner clairement une nature distincte à ces deux types d'approches. En effet, même si des critères de délimitation imposés par le chercheur donnent un contenu exogène aux frontières du système d'intérêt, il est possible que ce(s) critère(s) engage(nt) le jugement des acteurs lors de l'enquête, ce qui revient à endogénéiser cette frontière compte tenu du type de relations qu'on souhaite investiguer.

La participation à des activités, évènements, ou le partage d'intérêts commun constitue la troisième composante des réseaux. En constituant également un critère d'appartenance, quoiqu'indirect, une telle entrée fournit une alternative à l'approche par les frontières organisationnelles. L'évènement ou l'activité en question être l'objet de la recherche en elle-même. Dans ce cas l'ensemble des acteurs et des relations qui définissent l'espace social de l'activité/évènement peuvent être l'objet de plusieurs étapes de sélection : une première étape retient l'appartenance des acteurs via les attributs, une seconde détermine ensuite le système relationnel par des relations spécifiques. Cela est notamment le cas pour la communauté des psychologues, au sein desquels existe une communauté de défenseurs de la pratique de la psychothérapie mais qu'il s'agit de révéler (Kadushin, 1966). Dans le cas de l'identification des élites nationales aux Etats-Unis, Moore (1979) échantillonne dans un premier temps les personnes jugées les plus influentes dans dix secteurs institutionnels à partir d'une étude menée en 1971-1972 sur les leaders américains par le *Bureau of Applied Social Research* (Université de Colombia). Une seconde étape consiste à demander aux personnalités introduites dans l'échantillon les personnes qu'ils jugent eux-mêmes influentes (*snowball sampling)*. L'identification des acteurs débouche sur des individus qui figuraient déjà dans le recensement des personnalités influentes, mais également des individus qui n'y figuraient pas.

Les approches de la définition des frontières du réseau et la méthodologie de récolte des données sont fortement liées. La façon de considérer la collecte de données est en effet dépendante du type de réseau qu'on souhaite reconstruire. En termes de récolte de données, cela revient à considérer la participation ou non de l'acteur à la production de données.

Les données relationnelles peuvent être disponibles par voie d'archives si elles sont formalisées (échanges d'e-mails, contrats, procès-verbaux de réunions…). Si la nature des relations investiguées ne permet pas l'exploitation de tels supports (e.g., les relations de demande de conseils), il est alors nécessaire de passer par une enquête où chaque personne interviewée sélectionne sur la liste de tous les membres du système les noms avec qui elle entretient les relations en correspondance avec l'objet de l'enquête. Ce genre de méthodologie est adapté aux cas où la frontière est connue à l'avance (par exemple, une organisation), et qu'on souhaite reconstruire l'ensemble des relations entre tous les participants. Mais comme nous l'avons vu précédemment, la reconstruction des frontières peut ne pas être évidente de facto. On est face à une situation où les frontières ne sont pas connues a priori. La reconstruction des frontières nécessite alors des ajustements méthodologiques qui prennent soin d'un souci de généralisation des résultats.

CONCLUSION DU CHAPITRE

Ce chapitre expose brièvement les repères conceptuels et les méthodologies statistiques de ce qu'on pourrait qualifier d'approche micro-économique de la coordination locale par l'analyse des réseaux sociaux. L'approche structurale de l'analyse des réseaux sociaux souligne les configurations de réseaux observables ainsi que leurs propriétés, mais elle laisse de côté la compréhension des comportements individuels qui permettent d'aboutir à de tels résultats. Les jalons théoriques de la formation stratégique des liens proposés par l'économie des réseaux proposent une telle entrée, en intégrant une approche coûts-bénéfices des liens pour formuler leur utilité pour les individus.

L'approche économique de la formation des liens n'a pas fait l'objet d'applications empiriques conséquentes. L'économétrie des réseaux est encore au stade émergent et confrontée à des défis qui nécessitent des développements en termes de travaux de recherche, et notamment le problème de la simultanéité des liens. Le champ de la statistique des données relationnelles propose une panoplie de modèles dont l'utilisation est usuelle dans les travaux sociologiques. L'éventail des outils statistiques proposés reste ignoré des approches économiques. Pour autant, l'approche économique des réseaux peut s'accommoder des modèles dyadiques proposés, et notamment du modèle p2, qui permet de relâcher l'hypothèse d'indépendance des observations et d'opérer une distinction entre les comportements d'envoi et de réception des liens. Par voie de conséquence, le chapitre 6 développe une méthodologie originale d'identification des frontières relationnelles des acteurs de la gouvernance environnementale pour les territoires de l'estuaire de la Gironde, puis présente les résultats de l'estimation d'un modèle p2 pour tester l'impact des DIE sur la coordination entre ces acteurs en s'appuyant sur une analyse des déterminants de leurs liens de collaboration.

CHAPITRE 6. DISPOSITIFS ENVIRONNEMENTAUX ET COORDINATION D'ACTEURS A L'ECHELLE TERRITORIALE : UNE ANALYSE EMPIRIQUE

Depuis le début des années 2000, la conception des institutions de la gestion environnementale a bénéficié d'une abondante réflexion conduite au sein de l'école néo-institutionnaliste européenne. Pour penser les institutions de la gouvernance environnementale, les auteurs s'appuient sur deux notions : la notion d'interdépendance qui leur permet de requalifier les enjeux environnementaux en termes de conflits d'usages et/ou d'incompatibilité des intérêts ; et la participation comme principe permettant de rendre compatible les intérêts des parties par le moyen de procédures qui tiennent compte de critères de justice. Au sein de ce courant, l'approche économique de la gouvernance environnementale portée notamment par Paavola (voir l'article de référence Paavola et Adger, 2005) constitue un champ particulier dans le programme général du courant, et présente l'originalité de traiter la notion d'interdépendance à partir des attributs des ressources environnementales en jeu et des acteurs susceptibles d'être impliqués. Elle tente par ailleurs d'intégrer une dimension spatiale (et temporelle) à la réflexion pour donner quelques assises pratiques à la notion de gouvernance multi-niveaux (Folke et al., 2005 ; Paavola, 2007 ; Newig et Fritsch, 2009 ; Paavola et al., 2009).

Les trois chapitres (2,3,4) qui ont précédé avaient pour principal objectif d'interpréter la nécessité des dispositifs institutionnels en tant que modalité d'adaptation et de mise en œuvre des réglementations environnementales (définies souvent à l'échelle européenne) à l'échelle locale. Tout au long d'un processus politico-administratif qui souhaite impulser un modèle de gestion des enjeux environnementaux, combinant à la fois les principes de la gouvernance pensée par l'Union européenne et les spécificités historiques des pratiques nationales, les dispositifs se voient ainsi attribués la vocation d'un outil institutionnel permettant de favoriser la concertation et la collaboration[65] entre les différents porteurs d'enjeux. Ils garantissent la mise en œuvre de mesures environnementales à l'échelle locale, en imposant des règles de représentativité dans la

[65] La distinction entre les termes coordination, coopération et collaboration est rarement spécifiée, le sens qui leur est attribué est souvent effectué de manière intuitive. On distingue ici la collaboration comme une tâche que deux ou plusieurs entités ne peuvent faire seules. On parlera de coordination lorsque des tâches individuelles contribuent à un objectif global. On parlera de coopération simplement en opposition à la situation où un individu se défausse.

participation des acteurs. La rationalité évoquée derrière l'importance accordée à cette représentation des acteurs dans le processus de décision publique est la légitimité des décisions et des actions qui en découlent. Les dispositifs institutionnels sont par conséquent assimilables à des instances permettant de faire interagir à la fois des individus et des organisations, de statut public et privé, pour l'implémentation des politiques environnementales (Rauschmayer et al., 2009, p.159-160, au sujet de la directive Habitats et la Directive Cadre Eau). Ils ne sont cependant que des contrats relationnels qui laissent également ouverts les modes de coordination.

Dans le chapitre 3, le processus politico-administratif que suit la mise en place des SAGE a permis de pointer sur les tensions suscitées par le maintien d'une pratique de gestion des ressources et des milieux aquatiques pilotée par bassin versant. Ces tensions montrent la nécessité d'obtenir l'assentiment des élus municipaux pour les différentes politiques envisagées. L'approche en termes de bassin versant revêt une assise écologique, et institue une dépendance entre acteurs pour la gestion tant quantitative que qualitative des ressources. Elle postule que le contrôle des actions de pollution/prélèvement en amont permet la préservation de la ressource en aval. La spécificité de chaque bassin peut être par ailleurs traduite à travers les dispositions qui régissent le fonctionnement d'une gestion décentralisée par sous-bassins, prise en charge par les Etablissements Publics territoriaux de Bassin, eux-mêmes s'appuyant sur les structures intercommunales (pour réaliser les études et les travaux d'aménagements). Ces modalités de gestion sont imprégnées des principes de participation et d'intégration des enjeux, et dont les bases ont été imposées par le législateur depuis 1992 en France. Pour autant, à l'instar du SAGE « Estuaires de la Gironde et milieux associés», il s'avère que le respect de tels principes dans les modalités de gestion des enjeux environnementaux ne garantit en rien l'adhésion des acteurs locaux aux politiques publiques portées par les dispositifs.

La dynamique collective qui s'engage sur un territoire est soumise à l'impératif de la concrétisation d'une finalité commune liée à son identité (Pecqueur, 2000). Le registre de l'action publique locale ne correspond pas uniquement à des enjeux « internes » (politiques) mais aussi à des impératifs de la concrétisation. La légitimité s'y exprime à travers la volonté de se coordonner, mais aussi de la réussite des actions menées (Bernard et al., 1997*)*. Ce double impératif, politique et socio-économique s'accommode très mal de la notion théorique d'interdépendance et de coopération autour des ressources environnementales. En effet, c'est plus de la coordination que de la coopération qu'il est nécessaire d'impulser lorsque qu'on s'intéresse à la production d'action collective territoriale (qu'il ne faut pas confondre avec l'action publique portée par les acteurs institutionnels) et à plus forte raison en matière environnementale. L'attitude coopérative de chacun des acteurs (publics ou privés) doit ici s'inscrire dans une

dynamique collective obtenue par des règles et des normes partagées au sein d'une structure sociale (un système d'acteurs) bien identifiée (Dasgupta, 2003). Les dispositifs institutionnels peuvent faire évoluer cette structure, mais ils ne dictent pas entièrement leur émergence.

En France, l'implication systématique des élus locaux et des représentants de collectivités territoriales et des techniciens (en tant que représentant) des administrations publiques d'Etat et de ses services déconcentrés, à côté d'autres porteurs d'enjeux (associations d'usagers, organisations professionnelles), est devenue la règle de participation dans les processus de concertation en matière de gestion environnementale par les DIE. Cependant, si la participation aux dispositifs institutionnels constitue le point de départ de la recherche sur les outils institutionnels pour la gouvernance en matière environnementale, on doit intégrer dans la réflexion la part jouée par l'influence des particularismes locaux quant à la participation effective dans ces dispositifs. En d'autres termes, les réalités empiriques montrent que les acteurs qui participent à ces dispositifs relèvent d'un certain organigramme (les missions environnementales respectives des échelons administratifs) voulu par les règles et les procédures politico-administratives. L'hypothèse qu'on avance est que leur participation effective ne peut être dissociée de la structure sociale qui régule la coordination des acteurs autour de la gestion des enjeux environnementaux à l'échelle locale.

Aussi au-delà même de la participation aux dispositifs, c'est l'articulation des acteurs imposée par les DIE avec les acteurs de la gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle des territoires dans lesquels ces outils sont implémentés qui devient l'enjeu de l'analyse. Les analyses empiriques doivent par conséquent recourir à des méthodologies capables de distinguer pour chacune des participations des acteurs la dimension institutionnelle (en référence aux modalités et règles de participation édictées par les différents dispositifs eux-mêmes) de la dimension sociale (c'est-à-dire les motivations relationnelles de chacun des participants). Le déploiement d'une analyse en termes de réseaux sociaux de la coordination des acteurs autour des enjeux environnementaux présente alors un double intérêt car elle permet de :

- circonscrire et caractériser le système d'acteurs initié par la gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle locale ;
- situer le rôle des DIE, dans la formation (ou la dynamique) des relations de collaboration entre ces différents acteurs.

Le chapitre est organisé en trois sections. La première section détaille la reconstruction du réseau d'acteurs de la coordination autour des enjeux environnementaux des territoires de l'estuaire de la Gironde notre terrain d'études, et analyse quelques unes de ses propriétés

structurales. Elle traite par la suite des participations dans les DIE et met celles-ci en perspective par rapport au réseau de collaboration d'acteurs locaux ainsi reconstitué. L'importance prise par les élus et les techniciens (les bureaucrates) dans les outils institutionnels qui régulent la gestion environnementale à l'échelle locale est soulevée. Une seconde section revient sur les éléments théoriques permettant d'interpréter les relations de collaboration/concurrence entre ces deux catégories d'acteurs. A l'issue de cette partie théorique, l'analyse statistique des facteurs explicatifs des relations de collaborations interindividuelles est abordée pour les territoires sous l'influence de l'estuaire de la Gironde. On y situe l'importance relative des DIE, du contexte social local, et des caractéristiques individuelles des acteurs impliqués dans la formation d'un réseau d'acteurs de la gouvernance environnementale à l'échelle locale. .

Section 1 : Des acteurs des dispositifs au réseau de collaboration entre acteurs

Pour les territoires de l'estuaire de la Gironde, depuis le début des années 2000, nombre d'acteurs politiques locaux ont exprimé leur volonté d'ériger les territoires de l'Estuaire de la Gironde comme « emblème du développement durable ». Ainsi, comme nous l'avons souligné dans le chapitre 3, les dispositifs environnementaux ont progressivement recouvert l'espace estuarien et sont devenus les témoins de cette chronologie spécifique de la trajectoire de développement emprunté par ses territoires. On peut alors s'interroger dans ce qui suit, si les dispositifs qui ont vu le jour visant explicitement des enjeux de préservation et de valorisation des aménités naturelles sur les territoires de l'estuaire de la Gironde ont permis l'émergence d'un système d'acteurs qui se coordonnent autour des enjeux environnementaux ?

1.1 Des acteurs des territoires aux participants dans les DIE

Avec l'importance croissante de l'intérêt porté aux enjeux écologiques, on observe de manière parallèle l'émergence et la superposition d'une pléthore de dispositifs institutionnels formels venant encadrer les orientations économiques et environnementales locales. Malgré leur propre principe de fonctionnement, l'analyse des véritables lieux de discussion et d'échanges occasionnés par ces dispositifs font apparaître la récurrence de certains acteurs (en tant qu'individus bien identifiés) dont la présence est imposée ou non par leur organisme d'appartenance. Il s'en suit qu'aux relations entre organisations que les dispositifs formels essaient d'encadrer, viennent se greffer des relations entre individus.

Aussi, pour pouvoir tester l'impact des DIE sur la coordination locale autour des enjeux environnementaux, la première étape de l'analyse est de pouvoir délimiter le système d'acteurs impliqués. Une manière classique de délimiter ce système est de partir des institutions locales qui interviennent sur le territoire : Pays, Conseils Généraux, Intercommunalités, syndicat mixtes, etc…..). Or, un premier coup d'œil nous montre déjà que les périmètres d'intervention de ces différentes institutions restent eux-mêmes flous, et les prérogatives des individus qui y sont rattachés sont tout autant difficiles à circonscrire : certains élus sont convoqués dans diverses institutions de par les règles administratives qui les gèrent, tandis que les missions techniques font l'objet de doublon d'une institution à l'autre, obligeant les techniciens de part et d'autre à collaborer ou du moins à échanger. Il nous semble donc important de disposer de l'ensemble des acteurs qui auraient pu être concernés de près ou de loin par les DIE, du fait de leur implication ou leur intérêt pour les enjeux environnementaux en relation avec le territoire. Pour ce faire, il importe de trouver une source de données au-delà des seules arènes fournies par les DIE, incarnés dans notre cas par les deux dispositifs environnementaux majeurs qui viennent encadrer la mise en œuvre des directives européennes : le SAGE (pour la directive-cadre sur l'eau) et Natura 2000 (pour la directive Habitat).

Nous retiendrons comme source d'informations : les membres du Groupement d'Action Locale du programme LEADER+ estuaire (2000-2006), les signataires de la Charte environnementale et paysagère de l'estuaire (2006), les participants à l'élaboration des Documents d'Objectifs et aux trois comités de pilotage des diverses zones Natura 2000 (Médoc, Haute-Gironde, et Charente-Maritime) et les conseils de développement et comités syndicaux des quatre Pays (en tant que territoires de projets de développement), et enfin les membres des différentes réunions de la CLE du SAGE. Le recensement des noms des individus et leur organisation d'appartenance nous donnent alors deux sources de données : les données des individus, les données des organisations.

Que ce soit le SAGE, ou la charte paysagère et environnementale, les dispositifs territoriaux sont des lieux de rencontre et de mise en relation des acteurs. L'identification des acteurs impliqués et leurs organisations d'appartenance peuvent alors passer par les comptes-rendus de réunion et les relèves de décisions signées pour compléter les documents plus formels qui établissent les engagements contractuels. A partir de ces différents matériaux, le principe d'affiliation a été appliqué. Pour les dispositifs où nous avons eu accès à l'ensemble des comptes-rendus de réunions, un acteur est associé à un dispositif s'il a participé à au moins une réunion de ce dispositif. Pour les dispositifs où nous n'avons que la liste des membres du comité de pilotage, un acteur y est associé s'il fait partie de cette liste.

Ainsi pour le SAGE et les Pays, les participants aux réunions de la CLE et des conseils de développement sont affiliés à ces dispositifs s'ils ont participé à au moins une réunion. Pour le cas de Natura 2000 ce sont les participants à l'élaboration des DOCOB et les membres des comités de pilotage qui y sont affiliés. Concernant le programme Leader+, ce sont les participants au Comité de Programmation à l'intérieur du GAL qui sont affiliés au dispositif. Les personnes affiliées à la Charte paysagère et environnementale de l'estuaire y sont affiliées lorsqu'elles ont participé à son élaboration (commissions techniques et Comité de Pilotage) ainsi que les communes riveraines signataires. Les données récoltées concernant les individus sont leur nom, leur prénom, leur organisation d'appartenance, et leur(s) fonction(s). Le tableau suivant présente la composition des différentes arènes.

Dispositifs	**Population**	**Composition (% individus)**		
		Public	Privé	Autre
Conseil Développement Médoc	45 organisations (62 individus)	16%	69%	15%
Conseil Développement Haute-Gironde	36 organisations (49 individus)	6.1%	77.6%	16.3%
SAGE	95 organisations (197 individus)	66%	24%	10%
Natura 2000 Charente Gironde	 81 organisations (178 ind.) 79 organisations (114 ind.)	 65% 70%	 32% 27%	 3% 4%
Leader+	36 organisations (54 ind)	65%	35%	
Charte	95 organisations (117 ind.)	83.7%	13.7%	2.6%

Tableau 20 : La structure de participation au sein des dispositifs

Dans ce tableau, les effectifs des individus et les effectifs des organisations diffèrent, dans la mesure où plusieurs personnes de la même organisation peuvent siéger dans une même arène. De la même façon, les effectifs des différentes arènes ne peuvent pas être sommées pour retrouver la population totale des individus et des organisations investies dans ces arènes, puisqu'un individu et l'organisation qu'il représente peut siéger dans plusieurs arènes. Le niveau individuel de la participation porte ainsi les motivations propres à l'individu, mais aussi les motifs organisationnels. Il suffit pour cela de considérer l'absence d'un individu à plusieurs réunions qui peuvent être comblées par la présence de divers représentants de la même organisation.

La lecture de la répartition des organisations et des individus permet de distinguer les dispositifs selon les effectifs des participants et la représentativité des différentes catégories d'acteurs. Ainsi, les conseils de développement des Pays semblent être des dispositifs plus restreints en termes de nombre de participants mais dotés d'une composition plus ouverte en faveur des acteurs de statut privé. A l'inverse, les dispositifs environnementaux qui traversent les deux rives (SAGE, Charte) semblent convoquer des effectifs de participants plus importants mais dont la composition est majoritairement du fait des acteurs publics.

Le recensement exhaustif des personnes inscrites et de leur organisation d'appartenance abouti à une liste de 540 personnes représentant 260 organisations, pour un total de 1040 participations. Pour un même dispositif, un seul individu peut compter plusieurs participations, de même qu'il peut participer à plusieurs dispositifs. Le tableau ci-dessous détaille la répartition des participations individuelles dans chaque dispositif.

Dispositifs	Nombre de participations individuelles enregistrées
Charte	120
LEADER	80
N2000	313
SAGE	527
Total	**993**

Tableau 21 : Répartition des participations au sein des dispositifs environnementaux.

1.2. Les spécificités des participations dans les DIE et identification d'acteurs-clés

Le tableau résume les spécificités de chaque dispositif au regard de quatre critères : son périmètre spatial ; la nature des enjeux qu'il vise ; l'instrument de politique publique mobilisé ; les procédures de participation et de concertation pour leur adoption ; le début du processus.

	Périmètre/superficie	Enjeux	Instrument de politique publique	Procédures de participation	Initiation de la démarche
SAGE	185 communes 3800 km²	Préservation Restauration Enjeux économiques Aménagement	Outil réglementaire	Enquête publique Consultation Débat public	2005
Natura 2000	1405 km²	Préservation Restauration Valorisation	Réglementaire et incitation financière	Débat public	2005
LEADER +	96 communes	Valorisation	Projet économique ou d'aménagement	Débat public	2000
Charte	47 communes	Aménagement	Outil réglementaire	Débat public	2006

Tableau 22 : Description des dispositifs environnementaux

Sur un plan spatial, les 4 dispositifs se recoupent partiellement. Leur périmètre respectif est variable, avec la caractéristique commune d'englober les deux rives de l'estuaire, y compris pour les sites Natura 2000 lorsqu'on considère l'ensemble des sites. Le SAGE est le plus englobant avec un périmètre qui comprend 185 communes. Il est aussi celui qui intègre le plus d'enjeux de par son ambition et sa logique de mettre en place une gestion des ressources et des milieux aquatiques à l'échelle du bassin versant. En dehors des projets LEADER+, tous les autres dispositifs sont d'abord des procédures visant la mise en œuvre d'outils réglementaires plus ou moins contraignants pour les entités spatiales concernées.

Le processus politico-administratif imposé par les dispositifs portant des enjeux de préservation dictées de manière top-down fait des CLE et des comités de pilotage pour Natura 2000, des arènes de participation très ouvertes et impliquant de très nombreux acteurs . Cependant, les règles de participation dans chacun de ces dispositifs ne sont pas homogènes, même si on retrouve les grandes catégories d'acteurs sous des dénominations larges (« collectivités, territoriales », «usagers » ou encore « représentants de l'Etat »). Une telle classification ne permet pas en effet d'avoir une idée très précise de la diversité du statut des intervenants. On peut alors détailler les organisations représentées par le biais des participations individuelles en fonction de leur statut (administratif, associatif, privé etc…) et le contenu de leur mission pour certaines d'entre elles notamment pour les administrations et les associations. Cette distinction serait d'autant plus importante, que certaines structures de statut associatif sont en

effet les gestionnaires officiels des milieux (comme les Associations Syndicales de Propriétaires de Marais), alors que d'autres ont pour mission la représentation d'intérêts particuliers (les associations sectorielles, qui représentent des collectifs professionnels, comme les chambres consulaires). Il en va de même pour les structures administratives dont la mission de gestion (Agence de l'eau, Conservatoire du Littoral) est à distinguer des autorités administratives (préfecture). Le tableau ci-dessous donne la répartition de la représentation des collèges ainsi reconstitués.

	SAGE	NATURA 2000	LEADER+	CHARTE	TOTAL
Administrations centrales	68	30	7	15	**120**
Administrations gestionnaires	18	3	0	4	**25**
Autres	11	3	0	0	**14**
Administrations territoriales	117	48	25	31	**221**
Associations nationales	14	15	4	1	**34**
Associations gestionnaires	76	35	9	6	**126**
Associations sectorielles	69	18	11	3	**101**
Associations usagers	37	36	7	4	**84**
Municipalités	92	107	7	47	**253**
Secteur privé	19	13	9	8	**49**
Université	6	5	1	1	**13**
Total	**527**	**313**	**80**	**120**	**1040**

Tableau 23 : Structure de participation aux DIE par collège

Le premier constat qui vient est la faiblesse de la représentation des associations environnementales, qui ne fournissent que 11% des participations individuelles en cumulant les scores des associations nationales et des associations d'usagers. Ce chiffre contraste avec leur rôle historique dans l'affirmation de la dimension naturelle de l'estuaire[66] (Fournet, 2006) et leur rôle encore prégnant aujourd'hui. A titre de comparaison, les associations dites « sectorielles » désignant les groupes professionnels (chambres consulaires comme la chambre d'agriculture, ou

[66] Les associations environnementales ont en effet été les principaux moteurs de pressions qui ont conduit à l'interdiction d'extraction de gravats en 2007 et à l'échec de la construction d'un terminal méthanier sur la pointe du Verdon en 2009.

le Comité Locale des Pêches maritimes) représentent une part à peu près équivalente avec 9.7% du total des participations. Le secteur privé est très faiblement représenté, avec 4.7% seulement des participations. Il faut cependant nuancer cette relative absence par des représentations « intermédiaires » via notamment les associations sectorielles, bien que ces dernières soit largement les émanations du secteur primaire (agriculture et pêche).

Ainsi, la représentation des organisations publiques est largement dominante. Le regroupement de l'ensemble des administrations avec les circonscriptions (communes) représente 60% des participations. Les administrations territoriales sont les plus représentées au sein du SAGE et l'initiative LEADER+, alors que les communes sont plus investies dans procédures liées à la création de sites Natura 2000 et la participation à la Charte.

A l'échelle individuelle, la lecture des statuts nous permet également d'opérer une classification (cf. tableau ci-dessous) : les élus qui représentent 38.3% des effectifs (37.6% des participations), les techniciens (29.6% des effectifs pour 32% des participations), les décideurs (19.6% des effectifs pour 21% des participations) et une catégorie « autres » (12.5% des effectifs, 9.6% des participations). On retrouve comme pour la lecture de la représentation organisationnelle, une forte proportion des acteurs publics dans la participation aux dispositifs (68%).

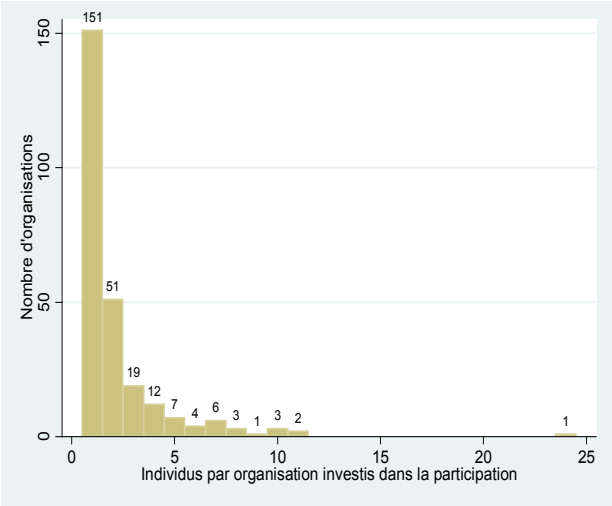


Figure 24 : Répartition des organisations participantes aux DIE selon le nombre de personnels investis

Le graphe ci-dessus détaille la distribution des organisations selon le nombre de personnels impliqués dans la participation aux dispositifs. Au-delà de deux individus par organisation, la participation institutionnelle se réduit à 22.3% du total des organisations. Une majorité des

organisations (58%) ne sont représentée que par un seul individu. L'examen du classement des 20 organisations les plus représentées (tableau n°35, annexe n°7) permet de voir qu'à quelques exceptions près, cette situation est fortement liée à la taille des organisations, ce qui bien évidemment n'est pas déconnecté de leur compétence administrative et institutionnelle. On note une forte présence des collectivités territoriales d'échelon intermédiaire (les deux Conseils généraux, les Communautés urbaines, les Pays), les administrations de l'Etat dédiées aux enjeux environnementaux et agricoles (DIREN, DDE et DDAF qui ont fusionné aujourd'hui)) et les associations sectorielles (chambres d'agricultures). Cette influence de la taille des organisations doit être tempérée par la présence de petites communes en haut du classement : Barzan (455 hab.), Saint-Sorlin-de-Conac (210 hab.), et Saint-Dizant-du-Ga (522 hab.)[67], à travers les élus des conseils municipaux, ou leurs représentants. Concernant les autres catégories d'acteurs, la première organisation non-publique à apparaître est la Sepanso (Fédération régionale des associations de protection de la nature de la région Aquitaine, alliée avec France Nature Environnement), puis une association d'usagers de la chasse.

Une seconde remarque a trait au comportement de participation des individus (cf., figure n°26). Pour une grande partie d' entre eux (87%), la participation se limite à un dispositif. Au-delà de deux dispositifs, le nombre de participants devient très faible.

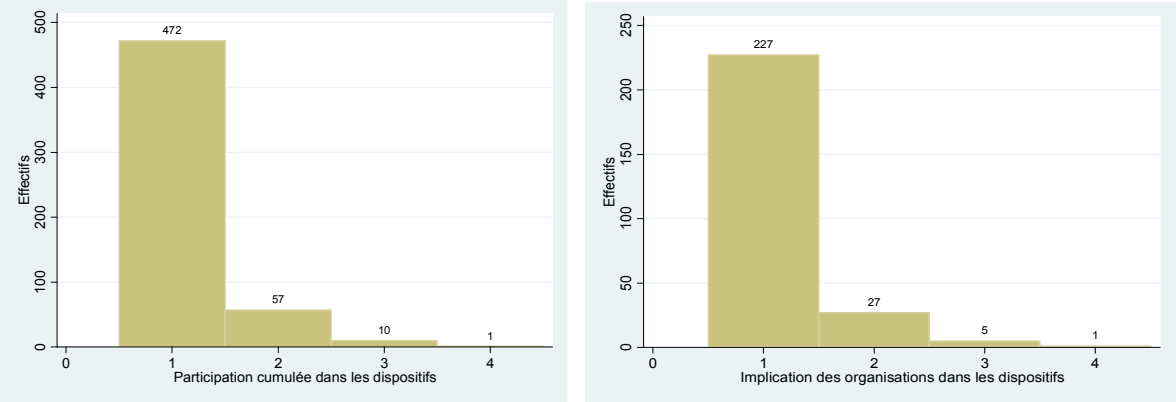


Figure 25 : Participations cumulées dans les dispositifs au niveau des individus et au niveau des organisations

Cette façon de représenter la participation masque l'implication respective des individus et des organisations au sein de chaque dispositif : plusieurs individus peuvent en effet participer

[67] Source : Recensement Général de la Population, 2010.

plusieurs fois au sein d'un même dispositif. Cet aspect n'est pas abordé plus profondément dans ce chapitre, dans la mesure où les règles de participation sont différentes pour chaque dispositif (i.e., le SAGE et Natura 2000 s'établissent sur plusieurs réunions successives, alors que la Charte et Leader ne mentionnent que l'adhésion des participants).

Malgré leur propre principe de fonctionnement, l'analyse des véritables lieux de discussion et d'échanges occasionnés par ces dispositifs fait apparaître la récurrence de certains acteurs (en tant qu'individus bien identifiés) dont la présence est imposée ou non par leur organisme d'appartenance. Il apparaît qu'aux participations organisationnelles que les dispositifs formels essaient d'encadrer, viennent se greffer des participations individuelles qui permettent de distinguer les « acteurs-clés » (*seed nodes*) de la coordination autour des enjeux environnementaux, des autres participants. L'appréciation d'un acteur clé peut être effectuée à travers son implication dans les actions collectives environnementales au regard du nombre d'instances dans lesquelles il participe. Nous ne retenons ici que les personnes participant à au moins trois dispositifs. Nous aboutissons alors à une liste de 18 acteurs-clés. Pour respecter une certaine correspondance entre la présence d'acteurs-clés et d'organisations clés au sein de cette liste de 18, 10 individus sont retenus du fait de l'importante présence de leur organisation respective au sein des dispositifs (qui recouvre les effectifs envoyés par les organisations »), et 8 du fait d'une forte implication à double titre : le nombre de dispositifs dans lesquels ces acteurs sont impliqués, et le nombre de dispositifs dans lesquels ces organisations sont présentes.

1.3. Acteurs-clés et réseau local de collaborations autour des enjeux environnementaux

A la suite de ce travail de recensement des participants dans les dispositifs institutionnels et l'indentification des acteurs clés, une seconde phase de notre protocole de récolte de données a consisté à tester la validité de la démarche d'indentification desdits acteurs, et à déterminer les frontières du système relationnel au sein duquel ils sont impliqués. La méthode d'enquête par boule de neige a été mise en œuvre. Nous avons donc interrogé ces personnes en leur soumettant une sélection de 14 noms de personnes parmi la liste des 18 personnes les plus impliquées dans les dispositifs, auxquelles nous avons ajouté 4 noms de personnes hors cette liste. Il leur était notamment demandé de se prononcer sur les personnes ressources impliquées dans la gestion environnementale sur l'estuaire. La question qui leur était posée était :

« Pouvez-vous citer les personnes les plus importantes selon vous pour la protection et la valorisation des aménités de l'estuaire ? ».

Si la question posée invite les personnes interrogées à livrer leur perception des acteurs impliqués dans la gestion environnementale en général, leur propre implication dans les dispositifs nous permet de considérer que la procédure de collecte des réponses introduit un mécanisme de reconnaissance de leurs pairs (au sein et en dehors des dispositifs). Durant l'exercice qui leur était proposé, les répondants avaient donc le choix de sélectionner, rayer et ajouter des noms. A la fin de l'enquête, 46 noms ont été ajoutés, portant le total d'acteurs-clés à 64. La figure ci-dessous résume les deux étapes d'identification des acteurs de la coordination autour de la préservation et la valorisation des aménités.

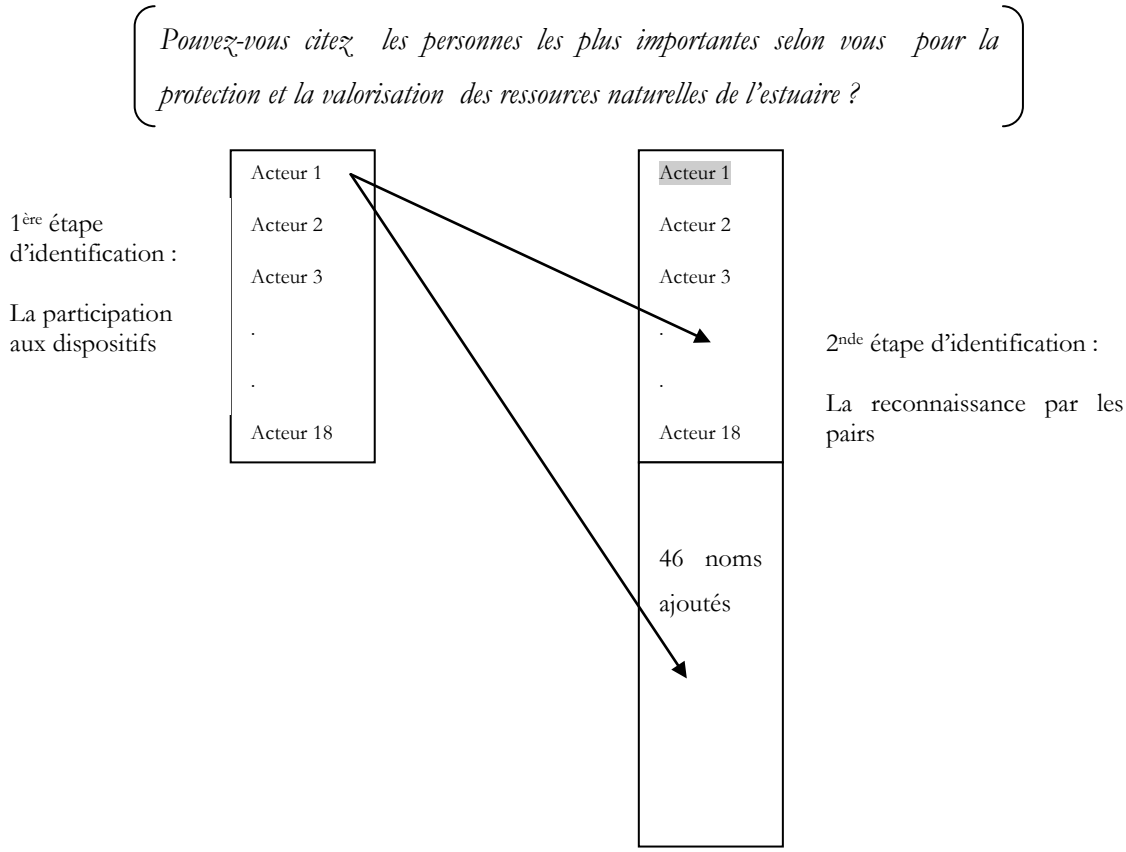


Figure 26 : Le protocole d'identification des acteurs et des liens

On peut faire deux remarques à l'issue de cette phase. En premier lieu, les 46 acteurs ajoutés à la liste apparaissent bien périphériques lorsqu'on considère la moyenne des citations reçues. En effet les 18 individus de la liste de départ sont de ceux les plus cités. On peut se poser la question d'un biais du fait de leur sélection de départ, mais lorsqu'on considère les citations des acteurs interviewés, on s'aperçoit d'un certain équilibre entre le nombre de citations en faveur de

ceux de la liste et les acteurs ajoutés à la liste. La moyenne des citations émises par les 18 de départ est de 15.8, alors que la moyenne des citations qu'ils reçoivent est de 8.2. (cf. tableau n° en annexe). Ensuite, notons que les 18 interviewés se répartissaient selon trois catégories : 7 techniciens territoriaux, 7 élus, et 4 relevant de la sphère privée, répartition qu'on retrouve en des proportions similaires au sein du groupe final de 64 acteurs : 24 élus, 24 techniciens et 8 acteurs hors de la sphère publique.

Les entretiens se sont poursuivis auprès des acteurs qui ont été cités. Sur le total des 64 acteurs, 59 ont pu effectivement être interviewés selon le même protocole.

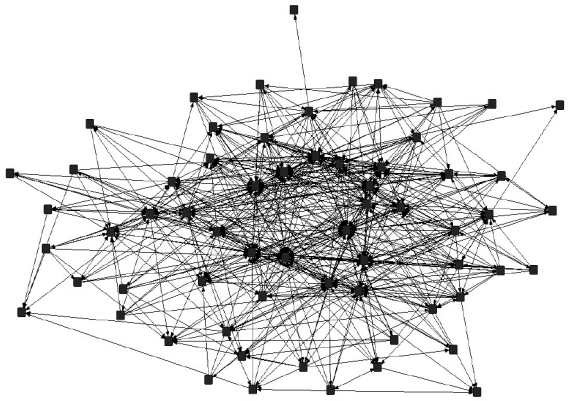
Le guide d'entretien invitait dans un second temps les interviewés à se prononcer sur leurs partenaires d'actions dans le domaine de l'environnement Le protocole était identique, seule la question était modifiée :

« Sur les thématiques associées à l'estuaire, quelles sont les personnes avec qui vous collaborez le plus ? ».

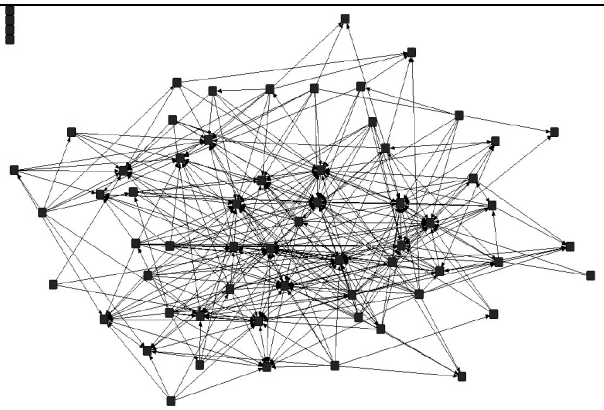
La question orientait plus les personnes interviewées vers leur réseau personnel de collaboration. La collaboration recouvrait un éventail assez large du métier des individus et de leurs activités. A chaque entretien, des questions spécifiques ciblant les différentes activités de chaque personne précédaient la question sur leur collaboration effective. La collaboration est donc entendue ici dans une acception très large du point de vue de l'individu interviewé car elle oscille entre le simple échange régulier d'information et le montage financier d'un projet. Elle renvoie également à la collaboration dans le passé ou présente (*backward looking*) et non à la collaboration future (*forward looking*). Les collaborations sont donc fixées du point de vue des acteurs comme les partenaires avec qui ils travaillent directement, ou en confiance pour discuter et amorcer des projets concernant les aménités naturelles sur l'estuaire de la Gironde.

Une première vérification des données obtenues à la suite des deux processus de citations permet de distinguer deux jeux de données : - le réseau de reconnaissance formé par les auto-citations entre paires ; - le réseau de collaborations formé par les liens générés par des activités spécifiques. Le tableau ci-dessous résume quelques statistiques descriptives de ces données. On constate notamment que la moyenne d'autocitations obtenus ou partant de chaque interviewé est supérieure à leur nombre de collaborateurs, ce qui signifie que les acteurs identifiés sont conscients que leurs actions s'inscrivent au sein d'un collectif plus large que leur réseau personnel. Etant donné que le nombre d'acteurs est le même pour les deux jeux de données, la densité de

citations est mécaniquement supérieure dans le réseau de reconnaissance par les paires que dans le réseau de collaboration.



Réseau de reconnaissance par les pairs
Nombre de citations : 607



Réseau de collaboration
Nombre de liens : 357

Figure 27 : Le réseau de reconnaissance par les pairs et le réseau de collaboration (adapté de Boschet et Rambonilaza (2012))

Dans la section 5.1 du chapitre précédent, nous avions présenté les deux formes canoniques des réseaux existants. Pour l'un il s'agit d'une configuration en étoile, où tous les acteurs périphériques ont un lien avec un acteur central, et où pour ce dernier le nombre de liens est équivalent au nombre d'acteurs du réseau moins un. Ce qui distingue ce réseau d'un autre cas polaire – le réseau en cercle, où tous les acteurs ont deux liens – est la centralisation des liens. Le score de centralisation est lu comme un pourcentage de réalisation d'un réseau en étoile de la même taille (Freeman, 1979). Il définit ainsi une répartition plus ou moins égale des degrés (les liens détenus par un acteur, entrants ou sortants). Ainsi le score de centralisation des citations émises est de 25% ce qui traduit une faible inégalité de comportement de citations. Par contre ces citations ont tendance à être dirigées vers un nombre restreint d'acteurs, étant donnée la forte concentration des liens entrants (54%). La lecture de la centralisation du réseau de collaboration fait apparaître également une concentration plus élevée des liens reçus par rapport aux liens émis, cependant ces scores sont plus faibles. Dans le réseau de collaboration, nous pouvons déduire que les comportements de choix de partenaires semblent homogènes (en quantité), alors que la sollicitation des partenaires est inégale parmi les membres du réseau.

	Réseau de reconnaissance par les paires	Réseau de collaboration
Moyenne de citations/acteur	9.5	5.5
Densité	15.5% (607 citations)	8.7% (357 liens)
Centralisation		
Degré entrant	54%	37.9%
Degré sortant	25%	18.5%

Tableau 24 : Statistiques descriptives du réseau de reconnaissance par les pairs et du réseau de collaboration

L'observation plus en détail du réseau de collaboration permet de faire certaines remarques. On peut comparer les distributions des citations de partenaires par acteurs, selon qu'on aborde les liens de collaboration déclarés (figure de gauche) ou les partenaires sollicités (figure de droite). Une proportion assez faible des individus déclare n'avoir qu'un seul partenaire. En revanche, plus de 60% d'entre eux ont été cités au moins par un autre acteur. Une autre remarque a trait à la comparaison de la forme des deux histogrammes. La proportion d'acteurs déclarant plus d'un partenaire diminue de façon régulière avec le nombre de liens cités. Ainsi 3% des individus seulement déclarent plus de 15 partenaires. Lorsqu'on s'intéresse aux liens reçus, la distribution est très tronquée à gauche, puisque comme précisé ci-dessus, plus de 60% des acteurs reçoivent une seule citation, tandis que 30% des autres acteurs bénéficient de citations d'au moins 15 autres personnes. On peut avancer à partir de ces premiers chiffres qu'il y a une forte asymétrie entre les liens entrants et les liens sortants, et très peu de correspondance entre ce que l'acteur de citation désigne comme partenaire étant données ses propres conceptions du terme collaboration et le fait d'être désigné comme partenaire par les autres membres du collectif.

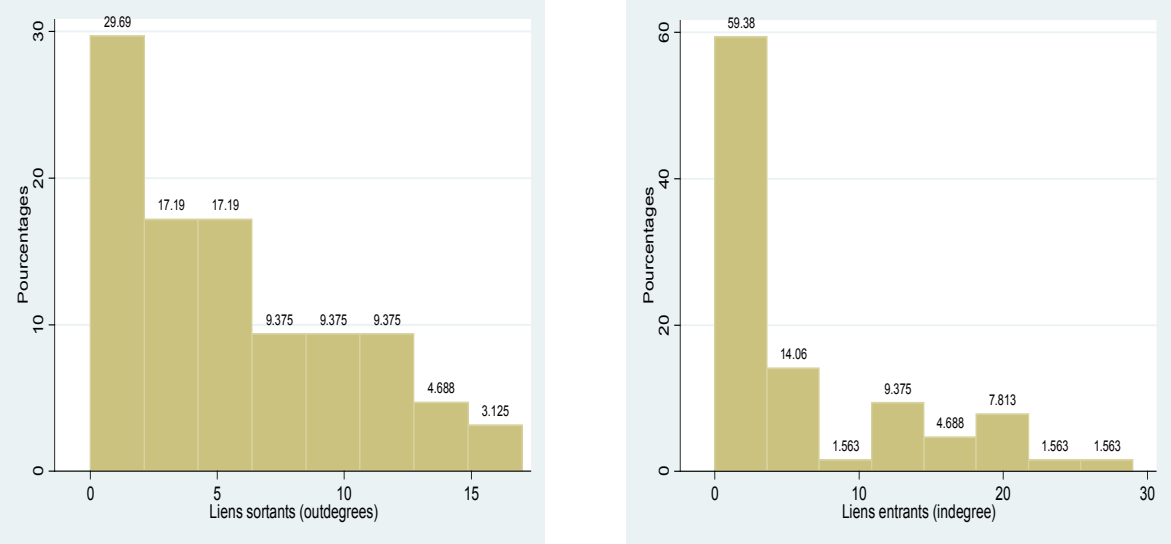


Figure 28 : Répartition des individus selon leur nombre de liens sortants (*outdegrees*, à gauche) et entrants (*indegrees*, à droite).

La figure ci-après présente de manière plus explicite le réseau de collaboration obtenu. A des fins illustratives et pour une meilleur lisibilité, le réseau des organisations a été retenu. Il contient néanmoins des informations relatives autant aux organisations qu'aux individus.

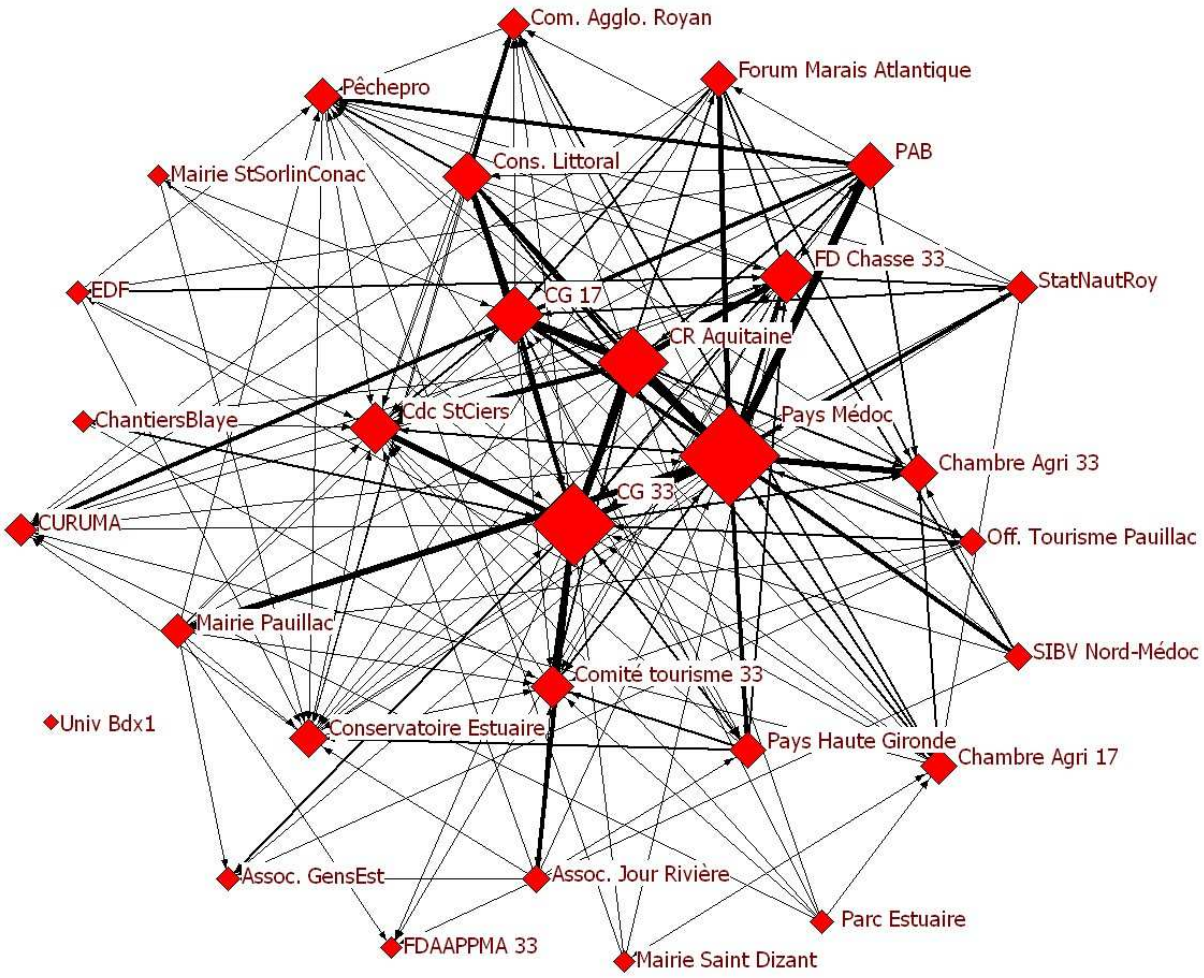


Figure 29 : Le réseau de collaboration des organisations

La taille des losanges qui représentent les organisations est une expression de leur centralité. Elle doit être comprise comme le nombre de partenaires différents avec qui l'organisation entretient des relations. L'épaisseur des liens représente la somme des liens entretenus par les individus. Ils sont comptabilisés ici à l'actif de l'organisation à laquelle ils appartiennent. L'algorithme de visualisation utilisé dispose les nœuds selon ces deux critères de centralité et d'importance des relations. On observe rapidement l'importance institutionnelle des collectivités territoriales. Celles-ci relèvent en grande majorité de l'Aquitaine (Conseil Régional d'Aquitaine, Conseil Général de la Gironde, Pays Médoc) en raison des superficies qu'elles couvrent sur l'estuaire. Un constat intéressant est que la superficie couverte par l'estuaire au sein de leur périmètre respectif est en relation avec leur importance respective dans le réseau de gouvernance. Ainsi le Pays Médoc est le plus central, vient ensuite le CG puis le CR pour qui

l'estuaire représente une portion de territoires moins importante. Hormis le CG 17 qui vient compléter le classement des organisations les plus importantes, les autres organisations présentes sont fortement rattachées à l'estuaire. Elles intègrent une forte dimension soit du fait de leur position riveraine (Communauté d'Agglomération de Royan, Communauté de communes de Saint Ciers, les mairies, Syndicat Intercommunal de Bassin Versant du Nord Médoc, soit du fait de leurs activités (Port Autonome de Bordeaux, EDF de part la centrale du Blayais, les associations « Jours de rivière » et « Gens d'estuaire », le Forum des marais atlantiques etc…). Notons également la présence des chambres consulaires d'agricultures des deux départements. La présence de professionnels historiques comme la pêche professionnelle, mais également des usagers récréatifs (pêche et chasse) est également assurée, avec un caractère périphérique plus prononcé pour l'activité de pêche dans son ensemble. Ces résultats viennent confirmer ici la récurrence de certaines organisations dans la gestion environnementale, résultats déjà mis en évidence dans la sous - section précédente dédiée à l'analyse de la participation dans les dispositifs institutionnels. En revanche, ce qui pourrait être intéressant pour la suite de l'analyse est de pouvoir distinguer le rôle des dispositifs dans la mise en relation des acteurs pris individuellement.

La figure ci-dessous présente la superposition des co-participations aux dispositifs entre acteurs et le nombre de fois où les acteurs ont été cités comme partenaires. Un lien gris entre deux nœuds représente un dispositif où ils participent conjointement. Un lien gras en noir représente aux moins 2 dispositifs en commun entre deux nœuds. La taille des nœuds représente l'importance des liens qu'ils ont reçus. Les acteurs qui reçoivent un nombre important de citations se situent dans les trois ensembles discernables de la figure : au sein des participants qui assistent à deux dispositifs en même temps qu'un autre acteur (A), au sein des participants qui assistent à 1 seul dispositif (B), et au sein de ceux qui n'assistent à aucun dispositif (C). Il en ressort que les liens de collaboration autour des enjeux environnementaux ne relèvent pas des modalités et des règles imposés par les seuls dispositifs, mais intègrent d'autres facteurs explicatifs qu'il est important d'expliciter.

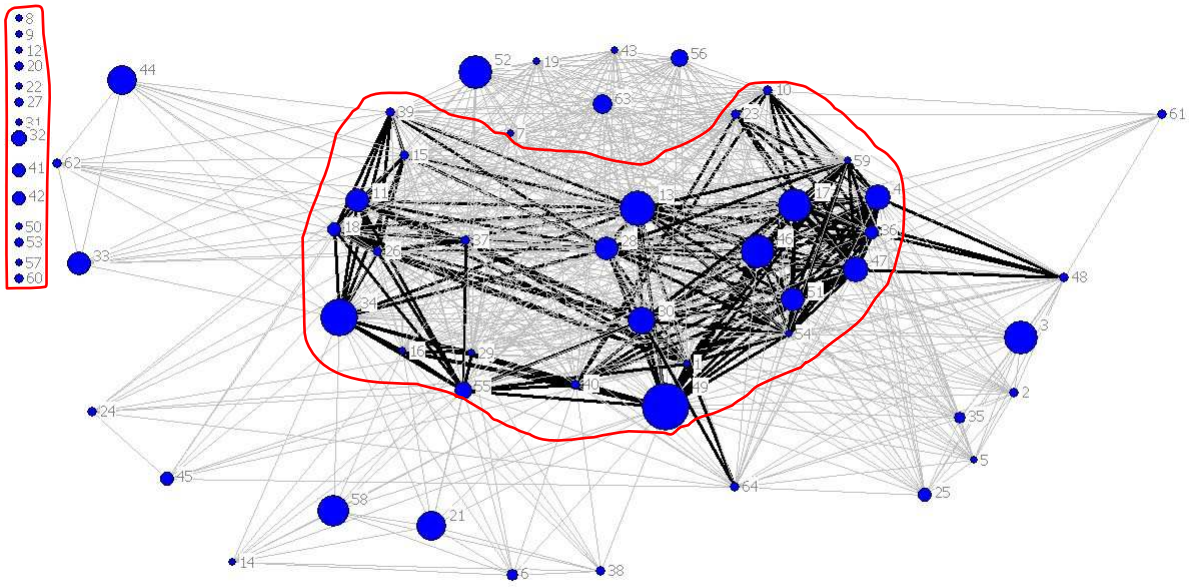


Figure 30 : La co-participation aux dispositifs et les acteurs recherchés dans la collaboration

Rappelons à ce stade que le réseau de collaboration que nous étudions concerne 64 acteurs dont 24 élus, 24 techniciens et 8 acteurs hors de la sphère publique. Cette composition du réseau d'acteurs qui se coordonnent autour des enjeux environnementaux pour les territoires de l'estuaire de la Gironde ne peut pas être déconnectée des bouleversements politiques favorisés par le processus de décentralisation initié en France depuis les années 1980. L'engagement direct de la responsabilité des élus et la multiplication des actions publiques territoriales font des acteurs politiques des moteurs de la vie locale dans les espaces ruraux et périphériques à tout point de vue. La gestion environnementale décentralisée suggère cependant une déconnexion entre le territoire légitime d'intervention et le périmètre de l'enjeu en matière d'environnement, plus particulièrement pour un élu local. Sur cette dichotomie entre représentation institutionnelle sur la base électorale et les opportunités propres à l'élu pour un registre d'action plus large, on peut déduire deux grandes catégories de déterminants qui guident son comportement :

- La représentation des enjeux économiques du territoire, qui pose une relation entre la juridiction de l'élu et sa participation aux politiques environnementales sur un territoire plus large. Cette catégorie relève de la part politico-administrative de son comportement, que nous avons mis en évidence notamment à travers l'analyse empirique du vote du SAGE par les élus communaux dans le chapitre 3.

- Les stratégies individuelles en rapport avec un nouvel espace politique à occuper (ou non) au regard du rapport entre les bénéfices et les contraintes qu'il génère. On peut retrouver ce cas à travers les comportements des élus communaux qui doivent faire un arbitrage entre les prérogatives communales pour lesquelles ils ont été élus et l'opportunité d'une assise politique plus grande en déployant leurs compétences, dans ces dispositifs inter-juridictionnels. Presque à l'inverse, les élus des échelons supérieurs et notamment les Conseils généraux sont sous le contrôle étroit des formations partisanes, et contraints par les modes de régulation majoritaires qui régissent ces assemblées. On peut s'attendre alors à ce que les motivations politiques des participations des élus soient différenciées selon l'échelon juridictionnel qu'ils occupent.

L'implication des techniciens manque encore de repères théoriques et empiriques. Certains motifs sont susceptibles d'être soulevés, comme la permanence de leurs relations avec d'autres acteurs du développement, ou de leur maîtrise de la problématique en termes de compétences, et ainsi bénéficier de la confiance que leur accordent les autres acteurs de terrain. Il n'est cependant pas exclu que cette catégorie d'acteurs formulent une véritable stratégie dans leur relation de collaboration avec les élus, ou avec d'autres acteurs de la gestion environnementale.

Au regard de ces différents éléments, la compréhension de la coordination d'acteurs autour des enjeux environnementaux à l'échelle locale et l'analyse de l'impact des DIE nécessite qu'on passe de l'analyse de l'organigramme des juridictions institutionnelles et de la bureaucratie, à l'analyse des interactions politiques entre les acteurs publics locaux, les élus et les bureaucrates. Dans cet objectif, il apparaît donc essentiel d'emprunter une voie de recherche qui postule dès le départ une rationalité à l'implication des acteurs publics locaux en matière de gestion environnementale, à l'instar des travaux de l'école des choix publics dont les principaux enseignements sont exposés dans la section suivante.

Section 2. Interaction élu-bureaucrate et relations de collaboration pour le portage des actions collectives environnementales

Plusieurs courants de la littérature en administration publique traitent des relations entre les élus et bureaucrates et certains travaux opèrent même une approche en termes de réseaux sociaux pour leur partie empirique. On peut notamment citer ici les travaux de Walker et al., (2007) et Alexander et al.(2011), qui font un premier pas vers une caractérisation des liens en distinguant au niveau de municipalités les membres de l'exécutif et les membres de l'administration. Cependant,

seuls les fondements théoriques avancés par l'école des choix publics permettent d'introduire la relation entre l'élu et le bureaucrate. Ils fournissent les repères analytiques pour comprendre la coordination des acteurs locaux et le rôle des DIE comme un appareil politico-administratif pour la gestion environnementale. L'évolution du cadre d'analyse des choix publics et ses prolongements plus récents permettent de montrer l'intérêt de distinguer ces deux catégories d'acteurs. On en dérive des propositions pour l'analyse de leur influence respective pour la formation des liens de collaboration.

2.1. L'interaction élu-bureaucrate comme constitutive du fonctionnement de l'appareil politico-administratif

La conception du fonctionnement de l'appareil politico-administratif portée par l'école des choix publics part du constat que l'élu comme le bureaucrate ont un comportement qu'il n'est pas possible de formuler comme des agents sur un marché. La poursuite du profit n'est pas l'objectif légitime du bureaucrate, qui vise plutôt un ensemble d'objectifs qui ont été rassemblé sous la bannière du pouvoir (Weber, 1964 ; Crozier, 1964), qui sort du domaine stricto sensu de l'économie. Il n'est en effet pas possible pour l'économiste de convertir le pouvoir détenu par le bureaucrate en revenu pécuniaire. De nombreux objectifs substituts ont été proposés : effectifs et émoluments (Williamson, 1964), la sécurité et un ensemble plus vaste d'objectifs non monétaires qu'on désigne sous X-inefficience (Leibenstein, 1966 ; Comanor et Liebenstein, 1969). Ces objectifs non-monétaires sont donc logiquement assignés au comportement du bureaucrate. A cette particularité du comportement du bureaucrate s'ajoute l'impossibilité de mesurer la production des administrations comme des unités d'outputs en tant que telles. Il s'agit alors d'inférer des niveaux d'activités, et on parle de préférence de moyens engagés (la taille du budget) plutôt que d'unités produites en relation avec les missions de service public. Le comportement de l'élu est dans un premier temps moins documenté, puisqu'il est réduit à un objectif de maximisation des chances de se faire réélire.

Ces différents éléments sont rassemblés dans le travail séminal de Niskaken (1971) qui offre la première formulation de la relation entre élu-bureaucrate pour la conduite de l'action publique.Trois hypothèses sur la relation élu-bureaucrate structurent le travail de Niskanen (1971). La première est que le bureaucrate détient un monopole sur l'offre de services, dans la mesure où il est le seul à connaître sa véritable fonction de production de l'output. A l'inverse, une seconde hypothèse pose que le bureaucrate connaît la demande du politicien. L'offre formulée par le bureaucrate au politicien concerne simultanément le budget et l'output proposé selon un principe « à prendre ou à laisser ». En conséquence, le budget du bureaucrate se situera

toujours au-dessus du point d'égalité entre les bénéfices publics marginaux tirés du service produit et les coûts marginaux du bureau. Dit autrement, il est posé implicitement que l'objectif du bureau est d'avoir un budget plus important que la demande[68] du politicien (dont la différence est appelée *slack resources*), ou en tout cas de produire un output plus important que le niveau social optimal.

Encadré : le modèle de base de Niskannen (1971) (repris de Mueller, 2003, p. 363-364)

Pour l'exprimer de façon formelle, on reprend la démonstration faite par Mueller (p.363-364). Par convention, on désignera le politicien en tant que personne élue sur une durée déterminée sous le vocable « mandature ». On désignera le personnel de service administratif ou l'individu qui en est responsable « le bureau ». Le budget alloué au bureau par la mandature est une fonction de l'output telle que la mandature le perçoit :

$$B = B(Q),\ B' > 0,\ B'' < 0 \qquad (1)$$

La fonction telle qu'avancée ici peut être interprétée comme un bénéfice pour le public ou une fonction d'utilité. Mueller (2003) précise que les bénéfices sont supposés croissants mais à un taux qui diminue avec la croissance de l'output. Le bureau a d'autre part une fonction de coût pour produire l'output qui évolue à un taux croissant :

$$C = C(Q),\quad C' > 0,\quad C'' > 0 \qquad (2)$$

Comme dit précédemment ce programme de coût est uniquement connu du bureau. La mandature connaît son objectif qu'elle formule à travers sa demande, mais peut juste constater l'activité du bureau via son budget. Elle n'a donc pas les moyens d'observer la production de l'output à un niveau social optimal. De son côté le bureau ne rencontre qu'une contrainte, celle de maximiser son budget afin de couvrir ses coûts totaux de production. On a donc l'égalité suivante :

$$O_B = B(Q) + \lambda(B(Q) - C(Q)), \qquad (3)$$

Dont on donne la condition de premier ordre :

$$B'(Q) = \lambda / 1 + \lambda\ C'(Q) \qquad (4)$$

$$B(Q) = C(Q) \qquad (5)$$

Du point de vue de la mandature, l'optimalité requiert que les bénéfices marginaux d'une unité d'output supplémentaire soit égal aux coûts marginaux de sa production soit :

$$B'(Q) = C'(Q) \qquad (6)$$

L'utilité marginale de l'extension de la contrainte du budget du bureau est représentée par le lagrangien et est positive, impliquant que $B' < C'$. Le budget est alors étendu par-delà le point où les bénéfices publics marginaux égalisent les coûts marginaux.

[68] Des travaux similaires précisent ce comportement de maximisation de cette différence (*slack-maximazing bureaucrat*, voir notamment Wyckoff, 1990).

La passivité supposée de l'élu face au comportement du bureaucrate a fait de la théorie de Niskanen une théorie de la bureaucratie plus qu'une théorie globale des appareils politiques et administratifs. L'implication de la nature « à prendre ou à laisser» de la proposition de budget du bureau à la mandature confère au bureaucrate un pouvoir extrême de mise à l'agenda des politiques. Or on peut s'attendre à ce que la mandature demande au bureau d'établir ses coûts en référence à une gamme d'outputs au sein desquels il doit faire son choix. Cette remarque a été au fondement de la principale critique adressée à Niskanen et des amendements de certaines hypothèses comportementales. On peut en effet supposer que l'offre excessive d'output public par la bureaucratie peut entraîner une réaction négative de la part des électeurs similaire à une situation de déséquilibre entre la quantité de biens publics proposée et les coûts en termes d'impôts qui en résultent. L'hypothèse associée au comportement de la mandature, en tant que « preneur de prix » par analogie au fonctionnement du marché, conduit l'électeur à ne pas renouveler son vote à la prochaine élection. Ce qui a pour principale conséquence une alternance politique répétée dans le temps. Or, cette éventualité est contraire à l'objectif de réélection du politicien, qu'il veut donc éviter. On peut alors concevoir un fonctionnement politico-administratif pour lesquelles budgets et services publics associés ne sont pas des décisions du seul fait de la bureaucratie, mais le plus souvent une décision conjointe issue de l'interaction administration-législature (Miller et Moe, 1983).

Breton et Wintrobe (1975) permettent d'illustrer brièvement cette interaction en montrant les amendements qu'ils ont portés aux hypothèses de Niskanen. Les auteurs ont proposé la formation d'un budget à l'équilibre, en donnant des prérogatives de contrôle au politicien. Ses moyens de contrôle peuvent prendre deux formes. Dans un premier temps, le bureau peut conserver sa position de monopole dans sa forme générale (il ne subit pas la concurrence d'autres bureaux). On pose ainsi que la carrière des managers est assujettie à l'évaluation de leur performance. Dans un second temps, le pouvoir du politicien est défini à partir de son contrôle de l'information. Autrement dit, pour le politicien l'acquisition d'information sur les coûts minimums du bureau est coûteuse. Ainsi en affinant les hypothèses sur le comportement de l'élu, les prolongements des travaux sur la relation élu-bureaucrate l'ont considéré comme celle d'un principal (l'élu) et d'un agent (le bureaucrate) (voir notamment Mitnick, 1980, 1986 ; Moe, 1982, 1984 ; Weingast, 1984). Deux éléments fondent ces travaux de recherche: la divergence d'objectifs entre le politicien et le bureaucrate et l'asymétrie d'information (Mitnick, 1986).

La divergence d'intérêts est posée de façon basique et reprend les hypothèses de Niskanen (1971) : les deux acteurs sont rationnels et maximisent leur utilité respective, les chances de se faire réélire pour le politicien et le budget pour le bureaucrate. Pour le premier il s'agit d'appliquer

des programmes d'actions qui bénéficient à ses électeurs pour un coût total raisonnable. En raison de la stabilité de sa position et des changements de partis/coalitions au pouvoir, le bureaucrate développe des intérêts séparés de ceux du politicien (Mitnick, 1986). Par ailleurs, les éléments que le bureaucrate tente de maximiser n'ont pas tous à voir avec le budget, mais sont immatériels : le pouvoir, la réputation etc…Quant à l'asymétrie d'information, elle s'exprime substantiellement à travers les avantages en termes d'informations et d'expertise des bureaucrates. On peut citer comme exemple les besoins organisationnels en fonction de la nature de l'action à mettre en œuvre, qui entrent directement dans la fonction de coût pour la détermination du budget.

2.2. L'interaction élu-bureaucrate guidée par le partage des rôles et des compétences

Cette littérature théorique a essentiellement développé les hypothèses qui structurent le comportement de l'élu et du bureaucrate. Jusque là, les conflits d'objectifs et les asymétries d'information sont des hypothèses structurantes des modèles de relation élu-bureaucrate. Il reste que la portée opérationnelle de tels travaux est faible. Plusieurs travaux plus récents ont cependant changé le statut de ces constantes en celle de variables. La possibilité de les faire varier permet de rendre l'analyse dynamique, c'est-à-dire qu'il devient possible de rendre compte d'une variété de situations sous forme de jeux d'interactions.

Waterman et Meier (1998) obtiennent ainsi plusieurs configurations qui offrent des situations variées de relations entre le politicien et le bureaucrate. Le traitement de l'asymétrie d'information (c.à.d., l'expertise technique) renvoie à deux variables, celle détenue par l'agent et celle détenue par le principal. Les auteurs déclinent ensuite l'éventail des situations possibles en croisant les variables informationnelles avec la possibilité d'un conflit d'objectifs (cadre non-coopératif) ou non (cadre coopératif).

Niveau d'information du principal	Niveau d'information de l'agent	
	Faible	Elevée
Elevée	4	3
Faible	1	2

Tableau 25 : Contextes d'action de l'élu et du bureaucrate selon leur niveau d'information respectif dans un cadre non-coopératif

Le tableau ci-dessus présente le croisement de la variable informationnelle dichotomisée chez le principal et l'agent dans un cadre non-coopératif. Le cas 1 implique un agent et un principal qui détiennent un niveau faible d'expertise. Ce cas présente peu d'intérêt selon Waterman et Meier. Dans cette situation les arguments idéologiques prennent le pas sur ceux basés sur la connaissance. Le cas 2 présente la situation canonique de la relation principal-agent. Le cas 3 efface le caractère de monopole de l'expertise du bureaucrate, il devient ainsi un acteur parmi d'autres, si on prend la situation où plusieurs bureaux et plusieurs principaux existent. Une « bataille des idées » peut caractériser le cas, avec l'expertise comme support. Les auteurs prennent l'exemple des politiques environnementales (et notamment le Clean Air Act de 1990) et le choix d'instruments autour du débat sur l'adoption de mesures incitatives issues du marché versus des mesures de type command-and-control issues de la réglementation directe. Dans ce cas des coalitions sont formées. Les bureaucrates ont une relation principal-agent avec les politiciens de coalitions différentes, alors qu'ils entretiennent une relation de coopération avec les politiciens de la même coalition que la leur. Enfin le cas 4 confère l'avantage informationnel au principal. Dans cette situation le principal domine toute relation avec l'agent puisqu'il possède à la fois l'expertise technique et la légitimité en tant qu'élu.

Le développement de la relation élu-bureaucrate dans un cadre non-coopératif est principalement destiné à des niveaux de décision plutôt élevés (échelle juridictionnelle supérieure). Ils qualifient ainsi la relation entre l'élu et le bureaucrate comme une confrontation de l'appareil politique et de l'appareil administratif sur le choix des politiques et la façon de les mettre en œuvre. A l'échelle locale, il est plus raisonnable de penser la relation entre les élus et l'administration au sein d'un cadre coopératif. Deux types de travaux alimentent différemment ce cadre. Le premier est la suite de Waterman et Meier (1998) où on écarte les divergences d'objectifs individuels (la politique au plus faible coût pour l'élu, le budget maximal pour le bureaucrate) pour se concentrer sur le niveau de compétences pour mener à bien la politique. Le second est le travail d'Alesina et Tabellini (2007), la fonction objective respectivement de l'élu et du bureaucrate sont réintroduite mais où l'allocation des tâches est effectuée par un planificateur social.

Niveau d'information du principal	Niveau d'information de l'agent	
	Faible	Elevée
Elevée	8	7
Faible	5	6

Tableau 26 : Contextes d'action de l'élu et du bureaucrate selon leur niveau d'information respectif dans un cadre coopératif

Le tableau ci-dessus présente le croisement de la variable informationnelle dichotomisée chez le principal et l'agent dans un cadre coopératif d'interaction. Dans certains domaines de la politique environnementale, les objectifs peuvent être partagés par les politiciens et les bureaucrates mais ni l'une ni l'autre des catégories d'acteurs ne possède d'expertise dans le domaine. On peut confronter le cas 5 au processus d'adaptation des collectivités locales et territoriales aux changements globaux. La nouveauté de la thématique et l'ampleur des décisions à prendre trouvent rarement une réponse immédiate par une politique efficace. Comme précisé auparavant, la variable information est présentée ici de façon discrète par commodité, mais on admet l'évidence de leur nature continue. Ainsi, par effet d'apprentissage, le niveau d'information chez chacune des catégories d'acteurs est susceptible d'évoluer. Le cas 7 peut dans cette mesure caractériser la situation après la catastrophe Xynthia. Le plan « Digues 2010 » prévoit en effet un transfert des compétences aux collectivités de la gestion des ouvrages. Simultanément, la révision des Plan de Prévision des Risques intègre les évènements extrêmes. Les acteurs élus tout comme les administrations en prennent connaissance et s'y conforment de la même façon. Les cas 6 et 8 présentent des situations symétriques. Le cas 6 est la situation classique de la relation élu-bureaucrate ou le bureaucrate détient l'avantage technique sur l'élu. Dans ce cas, le bureaucrate est un acteur en première ligne dans les domaines hautement techniques. On peut transposer ce cas à plusieurs domaines de la gestion environnementale française, notamment au niveau municipal. Dans ces situations le rôle du bureaucrate est particulièrement visible et son autonomie importante. Le cas 8 présente la situation où la bureaucratie à des capacités limitées. Il s'agit notamment des situations où la responsabilité des élus en relation avec leurs prérogatives sont engagées (comme l'autorisation des permis de construire).

Alesina et Tabellini (2007) développent un cadre d'analyse sensiblement différent mais les compétences respectives de l'élu et du bureaucrate y sont également mises en exergue. Ils analysent un modèle d'allocation de tâches où un planificateur social doit exploiter les incitations respectives des bureaucrates et des politiciens afin de leur assigner des tâches qui permettent de maximiser le bien-être social. En menant la recherche dans cette direction, les auteurs tentent d'identifier la différence qui s'établit en termes d'accountability[69] entre les politiciens et les bureaucrates. L'accountability du politicien est conditionnée par le choix des électeurs de le réélire ou non. L'accountability du bureaucrate est conditionnée par ses pairs professionnels et par un public plus large sur la manière dont il remplit les objectifs de son organisation. La possibilité de carrière alternative sur le marché de l'emploi privé en fait partie. Ces différents mécanismes impliquent donc une fonction objective différente. Le politicien cherche à franchir un certain seuil d'utilité pour les électeurs. Le bureaucrate quant à lui cherche à maximiser la perception qu'ont les autres de sa compétence. Les implications en termes d'allocation des tâches s'exercent selon la nature de l'action qui est à mettre en œuvre. Le choix du bureaucrate est préférable pour les tâches où le niveau d'expertise technique est important, alors que le politicien est préférable pour les politiques dont la responsabilité face aux électeurs est mise en avant.

La réalité politico-administrative apparaît beaucoup moins tranchée. La littérature en sciences de gestion appliquée à l'administration avance l'idée de « zone grise », où les domaines d'intervention de l'élu et du technicien sont peu marqués (Lamarzelle, 2005). Cette idée peut être alimentée par deux arguments qui vont dans ce sens. Un premier argument est que pour toute mesure, la responsabilité des élus locaux est fortement engagée. Un second argument est la permanence des techniciens dans les services au cours du temps. Force est d'admettre alors une préoccupation individuelle de crédibilité tout autant du côté de l'élu auprès de ses électeurs, que du bureaucrate dans son organisation, ou à une échelle plus large, auprès de ses pairs. A l'échelle des collectivités, on ne peut écarter la situation probable d'une certaine technicité des élus, et réciproquement, du fait de la stabilité des carrières dans l'administration publique locale, d'une certaine politisation des bureaucrates, au sens où eux aussi peuvent se faire les porte-voix autour des enjeux environnementaux. Dans cette mesure, au sein de cette « zone grise » on formule l'hypothèse que le partage des tâches dans la mise en œuvre des actions de gestion

[69] Le terme est difficilement traduisible en français. A partir d'une traduction du *Harrap's*, « responsabilité », et la Banque Mondiale, « responsabilité et transparence », on peut évoquer pour le politicien détenteur de pouvoir sa capacité à rendre des comptes (en référence à ses électeurs). Pour le bureaucrate, nous nous référerons à la notion de crédibilité dans le sens littéral du terme français. Pour le reste du texte, nous conserverons le vocable anglo-saxon.

environnementale peut s'exprimer de façons différentes selon les caractéristiques de l'élu et du bureaucrate. Le tableau suivant présente ces différentes possibilités.

		Politisation du bureaucrate	
		Faible (B1)	Elevée (B2)
Technicisation de l'élu	Faible (A1)	(A1) commande B(1) exécute	(A1) et (B2) partagent les tâches
	Elevée (A2)	(A2) et (B1) partagent les tâches	(A2) et (B2) « interchangeables »

Tableau 27 : La répartition des taches entre l'élu et le technicien dans la coordination à l'échelle territoriale

La situation (A1)-(B1) est la situation théorique de référence, puisqu'elle se voudrait une situation où les tâches de l'élu et du bureaucrate sont nettement distinctes. Cependant elle peut difficilement être représentative du contexte de la coordination à l'échelle territoriale en raison des spécificités des politiques environnementales. Nous avons notamment constaté au cours de cette thèse que malgré le choix des modalités de leur mise en œuvre, les politiques environnementales s'imposent aux acteurs locaux. Pour les deux catégories d'acteurs bureaucratiques, ce phénomène a une implication différenciée, mais qui fait converger leurs activités. On est alors amené à considérer deux situations. La première est celle où l'élu et le bureaucrate se partagent les tâches ((A1)-(B2) et (A2)-(B1)), où le plus probable est que l'élu prenne en charge les activités de type stratégique et le bureaucrate les activités de l'ordre technique. Une seconde situation revient à considérer les deux acteurs comme un binôme où le statut de chacun importe peu dans les tâches à accomplir.

2.3. L'interaction élu-bureaucrate comme relevant d'une stratégie de formation de liens de collaboration

2.3.1. Le modèle

Les développements précédents nous enseignent que la nature de la relation élu-bureaucrate peut varier selon le fonctionnement de l'appareil politico-administratif, et la « distance » entre les deux catégories d'acteurs qui en résulte. On peut alors étendre le raisonnement à l'analyse de la coordination territoriale à travers l'analyse de la formation des liens de collaboration entre élu-bureaucrate relevant de cercles politico-administratifs bien distincts. On s'appuie ici sur une simple formalisation de la stratégie des acteurs en termes de maximisation

d'une fonction d'utilité qui résume les intérêts de la formation des liens de collaboration : les bénéfices et les coûts de ces liens. L'éventualité d'une certaine substituabilité entre les deux catégories d'acteurs à l'échelle locale amène à ne pas distinguer leur fonction d'utilité. La formation d'un lien de collaboration suit donc un processus qu'on peut écrire de la façon suivante.

Soit $U_i(g)$ l'utilité que l'individu *i* retire d'un réseau g et $U_i(g+l_{ik})$, l'utilité qu'il retire d'un réseau g avec un lien supplémentaire avec $k(l_{ik})$. Le lien avec un individu *k* est maintenu si :

$$U_i(g+l_{ik}) - I_i(g) \geq 0 \tag{6.1}$$

On s'inspire du modèle de connexion de Johnson et Gilles (2000) pour formuler la fonction d'utilité d'un réseau g pour un individu *i*.

Par ailleurs, on raisonne avec une fonction d'utilité aléatoire, ce qui permet d'introduire la notion de choix de partenariat sous forme de probabilité. On peut réécrire $U_i(g)$ de la manière suivante :

$$U(g) = \sum_{i \neq j} b_{ij} - \sum_{i \neq j} c_{ij} + \sum_{i \neq j} \varepsilon_{ij} \tag{6.2}$$

où b_{ij} représente les bénéfices obtenus de chaque lien, c_{ij} les coûts, et ε_{ij} le terme aléatoire.

Le coût peut être ici formulé comme une fonction de distance entre deux individus, et les bénéfices comme une fonction de certaines caractéristiques des partenaires,

$$U_i(g) = \sum_{j \neq i} \alpha * X_i + \beta * Y_j + \chi Z_{ij} - \sum_{i \neq j} \delta * d_{ij} + \sum_{i \neq j} \varepsilon_{ij} \tag{6.3}$$

L'utilité associée à un réseau où un lien est ajouté avec *k* se présente alors de la manière suivante :

$$\begin{aligned} U_i(g+l_{ik}) = {} & \sum_{j \neq i} \alpha * X_i + \beta * Y_j + \chi * Z_{ij} - \sum_{i \neq j} \delta * d_{ij} + \sum_{i \neq j} \varepsilon_{ij} + \alpha * X_i + \\ & \beta * Y_k + \chi * Z_{ik} - \delta * d_{ik} + \varepsilon_{ik} \end{aligned} \tag{6.4}$$

On présente comme suit l'utilité associée avec un nouveau lien entre *i* et *k* étant donné le réseau g :

$$U_i(g + l_{ik}) - U_i(g) = \alpha * X_i + \beta * Y_k + \chi * Z_{ik} - \delta * d_{ik} + \varepsilon_{ik} \quad (6.5)$$

$$\Pr(g + l_{ik} = 1) \to U_i(g + l_{ik}) - U_i(g) \succ 0 \quad (6.6)$$

$$\begin{aligned} &\Pr(g + ik = 1) = \Pr\{U_i(g + l_{ik}) - U_i(g) \geq 0\} \\ &= \Pr\{\varepsilon_{ik} \leq \alpha * X_i + \beta * Y_k + \chi * W_{ik} - \delta * d_{ik}\} \end{aligned} \quad (6.7)$$

Dans la perspective d'un réseau dirigé on doit écrire la même chose pour *k* vis-à-vis de *i* :

$$U_i(g + l_{ki}) - U_k(g) = \alpha * X_k + \beta * Y_i + \chi * Z_{ki} - \delta * d_{ik} + \varepsilon_{ki} \quad (6.8)$$

$$\begin{aligned} &\Pr(g + ki = 1) = \Pr\{U_k(g + l_{ik}) - U_k(g) \geq 0\} \\ &= \Pr\{\varepsilon_{ki} \leq \alpha * X_k + \beta * Y_i + \chi * W_{ki} - \delta * d_{ki}\} \end{aligned} \quad (6.9)$$

On en déduit une forme générique de probabilité de formation des liens qui serait :

$$\Pr(g + ij = 1/0, \forall j \neq i) = \Pr\left\{\varepsilon \underset{\succ}{\overset{\leq}{-}} \alpha * X_{ego} + \beta * Y_{alter} + \chi * Z_{dyad} - \delta * d_{dyad}\right\} \quad (6.10)$$

L'introduction des caractéristiques de *ego* et de *alter* permet ici d'identifier les liens dirigés si X_{ego}-Y_{alter} est différent de zéro. En d'autres termes les deux variables ne sont pas identiques. On pose par ailleurs que la distance n'est pas observable directement, mais résulte d'une conjonction de plusieurs facteurs qui seraient approximés par un certain nombre de variables dyadiques *W* (présentées plus bas) :

$$\Pr(g + ij = 1/0, \forall j \neq i) = \Pr\left\{\varepsilon \underset{\succ}{\overset{\leq}{-}} \alpha * X_{ego} + \beta * Y_{alter} + \chi * Z_{dyad} - (\gamma * W_{dyad})\right\} \quad (6.11)$$

Une approche des réseaux par la formation stratégique des liens amène à faire l'hypothèse que les individus ne connaissent pas le réseau g lorsqu'ils formulent leurs choix. Ces choix sont donc opérés de façon bilatérale. On pose alors que les individus raisonnent sur la sous-structure qu'ils établissent à partir de leurs liens directs. C'est à notre avis une hypothèse raisonnable pour accompagner la formulation d'un réseau émergent. Aussi la probabilité de lien pour un individu *i* est influencée par la probabilité de lien avec un individu *j* avec qui *i* souhaite collaborer :

$$\Pr(G_{ij} = g_1, G_{ji} = g_2) = \Pr\{G_{ij} = g_1 / G_{ji} = g_2, \text{ avec } g_1 = (0,1); g_2 = (0,1)\} \quad (6.12)$$

Il s'agit maintenant de détailler les variables individuelles et dyadiques évoquées dans l'équation (6.11) qui affectent la probabilité de formation de liens entre *i* et *j*. Plusieurs facteurs sont ici susceptibles d'augmenter ou baisser les bénéfices et les coûts dans la fonction d'utilité de l'individu, ou en d'autres termes, augmenter ou baisser la « distance » entre les deux individus. Il est possible de disséquer cette distance en 4 dimensions :

(i) La distance organisationnelle est tirée des rapports qu'entretiennent deux ou plusieurs entités à l'égard des règles et de normes qu'il est nécessaire de partager. La distance organisationnelle est difficile à appréhender. En revanche, on peut facilement faire l'hypothèse que les arènes de rencontre ou d'échanges fournis par les DIE permettent de réduire celle-ci. On s'attend alors à observer une relation positive entre le nombre de dispositifs auxquels un individu participe est élevé, le nombre des liens qu'il entretient avec les autres acteurs de la gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle locale. On peut par ailleurs avancer que la position institutionnelle de certains individus suscite la reconnaissance des autres acteurs. Cette position n'est pas tirée nécessairement d'une procédure formelle. Elle recèle également une dimension historique, puisque la position reconnue de ces acteurs peut être le fait de certaines réussites pour des actions qu'ils ont menées auparavant. On s'attend alors à ce que ces acteurs soient sollicités plus que les autres lors de partenariats.

(ii) La distance institutionnelle, qui dans le domaine environnemental, se réfère au degré de similarité dans la perception que les individus ont des enjeux. La désignation des pairs entre les individus recouvre cette dimension. On s'attend alors à ce que le fait que deux individus s'auto-citent comme importants pour la valorisation et la préservation des aménités favorise l'existence de collaborations.

(iii) La distance statutaire désigne la similarité ou la différence de statut entre deux individus. Ici elle fait clairement référence à la relation entre l'élu et le bureaucrate qui a été développée auparavant. La distance entre l'élu et le bureaucrate est dépendante du contexte et du degré de politisation et de technicisation respectivement chez le bureaucrate et l'élu. Dans ce cadre, on s'attend à deux situations en termes de configuration relationnelle :

- si l'élu et le bureaucrate se partagent les tâches, alors la distance statutaire existe, du fait des choix des enjeux que l'élu décide de porter. Les élus établissent des relations de préférence avec les élus et les bureaucrates avec les bureaucrates

- si l'élu et le bureaucrate sont interchangeables, alors il n'y a pas de différence statutaire. Les élus établissent des relations aussi bien avec leurs homologues qu'avec les bureaucrates, et vice-versa.

(iv) Enfin la distance géographique est une des premières contraintes à la formation et au maintien des relations. On postule à cet effet que la distance géographique impacte négativement l'établissement des liens de collaboration. On introduit également une seconde variable étant données les frontières physiques des liens, en distinguant les deux rives dans leur comportement de création de liens.

L'ensemble de ces variables et leurs signes attendus sont résumés dans le tableau qui suit. Les codes entre parenthèses sont les noms des variables qui seront introduits pour l'estimation.

Variables	Signe attendu
Dimension organisationnelle	
Co-participation aux dispositifs **(Dispo)**	Positif
Position institutionnelle des acteurs **(Pop)**	Positif
Dimension institutionnelle	
Reconnaissance des enjeux entre les pairs (**Recokeyfig)**	Positif
Dimension statutaire	
Différence des tâches allouées selon le statut **(Statut)**	Positif ou négatif
Dimension géographique	
Distance entre deux individu **(Prox)**	Négatif
Distinction entre les deux rives **(Rive)**	Positif

Tableau 28 : Effets attendus des variables sur la formation des liens

La formulation théorique que nous développons ici n'est pas éloignée du cadre analytique fourni par l'école des proximités pour analyser la gouvernance territoriale. Ce cadre se fonde sur une grille de lecture distinguant deux grandes catégories de proximités, la proximité géographique et la proximité organisée (Torre et Rallet, 2005). La première est fondée sur la « distance » qui sépare les individus. Elle peut être mesurée en termes physiques (coût de transport, en termes kilométriques ou de temps), mais c'est au final le jugement que portent les individus sur cette distance (en fonction de plusieurs paramètres qui peuvent affecter l'objectivité de la mesure) qui fait d'elle une proximité ou un éloignement. La proximité géographique représente une contrainte (lorsqu'elle est subie) et peut représenter une source d'avantages (lorsqu'elle est recherchée) pour l'action (Talbot, 2010 pour une analyse de la dimension politique de la proximité ; Torre et

Zuindeau, 2009, pour une revue des approches proximistes de la problématique environnementale). La catégorie de proximité organisée désigne quant à elle la capacité qu'offre « tout ensemble structuré de relations sans préjuger de la forme de la structure […] de faire interagir ses membres » (Torre et Zuindeau, op. cit., p. 350). Deux logiques la composent, l'une sur les interactions nouées entres les acteurs (logique d'appartenance), l'autre sur des valeurs et représentations partagées (logique de similitude). En matière environnementale, la plupart des travaux avancent une fonction régulatrice, en termes de prévention et/ou d'apaisement des conflits. En effet, selon cette école, la concrétisation et la réussite de l'action collective territoriale nécessite bien une mise en proximité organisée (Rallet et Torre, 2004), c'est-à-dire une interaction directe entre les acteurs, si ce n'est pour résoudre les problèmes, tout du moins pour établir une « culture de la concertation » (Lahaye, 2004). La mise en proximité organisée, recherchée par la mise à disposition d'arènes de rencontres, comme il est proposé dans les dispositifs dédiés aux enjeux environnementaux, devrait ainsi déboucher sur une proximité relationnelle (encastrement des individus dans une structure de relations sociales) et de proximité cognitive (partage de normes et de valeurs communes).[70] Ainsi, c'est au sein de ce cadre analytique, que Talbot (2006) définit la gouvernance locale comme la conjonction des trois formes de proximités (proximité géographique, organisationnelle, et institutionnelle). Son analyse des contrats de pays lui a permis d'esquisser les limites des dispositifs institutionnels s'appuyant sur des périmètres géographiques pour convoquer les acteurs, et sur le seul motif qu'une proximité géographique serait porteuse de coordination, pour définir les rôles, les responsabilités et les projets. Conflits ou tensions peuvent en effet émerger du seul fait de l'absence de proximité institutionnelle (partage de perceptions et de repères communs) et de proximité organisée (existence d'interactions effectives entre les acteurs concernés). Notre approche se démarque néanmoins sur deux aspects : - elle postule d'emblée que les DIE permettent tout simplement de réduire les distances institutionnelles (favoriser la proximité institutionnelle) entre les acteurs, mais ne constituent pas un outil de coordination effectif à l'échelle locale ; - l'enjeu des interactions entre les acteurs ne se limite pas à la gestion des conflits et des tensions mais s'oriente plutôt vers des activités collaboratives de l'action collective territoriale. En cela les dispositifs institutionnels n'impriment pas une rupture sur la coordination locale, dans la mesure où la coordination découle de l'histoire du collectif convoqué, qui témoigne de la spécificité de chaque territoire.

[70] Ces deux notions de proximités sont empruntées à Bouba-Olga et Grossetti (2006) dans leur proposition de redéfinition des composantes de la proximité non géographique distinguant au départ proximité organisationnelle et institutionnelle.

2.4. Analyse économétrique des déterminants de la formation des liens de collaboration

Afin d'examiner les processus qui guident la collaboration entre les acteurs, la méthodologie d'investigation empirique doit pouvoir traiter les déterminants de la structure relationnelle du système d'acteurs qui a été observé pour le cas des enjeux environnementaux de l'estuaire de la Gironde. On choisit de partir d'une analyse de la formation des paires, en se concentrant sur l'échelle d'observation dyadique, tout en tenant compte de la structure sociale dans laquelle ces individus sont impliqués.

L'estimation par un modèle de probabilité bivarié amendé pour tenir compte des auto-corrélations entre les termes d'erreurs des choix effectués par *i* (Comola et Fafchamps, 2011) est une option méthodologique. Ici le recours au modèle p_2 (Van Duijn et al., 2004) permet de tenir compte de cette auto-corrélation des erreurs et d'introduire également des effets aléatoires individuels selon que *i* et *j* sont *alter* ou *ego* :

$$P(Y_{ij} = y_1, Y_{ji} = y_2) = \frac{\exp(y_1(\mu + \alpha_i + \beta_j) + y_2(\mu + \alpha_j + \beta_i) + y_1 y_2 \rho)}{\mathrm{k_{ij}}} \tag{6.13}$$

$$, \; y_1, \; y_2 = 1, 0 \tag{6.14}$$

$$k_{ij} = 1 + \exp(\mu + \alpha_i + \beta_j) + \exp(\mu + \alpha_j + \beta_j) + \exp(2\mu + \alpha_i + \alpha_j + \beta_i + \beta_j). \tag{6.15}$$

Afin de faire correspondre cette formulation avec l'estimation de l'équation (6.11), on réécrit (6.13) de la façon suivante :

$$P(Y_{i,Ego,j,Alter} = y_1, Y_{j,Ego,i,Alter} = y_2) = \tag{6.16}$$

$$\frac{\exp(y_1(\mu + \alpha_{i,Ego} + \beta_{j,Alter}) + y_2(\mu + \alpha_{j,Ego} + \beta_{i,Alter}) + y_1 y_2 \rho)}{\mathrm{k_{ij}}}$$

Les paramètres α, β, ρ et μ désignent la propension à former des liens et à en recevoir d'une part (α et β) ; et d'autre part, au niveau de la sous-structure dans laquelle *i* est inséré, la tendance moyenne à faire des choix réciproques et à interagir avec les autres (ρ et μ). Le modèle p2 infère la relation entre certains attributs des acteurs et leur production de lien (leur statut en

tant que sender) ou leur attractivité (statut en tant que receiver), ou à réciproquer (répondre à un lien qui lui a été envoyé), et la relation entre ces attributs et le comportement moyen d'interagir au sein de ce sous-système d'acteurs spécifique (la densité).

On spécifie ensuite ces paramètres pour l'estimation :

$$\mu_{ij} = \mu + \alpha_1 S_{1Dispo} + \beta_1 T_{1\mathrm{Re}cokeyfig} + \gamma_1 Z_{1\mathrm{Pr}ox} + \phi_1 K_{1Statut} \tag{6.17}$$

et

$$\rho_{ij} = \rho + \alpha_2 S_{2Dispo} + \beta_2 T_{2\mathrm{Re}cokeyfig} + \gamma_2 Z_{2Statut} + \phi_2 K_{2Statut} \tag{6.18}$$

Les paramètres μ et ρ désignent la densité moyenne et la réciprocité moyenne quand la valeur des variables dyadiques est égale à 0. Pour prédire la densité, les variables dyadiques peuvent être dérivées des attributs des acteurs afin d'indiquer par exemple une similitude, c'est le cas notamment des variables S_{1Dispo}, $T_{1\mathrm{Re}cokeyfig}$, qui désignent respectivement les participations conjointes de deux individus à un dispositif et une reconnaissance mutuelle des enjeux. La matrice *S* et *T* sont alors symétriques. Des variables dyadiques peuvent être utilisées afin d'exprimer une différence entre les acteurs, telle que $Z_{2Statut}$ qui exprime la différence de statut entre deux acteurs. La matrice *Z* dans ce cas est asymétrique. Etant donnée la symétrie inhérente au paramètre ρ de réciprocité, le choix des matrices à incorporer dans l'équation à estimer se réduit aux variables dyadiques construites de façon symétrique dans l'équation du paramètre de densité. Seules les matrices *S* et *T* sont donc introduites.

Les paramètres individuels d'envoi et de réception des liens sont également estimés :

$$\alpha_{i,Ego} = X_{1i\gamma 1} + A_i \tag{6.19}$$

$$\beta_{i,Alter} = X_{12i\gamma 2} + B_i \tag{6.20}$$

Les attributs des acteurs X_1 et X_2 peuvent être utilisés pour prédire les effets individuels d'envoi et de réception des liens. Les résidus dans les équations à estimer représentent les différences inobservables entre les acteurs du réseau. On suppose que les pairs d'envoi et de réception de liens suivent une distribution normale bivariée, avec une moyenne de 0 et une matrice de covariance qu'on peut décomposer en trois éléments : la variance de l'envoi, la

variance de la réception, la covariance envoi-réception. La distribution bivariée reflète ainsi l'association entre les tendances de choisir un partenaire et d'être choisi comme partenaire. Pour l'estimation de ces paramètres, les variables **Rive** et **Pop** sont introduites.

En stipulant que les liens observés sont dérivés d'un processus de choix stratégique formulé par les acteurs, le modèle présenté ci-dessus n'est pas éloigné des modèles de choix de partenariats.

2.5 Le modèle d'analyse économétrique

A ce stade il est important de reconnaître un problème d'endogénéité avec une variable en particulier, celle de la co-participation aux dispositifs (**Dispo**). En effet, le processus de génération des liens de collaboration est issu en partie de la procédure d'identification des acteurs de la gouvernance environnementale. L'identification des acteurs s'est construite sur la base des acteurs les plus impliqués au sein des dispositifs. On peut ainsi soupçonner que les acteurs identifiés comme partenaires le sont du fait de leurs présence dans la liste de départ et non en tant que partenaires en tant que tels. A l'inverse, on ne peut pas non plus exclure que certaines collaborations existaient avant l'existence de telles instances. Même si on admet un processus d'auto-sélection entre les partenaires, il reste néanmoins nécessaire d'introduire une dimension supplémentaire à la compréhension d'un processus qui ne serait basé que sur les seuls attributs des individus.

La sélection du modèle final s'opère selon une procédure forward looking, en partant d'un modèle vide (sans variables explicatives), ce qui veut dire que la formation des liens suit un processus totalement aléatoire. Les étapes suivantes consistent à estimer un modèle avec une variable supplémentaire, qu'on ajoute pour les paramètres « sender » ou « receiver » ou des deux, ou encore pour les paramètres « densité » ou les paramètres « densité » et « réciprocité » simultanément. De cette manière, il est ainsi possible de retenir quelles variables sont pertinentes pour l'explication des paramètres. Une fois que les variables montrant une significativité élevée sont sélectionnées, une nouvelle estimation du modèle est effectuée en incluant l'ensemble de ces variables. Une dernière étape consiste à écarter les variables qui ne sont plus significatives dans le modèle final.

Le tableau suivant présente les résultats de l'estimation définitive[71]. On se penche en premier lieu sur les déterminants individuels de l'envoi et de la réception des liens, puis on se tourne vers l'explication des facteurs qui expliquent la tendance moyenne à former des liens.

	Modèle vide Par. est.(std.dev.)	Modèle complet Par. (std.dev.) Est.
Effets aléatoires :		
- **Sendervar.~collaboration**	1.28 (0.34)	1.36 (0.4)
- **receiver var.~collaboration**	2.62 (0.7)	0.43 (0.16)
- **Cov.sender-receiver~collaboration**	-0.25 (0.31)	-0.13 (0.18)
Effets fixes :		
- Densité	-3.55 (0.28)	-6.23 (0.45)
- Reciprocité	-0.5 (0.4)	-0.17 (0.41)
Attributs d'émission des liens ($\alpha_{i,Ego}$)		
-		–
Attributs de reception des liens ($\beta_{i,Alter}$)		
- **Pop**		1.49 (0.15)
Densité (μ_{ij})		
- **Recokeyfig**		0.67 (0.22)
- **Dispo**		-
- **Prox**		-0.2 (0.1)
BIC	2705,62	2747,5
Log-vraissemblance	-884.8	-864,9

Tableau 29 : Les déterminants de la collaboration environnementale à l'échelle territoriale

La procédure utilisée pour la sélection de variables nous a conduits à privilégier le modèle final[72] présenté dans le tableau ci-dessus.

[71] Les estimations de la fonction de vraisemblance de l'équation de formation des liens avec dépendance entre les observations concernant les mêmes dyades (le modèle p2), nécessite de recourir à une procédure de type Monte Carlo Markoc Chain, ce que propose Stocnet 1.8 (http://www.gmw.rug.nl/~stocnet/StOCNET.htm), le logiciel utilisé pour ce travail.

La covariance entre l'émission et la réception des liens (*sender/receiver covariance*) n'est pas significative, ce qui signifie qu'il n'existe pas d'attributs individuel commun expliquant à la fois le paramètre d'émission et de réception des liens. On note par ailleurs que la variance du paramètre de réception de liens est plus élevée que le paramètre de réception. Ceux qui reçoivent des liens sont beaucoup plus hétérogènes que ceux qui en envoient.

Au niveau des paramètres fixes (*overall effects*), on considère la densité et la réciprocité. Cette dernière n'est pas significative, il n'est donc pas pertinent d'ajouter des variables par la suite pour expliquer ce paramètre. Le paramètre densité est fortement négatif, montrant que la probabilité de formation d'un lien pour un individu est inférieur à 0, 5. En fait, ce chiffre est courant en analyse de réseau, il signifie simplement que les individus ont une chance nulle de former des liens avec la moitié des membres du réseau (Zijlstra et al., 2008). Ce qui signifie que la probabilité que le réseau soit composé de dyades nulles (i.e., $P(Y_{ij}=0, Y_{ji}=0)$ est très forte. Sur l'ensemble des dyades observables du réseau de collaboration (2016 dyades), 83% sont des dyades nulles, 16, 5% sont des dyades asymétriques, et 0.5% sont réciproques.

Le modèle définitif ne comprend pas les variables **Statut** et **Rive**. La variable **Statut** introduite seule n'est pas significative pour aucun des paramètres. On ne trouve aucun effet de la différence de statut sur la formation liens de collaboration. Un test a été effectué sur les paramètres d'envoi et de réception des liens, mais les résultats se sont avérés également non significatifs. Un signe négatif et significatif aurait montré que les deux catégories d'acteurs collaborent de préférence avec leurs homologues ; un signe positif aurait montré que les techniciens collaborent de préférence avec les élus et vice-versa. On pourrait conclure qu'en référence à nos hypothèses, l'élu et du technicien sont interchangeables pour former les « binômes » de la coordination territoriale.

Alexander et al. (2011) ont tenté de répondre à une question similaire en demandant aux élus et aux techniciens de services de préciser leurs relations de conseil, ainsi que leurs interlocuteurs en termes d'information stratégique dans 11 municipalités australiennes. Leur méthodologie s'appuie uniquement sur le dénombrement et la comparaison des moyennes de liens cités par les différentes catégories d'individus. Leurs résultats montrent qu'en matière de conseil, les individus préfèrent s'adresser aux autres membres de leur catégorie. En matière

[72] Aux côtés de la procédure de sélection des variables les plus significatives, nous disposions des scores de BIC (Bayesian Information Criterion) pour la comparaison des performances respectives de chaque modèle.

d'information stratégique, les acteurs élus sont privilégiés en tant qu'interlocuteurs. Ce dernier résultat ne vaut que pour les relations en interne de chaque municipalité, les élus ne s'adressant que peu aux élus des autres circonscriptions en matière stratégique. Les liens externes aux municipalités sont plus fortement enregistrés chez les techniciens de l'administration. Ainsi à l'issue de l'analyse d'Alexander et al. (2011), la répartition des rôles à travers l'analyse des relations (l'échange de ressources) est clairement identifiée. Dans notre cas, on préfère avancer que pour le cas de l'estuaire de la Gironde, le statut n'a pas d'influence sur la création de lien, et donc sur la répartition des tâches. Par ailleurs, la variable **Rive** n'intègre pas non plus le modèle final. Le fait d'appartenir à une rive ou à une autre n'explique pas le comportement d'envoi ou de réception des liens. On ne peut donc avancer que la frontière physique du fleuve ait joué d'une façon quelconque sur la construction des comportements en matière de collaboration.

La variable **Pop** est positive et significative au seuil de 1%. La recherche de partenaires s'effectue de façon privilégiée envers les acteurs qui ont été les plus cités comme acteurs importants pour les actions de préservation et de valorisation des aménités de l'estuaire. Cette variable a été également introduite seule pour le paramètre d'envoi des liens. Son signe est négatif comme attendu, mais la variable n'est pas significative. L'interprétation du résultat de la variable **Pop** pour le paramètre de réception des liens reste cependant incomplète sans un facteur explicatif de l'envoi des liens. On peut poser que les acteurs les plus cités ont eu un rôle historique à travers leur implication des coordinations passées. Dans ce cas, les acteurs qui cherchent un partenariat avec ces acteurs historiques peuvent être considérés de part leur position dans le réseau comme des acteurs périphérique de la coordination. Cette absence d'information supplémentaire constitue une des limites de l'analyse, qu'on discute en conclusion.

On se tourne à présent vers les facteurs qui influencent la tendance moyenne des acteurs à former des liens de collaboration dans leur sous-structure du réseau. Pour tous les modèles qui ont été estimés, les résultats ont montré que le paramètre réciprocité ne pouvait être estimé avec aucune des variables. Cela n'est pas étonnant étant donné le nombre de liens réciproques (22 sur 357) dans la matrice de collaboration. On écarte par conséquent le paramètre de réciprocité pour l'interprétation des résultats.

La procédure d'estimation des différents modèles nous a conduits à écarter la variable **Dispo** du modèle final. Lorsqu'elle est estimée seule, la variable est significative et positive au seuil de 1%. Ce résultat est conservé lorsqu'on intègre la variable **Recokeyfig**. Le modèle n'est plus robuste lorsqu'on intègre soit la variable **Pop** soit la variable **Prox**. Ces deux variables sont tour à tour concurrentes avec la variable **Dispo**. Elles sont néanmoins significatives au seuil de 1% lorsqu'on les intègre conjointement. Ces résultats laissent suggérer que ces deux variables ont

une part d'explication indépendante l'une de l'autre, mais qui impactent la variable **Dispo** du fait de la multi-colinéarité**.** On prend alors la liberté de les interpréter toutes les deux sans perdre de vue la coparticipation aux dispositifs.

L'interaction entre les variables **Pop** et **Dispo** invite dans un premier temps à emprunter un ressort d'explication méthodologique. La première variable est issue du processus d'identification des liens et la seconde variable est issue du processus d'identification des acteurs de départ. Les dispositifs environnementaux ne composaient qu'une partie des dispositifs utilisés pour identifier les acteurs de la gouvernance environnementale, aux côtés de dispositifs relatifs aux enjeux locaux (les Comités de développement des Pays). Par ailleurs le réseau issu du processus d'identification diffère du réseau de collaboration (voir section 1). Une analyse de position qui intègre les liens reçus de collaboration reçus par les acteurs historiques et leur implication dans les dispositifs environnementaux ne permet d'établir un classement qui lie les deux scores. On est alors amenés à suivre la piste selon laquelle la variable **Pop** intègre certains effets des dispositifs en matière de comportement individuel de réception des liens.

La variable **Recokeyfig** présente un signe positif et significatif à 1%. Les acteurs qui ont la même perception des enjeux ont plus de chances de collaborer entre eux. On pourrait avancer également que la variable subie un problème lié au fait qu'elle est issue du protocole d'identification des acteurs. Si on se reporte cependant au tableau n° ( ) de la section 1, on peut avancer que les acteurs distinguent bien la reconnaissance des pairs des partenaires. Leurs collaborations s'insèrent bien dans un environnement qu'ils considèrent plus large. Ce résultat suggère un processus de formation de liens qui se base sur un processus d'interconnaissances précédentes. En d'autres termes la collaboration observable actuellement est le fruit de coordinations antérieures, fructueuses ou infructueuses.

Plus la distance entre les acteurs est grande plus faible sera la probabilité de voir une relation de collaboration entre ceux-ci. Ce résultat peut apparaitre comme un fait stylisé en regard de la littérature économique. En introduction à ce chapitre nous avions avancé que les comportements des individus étaient contraints par leur ancrage géographique. Dans le cadre de la coordination à l'échelle territoriale, les individus doivent découpler leur activité de leur territoire d'action légitime. Ce phénomène s'exerce pour les élus du fait de leur périmètre électoral : les actions menées en dehors impactent négativement leur disponibilité pour les actions propres à leur mandat. Il s'exerce également pour les techniciens des administrations locales : la formation de liens de collaboration s'exerce en faveur des actions qui se déroulent autour des projets de préservation et de valorisation déjà existants à l'échelle locale.

2.6. Limites et perspectives des résultats économétriques

L'objectif de cette section était de tester l'impact des dispositifs institutionnels environnementaux sur la coordination des acteurs de la gouvernance environnementale à l'échelle territoriale.

En dépit de la spécificité que constitue l'estuaire de la Gironde au regard de sa vocation industrialo-portuaire, la problématique de développement autour des aménités naturelles rejoint in fine la problématique des territoires ruraux : les acteurs institutionnels constituent souvent le point de départ des nouveaux projets. Le recensement exhaustif des participations au sein des dispositifs majeurs de protection et de valorisation des aménités naturelles sur l'estuaire nous enseigne la surreprésentation des acteurs publics locaux, ce qui laisse à penser à une orientation des politiques largement dominées en faveur de la préservation plutôt que la valorisation économique, étant données leurs prérogatives en la matière.

Le rôle des dispositifs sur la coordination ne peut être tranché de façon nette mais deux pistes ont été soulevées lors du traitement des résultats. Le premier fait figure de fait stylisé au regard des dimensions de l'estuaire, celui de l'impact de la distance géographique sur les liens de collaboration. Mais il peut pour autant valider le fait que le morcellement politico-administratif des espaces contraint la collaboration lorsque celui ne correspond pas à l'aire des enjeux associés à la protection et à la valorisation des aménités naturelles. Le second, plus intrigant, se réfère au fait que certains acteurs plus que d'autres concentrent les sollicitations de partenariats. La variable utilisée permet de souligner que ces acteurs sont les plus cités parmi les personnalités (*Keyfigures*) qui comptent dans la préservation et la valorisation des aménités de l'estuaire, mais l'absence d'information sur le comportement d'envoie des liens fait défaut pour générer plus d'information. Ce résultat témoigne de la présence/absence d'une hiérarchie informelle au sein du collectif, en admettant *ceteris paribus* une certaine horizontalité des relations au sein du collectif. Cette interprétation abonde en même temps le fait que le statut n'a pas de rôle effectif sur la formation des liens. Le mécanisme sous-jacent reste encore à expliciter, et souligne en cela les limites de l'analyse.

Le modèle p2 utilisé pour ce travail fournit en effet les outils adéquats pour l'analyse de la formation des pairs. Il permet à la fois de dépasser l'hypothèse d'une indépendance entre les liens mais également de contrôler pour les caractéristiques structurales du réseau (i.e., la densité et la réciprocité). Le modèle ne permet par contre de dépasser le niveau d'observation de la dyade. On ne peut en effet savoir si les liens émis vers des acteurs particuliers sont le fait de leurs attributs individuels (leur « histoire ») ou le fait de leur position précise dans le réseau : en d'autres termes

les acteurs se connecteraient de préférence avec des acteurs déjà fortement connectés. Cette perspective ouvre la voie à des recherches supplémentaires dans le domaine.

Le modèle retenu pour l'identification des déterminants des liens de collaboration ne peut éluder la redondance entre l'effet des dispositifs et les facteurs individuels sur la formation des liens. Les enseignements qu'on peut tirer du processus de sélection du modèle final renvoie au rôle effectif des dispositifs sur la coordination. Bien que les dispositifs intègrent la méthode d'identification des membres du réseau de collaboration, nous avançons vers l'idée que les liens de collaboration identifiés que nous avons identifiés par la suite sont issus des caractéristiques des acteurs que des règles de participation dans les DIE. En d'autres termes, plus qu'un impact sur le processus de formation des liens, les dispositifs institutionnels viennent confirmer le maintien de liens préexistants. Etant donné le caractère émergent de la coordination environnementale à l'échelle des territoires de l'estuaire de la Gironde, l'absence de perspective de comparaison avec d'autres territoires ne nous permet pas de statuer sur le rôle des dispositifs de manière plus définitive, ce qui constitue la limite principale de ce travail.

CONCLUSION DU CHAPITRE

Pour mener à bien l'analyse empirique des contours des spécificités de la coordination environnementale à l'échelle territoriale, ce chapitre devait répondre à plusieurs enjeux. Un premier enjeu concernait l'identification des frontières du système relationnel. Il s'agissait de considérer la nécessaire articulation de la présence des acteurs imposée par les règles de participation des DIE, avec les acteurs de la gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle des territoires. Par ailleurs, pour chacune des participations des acteurs, il fallait aussi distinguer la dimension institutionnelle (règles de participation des dispositifs) et la dimension relationnelle (les motivations liées aux relations entre chacun des participants). La méthodologie développée qui permet de répondre à cet enjeu prend pour point de départ la participation au sein des dispositifs environnementaux et des dispositifs territoriaux. L'identification et la validation de la liste des acteurs-clés de la gouvernance environnementale sont effectuées à travers le degré d'implication à titre personnel, mais aussi au titre de l'organisation que les individus représentent. La validation de la composition du système est opérée en deux étapes : par identification mutuelle des membres, puis par déclaration des liens de collaboration entre eux.

Un second enjeu méthodologique concernait la composition du collectif identifié, composé à 75% d'acteurs publics. Cette caractéristique engageait alors à poursuivre la démarche de l'analyse en s'appuyant sur des repères théoriques concernant le fonctionnement du système

politico-administratif, et notamment la relation élu-bureaucrate. A partir des enseignements de cette littérature, on propose une certaine interchangeabilité des deux catégories d'acteurs lorsqu'il s'agit pour eux d'engager des actions qui dépassent leur aire d'intervention légitime (pour l'élu) ou fonctionnelle (pour le bureaucrate). La formalisation du comportement de formation des liens prend ainsi en compte l'interchangeabilité des rôles de l'élu et du technicien à travers une fonction d'utilité qui ne les distingue pas.

Le recours à une analyse dyadique de la formation des liens suppose également une posture vis-à-vis des mécanismes qui sous-tendent la formation des liens à l'échelle territoriale. Cette posture est à relier avec le niveau d'information qu'ont les individus à propos de leur environnement. Le caractère émergent de la coordination autour des enjeux environnementaux sur les territoires de l'estuaire de la Gironde, bien que présentant une contextualisation de la formation des liens, est à distinguer des territoires où la coordination connaît une trajectoire plus ancienne, soutenue par un degré d'information élevé des individus quant aux membres qui y participent et les relations existantes.

On pourrait alors s'avancer à considérer deux façons distinctes d'appréhender l'existence des relations selon la maturité des territoires (de la coordination qui les caractérise). Une première approche serait basée sur la « distance », une notion composite qui détermine les contraintes plus ou moins importantes à la formation des liens. Dans ce cadre, l'analyse se concentre sur la formation des paires. Une seconde approche serait basée plus franchement sur la structure des relations comme déterminant du choix des liens des individus. Elle fait intervenir le rôle du *tertius gaudens* (la tierce partie) sur la formation des paires. Ici, l'analyse se déplace au niveau des structures triadiques comme sous-structures représentatives du réseau d'ensemble. Dans ce cas le modèle p*, en reposant sur l'hypothèse que les acteurs ont une connaissance parfaite des structures de relations dans le réseau, qui est pertinent pour l'analyse statistique.

Une limite à la démarche empirique menée ici est que le choix méthodologique postule le caractère émergent ou non de la coordination qu'on souhaite analyser. Le choix d'estimer un modèle dyadique reste valide au regard de la problématique adressée : la coordination environnementale par les dispositifs environnementaux est susceptible d'induire des recompositions du collectif d'acteurs en ouvrant la gouvernance à des acteurs très diversifiés. Les résultats empiriques pour l'estuaire de la Gironde montrent cependant que les dispositifs institutionnels formels valident uniquement des relations pré-existantes, et qu'ils révèlent dans une certaine mesure que la coordination collective autour des enjeux environnementaux qui subsiste à l'échelle de l'estuaire reste une coordination politico-administrative au regard de la forte implication des acteurs publics.

Ces résultats font écho à l'importance accordée à la place de l'Etat dans la gouvernance environnementale locale dans le chapitre 4. Les acteurs de la gouvernance territoriale comprennent également les services déconcentrés de l'Etat et à ce titre entretiennent des relations avec les acteurs publics locaux au titre de la représentation de leurs territoires formels respectifs. L'analyse du réseau de collaboration laisse ainsi transparaître l'influence de la structure politico-administrative française sur le mode de fonctionnement du collectif identifié à l'échelle territoriale.

CONCLUSION DE LA PARTIE 2

L'objectif de cette seconde partie était de tirer des enseignements sur l'impact des dispositifs institutionnels sur la coordination environnementale à l'échelle territoriale. Il fallait pour cela revenir dans un premier temps sur les éléments théoriques qui permettent de positionner les dispositifs institutionnels dans le champ de la gouvernance au sein de la littérature économique. L'approche de Williamson présente dans ce cadre des outils de lecture pertinents. Elle permet en effet de positionner la structure de gouvernance par les dispositifs comme une forme d'hybride définie selon la part accordée à l'intervention directe de l'Etat et les prérogatives des autres acteurs. Elle permet dans ce cadre de poser la nature des dispositifs comme des contrats relationnels qui permettent d'engager un ensemble d'acteurs hétérogènes dans une relation de long terme dans la mise en œuvre des politiques environnementales à l'échelle locale.

L'approche empirique développée par la suite permet d'expliciter le rôle respectif des DIE et des particularismes locaux dans l'émergence d'une coordination collective autour des enjeux environnementaux à l'échelle locale. Cette analyse microéconomique de la coordination aborde la formation des liens en référence aux spécificités des acteurs convoqués, des élus et des bureaucrates. Les coûts qui viennent greffer le déroulement de la transaction environnementale (la collaboration autour des enjeux environnementaux) s'apprécient en fonction de la distance qui sépare les acteurs, que nous avons décomposé en quatre dimensions : la distance géographique, le positionnement des acteurs vis-à-vis des règles qui régissent leur gestion (distance institutionnelle), les principes qui dictent l'implication des acteurs au sein des dispositifs (distance organisationnelle), et enfin la spécificité introduite par les rôles dévolus aux appareils politiques et administratifs via les statuts des acteurs, élus ou bureaucrates (distance statutaire).

Notre approche se distingue des travaux néo-institutionnalistes qui considèrent le rôle des dispositifs institutionnels comme la frontière de la structure sociale qui est à analyser. La portée incitative des dispositifs y est évaluée à l'aune de leur impact sur la densité des collaborations sur les territoires auxquels ils s'appliquent (Schneider, 2003). Notre approche prend le parti d'endogénéiser la formation du réseau pour mieux distinguer l'impact des dispositifs dans la formation des liens, de l'impact d'autres structures sociales existantes.

Les enseignements de l'analyse des déterminants des liens de collaboration révèlent ainsi une tension entre l'influence des enjeux propres aux territoires institutionnalisés dans des formes « dures » (les découpages politico-administratifs) ou plus flexibles en matière réglementaire (les Pays) et les enjeux environnementaux formalisés à travers les DIE. Le mécanisme qui sous-tend la formation des liens relève plus de la première catégorie d'enjeux que de la seconde. Le rôle des

DIE peut être ainsi interprété plus comme une institutionnalisation des relations existantes à l'échelle des territoires, que comme un effet de recomposition des relations autour des enjeux environnementaux.

On pourrait alors avancer une certaine résistance des territoires à l'insertion des principes de gestion contenus dans les DIE, ou pour le dire autrement, le design des DIE ignore le territoire. Le mécanisme sur lequel s'appuie cette proposition est identifié sur les territoires de l'estuaire de la Gironde à travers le rôle prépondérant des acteurs centraux du réseau de coordination, dont la légitimité est basée sur des fondements historiques. La distribution des pouvoirs politiques en place, comprise ici à travers le portage des enjeux territoriaux, amoindrit le caractère formel des DIE. En d'autres termes, les processus de négociations menées à l'échelle territoriale dont une partie des normes sont édictées en d'autres lieux (les objectifs des politiques environnementales à travers les DIE) renforcent les comportements opportunistes des acteurs locaux. La dimension relationnelle des DIE donne ainsi aux acteurs-clés locaux la possibilité de se positionner à travers la mise en conformité procédurale impulsée par les DIE, mais sont très peu incités à satisfaire les objectifs qui y sont assignés.

CONCLUSION GENERALE

La politique environnementale européenne a connu un développement sans précédent depuis les trente dernières années. Néanmoins, l'arsenal des législations européennes a eu peu d'influence à l'échelle des Etats-membres en matière environnementale, en raison d'une faible application des directives. Le déficit de l'implémentation des politiques européennes a été expliqué dans la littérature de référence par une inadéquation des structures politiques et administratives des Etats-membres. L'approche command-and-control des politiques environnementales européenne se confrontait directement à l'organisation politico-administrative des Etats-membres. La France figure ainsi parmi les mauvais élèves de l'Europe, notamment pour la qualité de l'eau qui est la première source de contentieux sur le territoire national.

Face à ce constat d'échec, la Commission européenne a organisé une réponse qui s'inscrit dans l'évolution de son fonctionnement politique depuis le milieu des années 90. Les milieux académiques se sont accordés pour qualifier ce fonctionnement de gouvernance multiniveaux, en conceptualisant deux types de gouvernance qui coexistent à l'échelle de l'UE. La dilution du pouvoir de l'Etat s'est en effet opérée en faveur d'acteurs institutionnels et non étatiques selon une dimension horizontale, ainsi que vers différents niveaux de décision inférieurs selon une dimension verticale. Ainsi, les politiques environnementales intègrent progressivement les principes qui fondent la nouvelle gouvernance européenne issus notamment du Livre Blanc sur la gouvernance et de la Convention d'Aarhus.

En France, cette évolution s'est traduite par l'émergence et la multiplication de dispositifs institutionnels, dont les périmètres sont définis sur la base des enjeux environnementaux. Les règles de participation dans ces plans de gestion ad hoc reprennent les principes de la gouvernance européenne sur la base de la représentation des différents intérêts (qui recouvre les principes d'ouverture, participation, responsabilité) et la flexibilité du fonctionnement (qui renvoie au principe d'efficacité et de cohérence).

La question centrale de cette thèse concernait la contribution des DIE à la mise en œuvre des réglementations environnementales à l'échelle locale. Quelle est en effet l'influence de ces outils sur la coordination entre acteurs, malgré leurs divergences d'intérêts, leurs motivations respectives et l'organigramme politico-administratif en place ?

Le travail entrepris dans cette thèse se voulait être une analyse en termes d'économie politique de la coordination d'acteurs autour de la gestion environnementale à l'échelle locale par les DIE.

Pour répondre à cette question, il s'agissait dans un premier temps de positionner et justifier l'existence des dispositifs comme un instrument politico-administratif, permettant d'impliquer différents niveaux de décision et de gouvernement pour la gestion environnementale à l'échelle spatiale des enjeux écologiques. Bien que la théorie du fédéralisme environnemental se soit d'abord appliquée à la gestion environnementale dans les États fédéraux, ou pour des échelles supranationales (UE), son intérêt pour discuter les ressorts institutionnels de l'échelle de la décision politique pour le cas d'un pays reste très pertinent. La répartition des compétences entre les différents niveaux de gouvernement d'un pays est conditionnée par son système politique. La nature profondément unitaire du système politique de la France attribue à l'Etat central l'autorité pour la définition de l'allocation des compétences aux échelles régionale, départementale et communale. Ainsi, malgré les mouvements de décentralisation des années 80, les collectivités locales et territoriales ne bénéficient pas de compétences claires en matière environnementale. Cette situation est confortée par deux phénomènes : l'absence de prérogatives distinctes en la matière entre les différents niveaux de collectivités, et l'absence d'une fiscalité environnementale. Les prescriptions normatives du fédéralisme environnemental permettent alors de comprendre la nécessité des DIE comme instrument de la décentralisation de la gestion environnementale à l'échelle spatiale des enjeux environnementaux. Or, si la souplesse de leur mise en place permet de prendre en compte l'hétérogénéité des situations des territoires à la fois sur le plan environnemental, social et économique, la portée incitative des DIE pour la mise en œuvre effective des réglementations environnementales n'est pas acquise, face notamment aux contraintes politiques locales. Un second enjeu théorique concernait les DIE en eux-mêmes et la forme de gouvernance qu'ils fournissent aux acteurs des territoires. Leur forme hybride pour opérer des transactions relevant de la mise en œuvre des politiques environnementales confère à ces dispositifs les propriétés de contrat relationnel : des arrangements contractuels de long terme basés non pas sur la spécificité des actifs (ici les milieux et les ressources naturelles), mais bien sur la spécificité des acteurs qu'ils convoquent, ce qui renvoie au positionnement particulier de l'Etat, vis-à-vis des acteurs publics locaux.

Les territoires sous l'influence des enjeux écologiques contenus dans la préservation et la gestion des milieux estuariens constituent un cas d'école. La préservation des biens et services écosystémiques rattachés à l'estuaire de la Gironde est un enjeu à la fois à l'échelle locale, nationale et européenne. L'observation d'une forte mobilisation des acteurs publics autour des

enjeux environnementaux de l'estuaire de la Gironde, nous amenait alors à nous focaliser sur ce terrain pour comprendre la dimension politique de la coordination d'acteurs autour des enjeux environnementaux, et à analyser l'impact organisationnel des DIE. Cette intuition s'accompagnait d'une interrogation concomitante, liée à la multiplication de périmètres dédiés à la protection et/ou la valorisation des ressources environnementales et patrimoniales de l'estuaire. Par quels mécanismes politiques les acteurs locaux adhèrent ou non aux politiques environnementales mises en œuvre par ces dispositifs ? Par ailleurs lorsque l'on considère la superposition de ces dispositifs, quel peut être leur impact effectif sur la dynamique de coordination d'acteurs autour des enjeux environnementaux à l'échelle territoriale ?

Pour répondre à la première question, il s'agissait d'analyser en détail les mécanismes qui président à la mise en œuvre d'une politique environnementale portée par un dispositif. La Directive Cadre Eau présentait en cela un objet pertinent d'application empirique, en étant la politique environnementale la plus ambitieuse à l'échelle européenne. Les modalités de sa mise en œuvre en France reviennent à considérer l'empilement hiérarchique des gouvernements inspirés du fédéralisme environnemental : la Commission européenne détermine les objectifs, et le gouvernement accompagne les collectivités en rappelant lui-même les objectifs à l'échelle locale. L'organe qui matérialise cette organisation à l'échelle du bassin versant est la Cellule Locale de l'Eau, qui détermine la conduite et l'application du SAGE. La procédure est axée sur la production de consensus : une politique proposée par la CLE (le PAGD) est soumise pour avis à la fois à la population résidente et à aux élus locaux. Nous avons retenu la procédure de consultation des élus pour aborder le positionnement des communes. Cela nous permettait de confronter le contenu d'une politique élaborée à un échelon de décision donnée et le positionnement de juridictions d'échelon de décision inférieur vis-à-vis de cette politique. Dans le même temps, la démarche couvrait un enjeu supplémentaire liée à l'approche par le bassin versant.

Les données à disposition ont uniquement permis de révéler les enjeux soulevés par la politique du SAGE, à travers la question des facteurs qui influencent la décision des élus de manifester les intérêts de leur commune vis-à-vis d'une politique environnementale. En effet, les dispositions en question relèvent de la mise en œuvre de zonages qui déterminent les espaces qui doivent être rendus à la nature. L'impact subi n'est pas homogène chez toutes les communes. Le mécanisme politique de la participation à la consultation est alimenté par les enjeux qui structurent la dynamique des communes. Toutes choses égales par ailleurs, ces enjeux sont propres aux communes. On entend par là que l'élu de la commune ne prend pas sa décision en observant les communes voisines. Les intérêts qui pèsent sur la décision des maires ressortent des

caractéristiques socio-économiques des communes rurales, à savoir l'importance de l'activité agricole versus l'activité résidentielle.

L'analyse du rôle des DIE sur la gouvernance environnementale à l'échelle territoriale était quant à elle adossée à un enjeu méthodologique important. Elle posait un problème d'identification des acteurs de la gouvernance d'un côté, et des acteurs des collaborations effectives de l'autre. Cette difficulté se doublait du problème de la transversalité des enjeux environnementaux en regard des découpages politico-administratifs. Il s'agissait en effet de prendre en compte l'enjeu des actions (la protection et la valorisation des aménités) et l'enjeu des relations autour des acteurs institutionnels et politiques locaux. Par ailleurs il ne fallait pas déconnecter les enjeux environnementaux des différents enjeux socio-économiques qui structurent la dynamique territoriale. Une entrée par la participation aux dispositifs environnementaux et aux dispositifs territoriaux permettait de recouvrir la population impliquée. Le recours à des techniques issues de l'analyse des réseaux sociaux a débouché par la suite sur l'identification des acteurs de la collaboration environnementale. La méthode utilisée constitue en cela une alternative intéressante aux méthodes d'échantillonnage classiques en se penchant sur les relations des acteurs, bien que peu appliquée en économie.

L'analyse des déterminants des liens de collaboration est fondée sur la notion de distance qui contient plusieurs diemnsions. Elle s'inscrit de cette manière dans le champ de l'économie des réseaux. L'approche dyadique fournie par l'estimation d'un modèle p2 s'est révélée être un outil pertinent puisqu'il permet de se pencher sur l'explication des liens par paires tout en conservant une hypothèse de dépendance entre les observations. L'explicitation des comportements de formation des liens est opérée à travers les attributs individuels des acteurs d'une part, et d'une façon plus globale par « l'environnement » des acteurs d'autre part. La posture adoptée n'est pas éloignée de l'approche proposée par l'économie des proximités. Elle se démarque ainsi d'autres travaux qui ont appréhendé la formation des liens de collaboration en se basant sur les propriétés structurales recherchés par les acteurs, et notamment les néo-institutionnalistes américains. Au contraire de ces travaux, la formalisation proposée dans notre travail est calquée sur le cas d'une gouvernance environnementale « en émergence », où l'on postule que les acteurs ont une connaissance limitée de leur environnement. Une caractéristique propre à cette gouvernance émergente est la très forte présence des acteurs publics locaux, qui comme pour l'essentiel des espaces ruraux, sont à l'initiative des projets. Le cadre d'analyse intégrait donc la relation élu-bureaucrate comme constitutive de la gouvernance.

Le premier enseignement principal des travaux menés renvoie à la difficulté de faire coïncider une politique environnementale décidée par un échelon de décision supérieur avec la

demande des juridictions de rang inférieur, étant donnée la diversité des profils socio-économiques. Si ce résultat n'est pas en soi une surprise vis-à-vis de la littérature de référence (le fédéralisme environnemental), il constitue un élément de connaissance nouveau lorsqu'on le resitue dans les approches de la gestion par bassin versant en matière de gouvernance de la gestion des milieux et des ressources aquatiques. La cohérence écologique de l'approche initiée très tôt par la France, puis reprise et diffusée par la Commission européenne à l'échelle de l'Union, ne peut s'affranchir des dynamiques socio-économiques des communes. Elle pose par ailleurs la question des modalités de gouvernance, parallèlement aux préconisations du fédéralisme sur l'attribution des compétences de gestion environnementale à un échelon de décision particulier : dans le cas des SAGE, l'élaboration et le vote des dispositions par la même instance (la CLE), ne fournit pas une garantie de l'approbation de la politique.

Les résultats de l'approche en termes de réseaux sociaux de la coordination territoriale autour des enjeux environnementaux font écho à tout un champ de connaissances dérivées de la littérature en économie régionale. Nos résultats montrent que les dispositifs institutionnels environnementaux ont un rôle d'institutionnalisation de la coordination existante. Les DIE intègrent les principes de la gouvernance européenne mais n'infléchissent par la trajectoire des territoires, lorsqu'on la comprend comme la dynamique de la coordination des acteurs locaux. On peut prolonger cet enseignement de deux manières. La faible influence des DIE peut s'expliquer par l'effet cumulatif des dispositifs pour l'action collective à l'échelle territoriale, à l'observation de la présence récurrente de certains acteurs devenus centraux dans le collectif de par leur rôle historique, un rôle tenu d'une manière générale par les acteurs publics. La faible influence des DIE peut aussi être expliquée par la composition même du collectif, essentiellement d'acteurs publics. Dans ce cadre, on peut expliquer que la coordination à l'œuvre relève des découpages politico-administratifs : l'espace de coordination offert par les DIE et la problématique environnementale en général, en proposant une aire nouvelle d'intervention, n'est pas encore investi.

Cette interprétation soulève la question de la relation indirecte entre la gouvernance multiniveaux et l'efficacité de la coordination collective autour des enjeux environnementaux à l'échelle territoriale. Dans cette relation, les dispositifs institutionnels mis en œuvre à l'échelle territoriale véhiculent le transfert de la décision politique de l'échelle européenne à l'échelle locale. Les travaux qui font état d'un déficit d'implémentation des directives environnementales attribuent cet échec à l'inadéquation des structures administratives et politiques des Etats membres. La thèse montre que les dispositifs institutionnels ont des propriétés de flexibilité

suffisantes pour satisfaire les exigences des directives européennes, mais que l'on ne tient pas suffisamment compte de l'accumulation des régimes de régulation au niveau des territoires.

En effet, les dispositifs environnementaux sont construits de façon ad hoc en référence aux problèmes (environnementaux) spécifiques à traiter. En voulant s'affranchir de la déconnexion des espaces politico-administratifs avec les périmètres des enjeux environnementaux, le risque est de voir les acteurs confrontés à une nouvelle problématique, celle de la fragmentation des problèmes à résoudre. La nécessité d'aborder le traitement de ces problèmes de façon intégrée engage chaque individu à participer dans différentes arènes de concertation/négociation. Or, en admettant la nature relationnelle des différents dispositifs, d'émanation européenne ou locale, la variété des modes de coordination offerts impacte les stratégies individuelles. En d'autres termes, on avance ici qu'il existe une contrainte individuelle liée à l'enchevêtrement des situations de collaboration : quels sont les effets du résultat d'une interaction dans le cadre d'un dispositif donné, sur les résultats d'une interaction dans un autre dispositif ? Existe-t-il une stratégie optimale pour chaque espace de relations, ou un bouquet de stratégies en référence à la fois au nombre d'arène existantes, et les modes de coordination/dilemmes sociaux qu'elles génèrent ? La capacité des territoires à assimiler et rendre effectives les politiques environnementales est tributaire de la cohérence d'ensemble des différents dispositifs. Elle ouvre dans le même temps des perspectives intéressantes pour les travaux de recherche sur l'analyse microéconomique de la gouvernance multiniveaux.

Deux voies prometteuses permettent conjointement de dessiner les contours de l'analyse microéconomique de la gouvernance multiniveaux. La première est d'inspiration « behavioriste » et permet d'approfondir l'analyse du comportement des individus dans les cadres d'interactions fournis par les divers DIE qui coexistent à l'échelle territoriale. Certains de ces cadres sont en effet plus propices à certains mécanismes de coordination qu'à d'autres (opportunisme, confiance...) et renvoient au degré de formalisation des DIE. La seconde est issue du domaine de l'analyse des réseaux sociaux. Ces derniers constituent autant de ressources que de contraintes pour l'action et influent également sur les comportements et les mécanismes de coordination. Or l'analyse économique des réseaux permet d'introduire la rationalité des individus dans le comportement de formation des liens, et permettrait en même temps d'inférer les structures de relations en référence à des dispositifs particuliers. Une telle approche permettrait d'abonder le design des DIE en relation avec la performance des réseaux sur la gestion environnementale.

ANNEXES

Annexe 1 : Description des dispositifs institutionnels environnementaux

Caractéristiques et mode de mise en œuvre des sites du réseau Natura 2000

A. Fondements juridiques et fonctionnement de la procédure de désignation des sites Natura 2000

La politique européenne de protection de la biodiversité repose sur deux directives :

- la directive n° 79/409/CE du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages (Directive « Oiseaux ») qui oblige les Etats membres à préserver, maintenir ou rétablir une diversité suffisante et des aires d'habitats pour les oiseaux afin de garantir une population suffisante de toutes les espèces. La mesure implique clairement le maintien, le rétablissement et la création de nouveaux biotopes. A cet effet, les Etats membres doivent dresser une liste des territoires les plus à même de constituer des Zones de Protection Spéciales (ZPS) pour leur protection et l'interdiction de leur capture
- la directive n° 92/43/CE du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels (Directive « Habitats ») vise la faune et la flore sauvage, en obligeant les Etats Membres à désigner des sites comme Zones Spéciales de Conservation (ZSC) et de mettre en œuvre les mesures de conservation nécessaires, notamment des plans de gestion : *« un site d'importance communautaire désigné par les États membres par un acte réglementaire, administratif et/ou contractuel où sont appliqués les mesures de conservation nécessaires au maintien ou rétablissement, dans un état de conservation favorable, des habitats naturels et/ou des populations des espèces pour lesquels le site est désigné*[73]*. »*

Les sites identifiés sous ces deux directives forment le réseau Natura 2000. Après avoir été identifié comme Site d'Importance Communautaire, chaque type de zone fait l'objet d'une procédure de désignation spécifique, en précisant les espèces et les habitats pour lesquels la zone

[73] Commission Européenne, Directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages

est désignée. Cette procédure est de nature scientifique. Ces zones endossent leur statut définitif par le relais administratif au niveau national. S'agissant des ZPS, le Ministre prend un arrêté désignant la zone comme site Natura 2000 et notifie sa décision à la Commission européenne. Dans le cas des ZSC, le Ministre propose la zone à la Commission européenne qui l'inscrit sur la liste des sites d'importance communautaire. Le Ministre prend par la suite un arrêté la désignant comme site Natura 2000.Les sites peuvent être une combinaison des périmètres de ZSC et de ZPS ou ne faire l'objet que d'une seule directive. Les Etats Membres sont par la suite chargés de mettre en œuvre de façon progressive les mesures assurant la protection et la gestion efficace de ces sites.

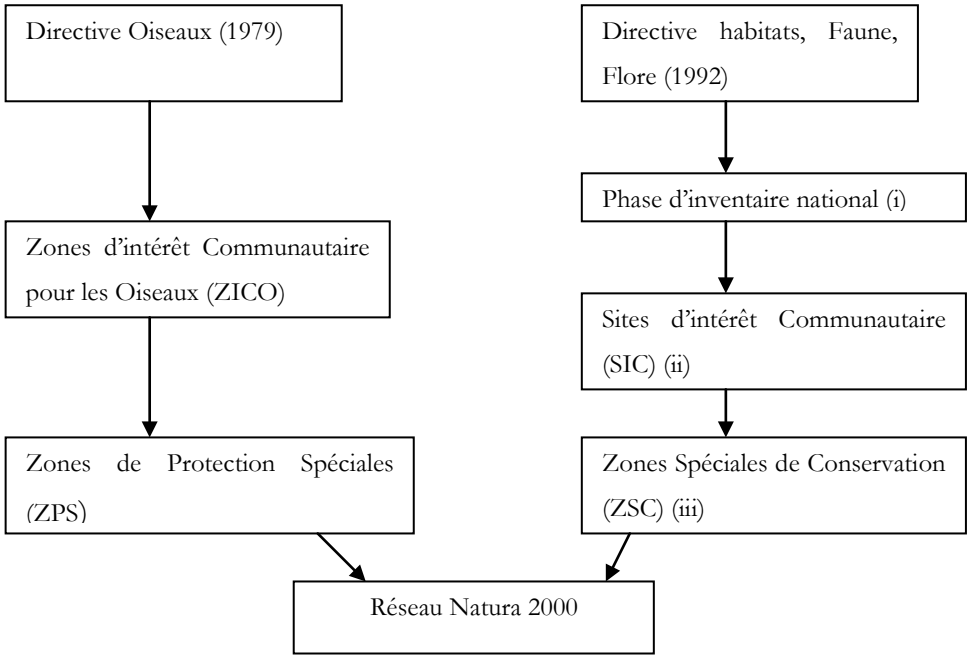


Figure 31 : Les étapes de construction du réseau Natura 2000

Le dispositif avait été programmé à l'origine pour connaître trois phases successives :

(1) une phase d'inventaire national, où chaque Etat Membre recense sur son territoire les habitats naturels et les habitats d'espèces d'intérêt communautaire. L'Etat propose ensuite une liste de sites sur la base de critères définis à l'échelon européen. La liste est ensuite transmise à la

Commission dans un délai de trois ans après la notification de la directive (notification effectuée en 1992).

(2) Sur la proposition des Etats Membres et en accord avec chacun d'eux, la Commission élabore un projet de liste de sites d'importance communautaire. Le choix et la délimitation définitive des sites s'effectue à cette étape.

(3) Les sites sont reconnus officiellement d'importance communautaire et classés ZSC. Cette opération étant programmée sur 6 ans (1998→2004), les Etats se doivent de prévoir les mesures de gestion nécessaires à la sauvegarde des sites. Cette étape a pour enjeu l'appropriation collective des objectifs de conservation. Elle sanctionne en effet des documents élaborés à l'échelle locale qui précise les périmètres des sites et les opérations de gestion.

B. Les caractéristiques de la mise en œuvre française du réseau Natura 2000 en France

B.1. Le conflit comme base historique d'un processus original (1993-1996)

Afin de garantir une certaine crédibilité, la constitution des inventaires est fondée uniquement sur une démarche scientifique[74]. La concertation est réservée à la troisième phase du processus, celle de la définition des mesures de gestion. Dans cette première phase, l'évaluation scientifique est confiée au SPN du MNHN, et l'administration au niveau régional (DIREN) prend en charge les inventaires.

La démarche d'inventaire est rapidement perçue négativement par nombre d'acteurs ruraux. Les premiers à s'élever sont les acteurs de la forêt privée, en se reposant sur l'article 2 de la Directive Habitats qui prévoit *« la prise en compte des exigences économiques, sociales, culturelles, et régionales »*. Le conflit est réel en 1996 lorsque le Muséum publie une liste de 1316 sites correspondant à 13% du territoire. Non associée au processus et découvrant notamment l'ampleur des superficies, une opposition surnommée « le groupe des 9[75] » condamne le manque d'information et se déclare privée de sa représentativité du monde rural. Devant cette levée de

[74] Le Service du Patrimoine Naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle en assurait la coordination scientifique

[75] Ce groupe des 9 est composé des organisations suivantes : l'Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture (APCA), le Centre National des Jeunes Agriculteurs (CNJA), la Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles (FNSEA), la Fédération Nationale des Syndicats de Propriétaires Forestiers Sylviculteurs (FNSPFS), la Fédération Nationale des Communes Forestières (FNCF), l'Association Nationale des Centres Régionaux de la Propriété Forestière (ANCRPF), l'Union Nationale des Fédérations départementales de Chasse (UNFDC), la Fédération Nationale de la Propriété Agricole (FNPA), l'Union Nationale des Fédérations Départementales de Pêche et de Protection du Milieu Aquatique (UNFDPPMA).

boucliers, la procédure est gelée par le Premier ministre Alain Juppé. Une nouvelle procédure est alors entamée, qui précise les nouvelles modalités de concertation.

Par rapport à l'ancienne procédure, la concertation est ouverte dès la première phase du nouveau processus qui s'enclenche et permet une discussion autour de la définition des périmètres, et non plus seulement sur le contenu des actions de gestion. La procédure réinitialise ainsi le processus de mise en œuvre, avec cette fois-ci la spécification à travers de deux circulaires en 1997 qui transfèrent aux préfets d'établir le classement des sites en fonction de leur acceptabilité sociale. Finalement les sites les plus consensuels seront les seuls transmis, mettant en lumière l'articulation des enjeux entre la production et l'utilisation d'outils scientifiques d'un côté, et l'existence d'un cadre délibératif de l'autre.

	Nombre de sites	Superficie totale
Zones de protection spéciale (ZPS) « Directive Oiseaux »	380	4.3 millions d'ha
Sites d'importance communautaire (SIC) « Directive Habitats-Faune-Flore »	1360	4.6 millions d'ha
Total sites Natura 2000 terrestres	1740	6.9 millions d'ha (12.5% territoires terrestre)
Sites Natura 2000 en mer		3.1 million d'ha
Nombre de communes qui ont plus de 5% de leur territoire sur un site Natura 2000	8400	14 millions d'habitants

Tableau 30 : Les chiffres clés du réseau Natura 2000 au 1 er janvier 2009 (source : MEDD).

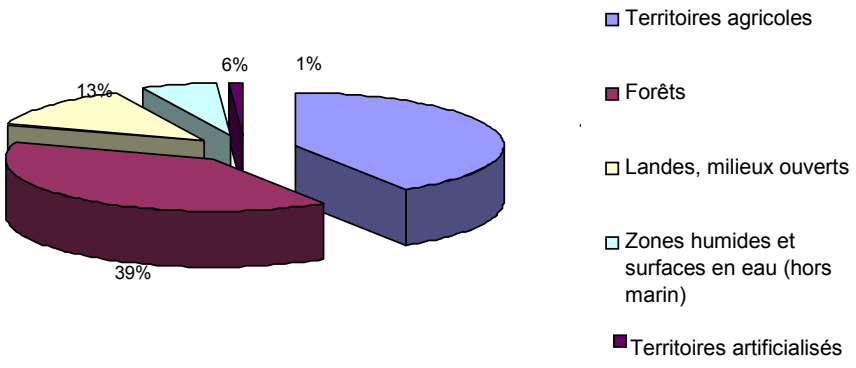


Figure 32 : La structure du réseau terrestre (données Ifen 2007)

Le DOcument d'OBjectifs (DOCOB) est un document de référence qui inclut l'inventaire patrimonial du site concerné. Il formalise également les orientations et les mesures de conservation à mettre en œuvre sur chaque site Natura 2000, ainsi que les moyens financiers correspondants. C'est un processus de concertation associant les acteurs concernés par le site : habitants, élus, socioprofessionnels, usagers et scientifiques. C'est une référence partagée par les acteurs locaux et approuvée par l'Etat.

L'élaboration du DOCOB est une opération d'ensemble qui ne se limite pas à sa rédaction mais comprend aussi des actions d'animation, des débats, le recours à des expertises scientifiques, la conduite d'études préalables et d'inventaires.Le DOCOB est arrêté par le préfet de département dans lequel est localisé le site Natura 2000, ou par un préfet coordonnateur désigné par le ministre de l'environnement lorsque le site est commun à plusieurs départements. La procédure débute par l'élaboration d'un cahier des charges par les soins du préfet, préparé par la DIREN ou soumis à son avis en cas de préparation par la DDAF. Cette première phase permet au préfet de désigner ensuite un opérateur par le préfet76. Dans le même temps un comité de pilotage est associé à l'élaboration du DOCOB ainsi qu'à l'élaboration des contrats N2000 et à leur monitoring.

B.2. Les acteurs de terrain au centre du dispositif de conservation des habitats

Le comité de pilotage intègre obligatoirement les représentants des collectivités territoriales et leurs groupements ainsi que les représentants des propriétaires et exploitants de biens ruraux situés sur le périmètre du site. Dans le cadre d'une concertation élargie, il peut également compter les autres gestionnaires et usagers du site (art. R. 214-25 du Code de l'environnement) : organismes de pêche/chasse, gestionnaires d'infrastructures, organismes touristiques et de loisir et les associations de protection de l'environnement.

L'élaboration du DOCOB constitue ainsi *« une conception décentralisée de l'application de la directive Habitats »* (Valentin-Smith et al., 1998), une phase intermédiaire suivant une procédure bien précise (qui a été harmonisée au niveau national[77]), et qui se concrétise lors de la conclusion des contrats avec les titulaires de droits réels sur le site.

---

[76] Environ 25% des opérateurs sont des collectivités territoriales (source : MEDD).

[77] Il s'agit en fait d'un guide méthodologique de rédaction des DOCOB.

La procédure retenue par la France reprend les dispositions de la convention d'Aarhus (1998) relative à l'accès à l'information, à la participation du public au processus décisionnel et à l'accès à la justice en matière d'environnement. Les Etats sont donc contraints, par n'importe quel moyen mis à leur disposition, à garantir ces droits – accès à l'information et participation-. La procédure standardisée de l'élaboration du DOCOB reprend ces dispositions : concernant la participation, en associant les représentants des organismes sociaux professionnels dont les activités s'exercent sur le site, et concernant l'accès à l'information, en mettant à disposition du public le document d'objectif dans les mairies situées sur le périmètre du site.

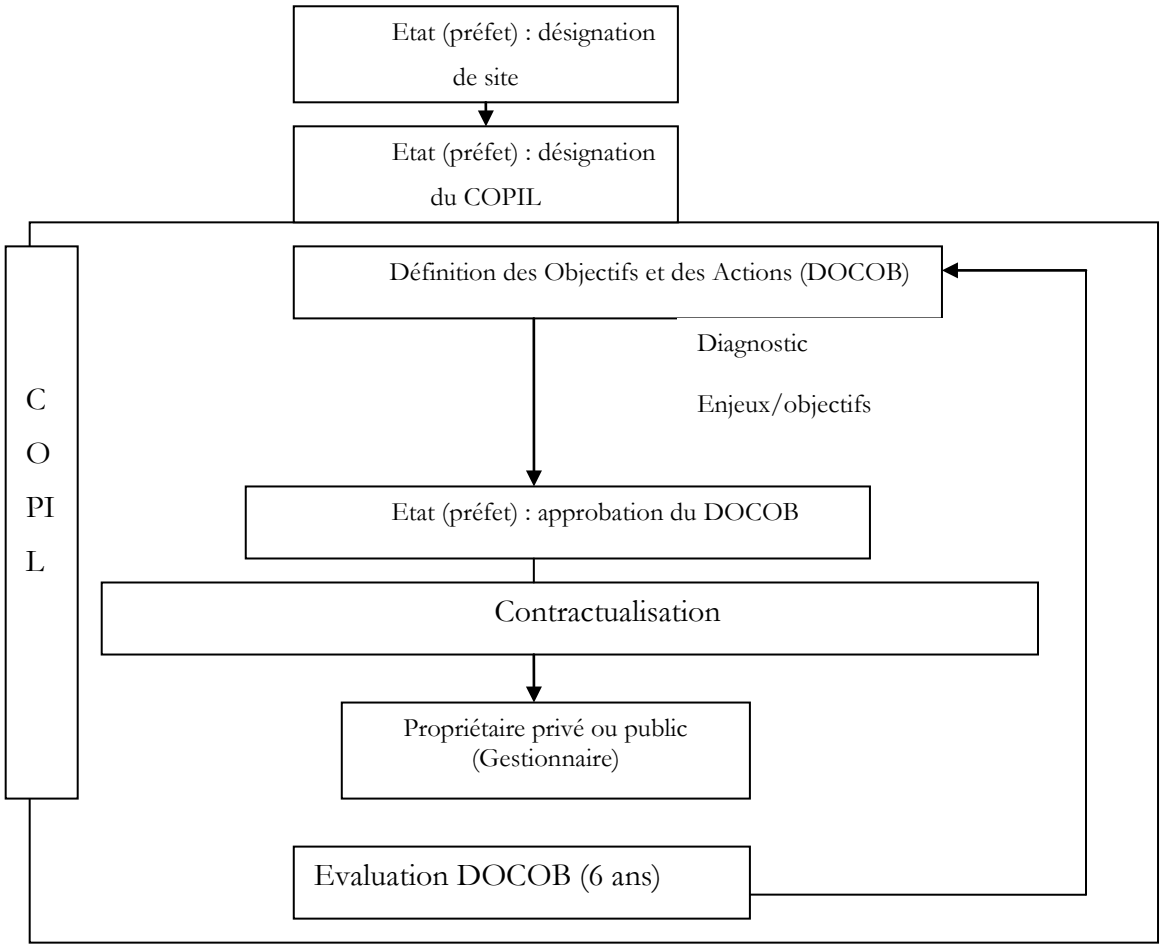


Figure 33 : Procédure standardisée de l'élaboration des DOCOB

Les DOCOB en étant établis sous la responsabilité de l'Etat peuvent être compris comme des déclarations d'intentions et d'engagement. Suite à leur approbation ces DOCOB donnent lieu à la contractualisation avec les partenaires qui se sont engagés.

Pour l'application du Docob, les titulaires de droits réels ou personnes conférant la jouissance des parcelles concernées peuvent conclure avec l'Etat des contrats Natura 2000. Le

contrat est conclu pour une durée minimale de 5 ans entre le préfet et le titulaire de droits réels. C'est la structure animatrice qui recense les bénéficiaires prêts à mettre en oeuvre les mesures contractuelles via les contrats Natura 2000. La structure animatrice apporte son aide au bénéficiaire pour l'élaboration du contrat Natura 2000.

Le contrat comporte un ensemble d'engagements conformes aux mesures définies dans le cahier des charges inclut dans le Docob, portant sur la conservation et, le cas échéant, le rétablissement des habitats naturels et des espèces qui ont justifié la création du site Natura 2000. Il définit la nature et les modalités des aides de l'Etat et les prestations à fournir en contrepartie par le bénéficiaire. Il peut ête établi en milieux agricoles, en milieux forestiers ou en milieux non agricoles et non forestiers ("ni-ni").

Les aides financières accordées au titre des contratc Natura 2000 sont versées par le Centre National pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles (CNASEA). Cette structure est également chargé d'effectuer des contrôles sur pièces et sur place le respect des engagements souscrits.

Depuis la loi DTR (2005), le rôle des collectivités territoriales s'est vu grandir, notamment dans la détermination des objectifs de gestion. En dotant les collectivités de nouveaux outils de gestion de leur patrimoine, la Loi DTR assigne aux collectivités la charge de piloter l'élaboration des DOCOB des sites de leur région. En sus, la charte Natura 2000, créée par la loi « DTR », est un document annexé au Docob et auquel adhèrent volontairement les titulaires de droits réels portant sur des terrains inclus dans le site. Elle est constituée d'une liste d'engagements de gestion courante et durable des terrains et espaces et renvoie à des pratiques sportives ou de loisirs respectueux des habitats naturels et des espèces, ce qui contribuent à atteindre les objectifs de conservation ou de restauration des habitats naturels et des espèces définis dans le Docob. Elle n'implique pas le versement d'une contrepartie financière mais elle ouvre droit au bénéfice de l'exonération de la taxe foncière sur les propriétés non bâties (TFNB) et permet également d'accéder à des aides publiques.

L'adhésion à la charte Natura 2000 n'empêche pas de signer un contrat Natura 2000 et vice-versa. De même, un adhérent à la charte n'est pas obligé de signer un contrat et inversement.

Aujourd'hui, l'ensemble du réseau doit :

- se doter d'un document d'objectifs par site,
- rendre effective sa gestion par contractualisation,

- intégrer les nouveaux fonds communautaire 2007-2013,
- réaliser un bilan de l'état de conservation en 2013.

Les contrats Natura 2000 (Hors milieux agricoles)		
Année	**Nombre**	**Montant**
2006	260	7.3 M€
2007	200	6.13M€
Montant moyen	27 600€	
Mesures agroenvironnementales		
CAD Natura 2000 (2003-2006)	3100 contrats	

Tableau 31 : La situation du réseau en 2007

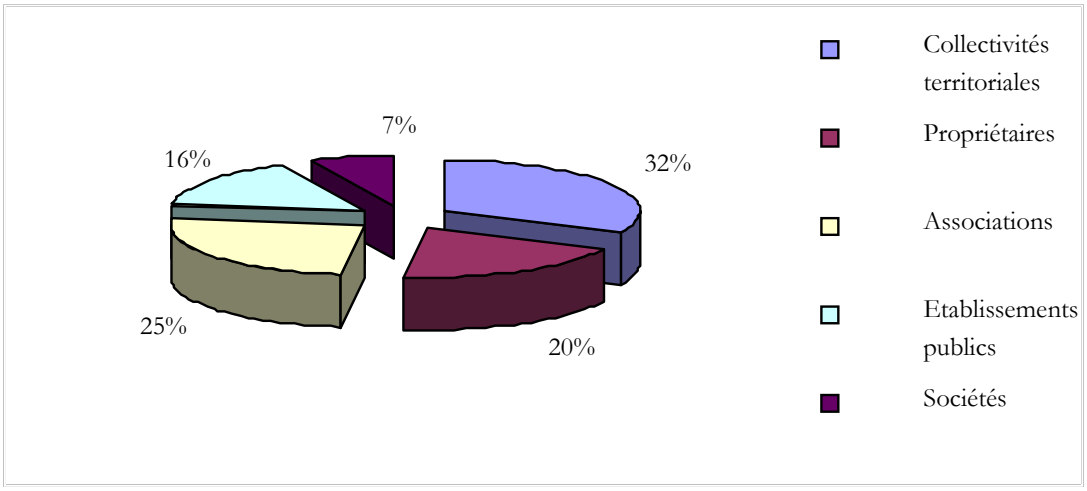


Figure 34 : Les bénéficiaires des contrats Natura 2000

Caractéristiques et mode de mise en œuvre d'un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

A. Evolution juridique de la gestion de l'eau en France

La gestion de l'eau en France telle qu'elle se présente aujourd'hui prend ses bases sur la loi sur l'eau de 1964 et la reconnaissance d'un découpage qui identifie 6 grands bassins hydrographiques[78] sur le territoire national, abritant pour chacun d'eaux une Agence de l'eau et un Comité de Bassin. Ces deux organes sont la manifestation d'une décentralisation de la gestion de l'eau en France. Les Agences de l'eau sont autonomes financièrement par rapport au budget de l'Etat, puisqu'elles sont chargées de la collecte et la distribution des redevances. La structure en Comité de Bassin ouvre quant à elle le dispositif de gestion aux collectivités territoriales et aux usagers du bassin. D'un point de vue opérationnel, les Agences sont l'outil d'exécution de la politique définie par les Comités de bassin.

La loi sur l'eau de 1992 inscrit la gestion de l'eau dans l'articulation spatiale de deux outils, les SDAGE (Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux) et les SAGE (Schémas d'Aménagement de Gestion des Eaux). Ces documents de planification ont évolué suite à la Directive-Cadre sur l'Eau. Encadrés par le droit communautaire, ils fixent pour 6 ans les orientations qui permettent d'atteindre les objectifs attendus pour 2015 en matière de « bon état des eaux ». Les Plans de Mesure (PDM) qui y sont associés sont les actions opérationnelles à réaliser pour atteindre les objectifs des SDAGE au niveau de chaque bassin.

La Directive Cadre-Eau (DCE) signée en décembre 2000 instaure la gestion de l'eau par une approche d'inspiration française, celle du bassin versant. Elle oblige à la mise en œuvre de plan d'actions (SDAGE, Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) dont le contenu est orienté autour de l'objectif de bon état des milieux aquatiques. La DCE introduit par ailleurs la notion de concertation, qui y tient une place importante notamment sur la base de ses préambules 14 et 46, ainsi que dans son article 14. La concertation ne se limite pas aux « stakeholders » mais aussi au « public », « users », « general public », ou encore « interested parties ». La Directive s'est par ailleurs appuyée sur une mobilisation considérable de la recherche et de l'expertise disponibles, à l'instar du document guide n°8 « Public Participation in relation to

[78] Le bassin hydrographique est défini comme une région drainant toutes les précipitations reçues sous forme de ruissellement ou d'écoulement de base (sources d'eau souterraines) dans un cours d'eau donné ou dans un ensemble donné de cours d'eau.

the Water Framework Directive », qui contient une intéressante synthèse de la recherche sur la participation sur 30 ans.

B. Le fonctionnement de la gestion de l'eau

Dans chaque bassin, le Comité de bassin adopte les grandes orientations dans le cadre des politiques nationales et européennes de l'eau. Cette assemblée est composée d'une représentation large de toutes les catégories des acteurs de l'eau et pilote l'élaboration du SDAGE du bassin. Véritable « Parlement de l'eau » le Comité est composé de membres élus ou désignés pour 6 ans, selon des modalités définies par des textes réglementaires[79] : l'assemblée est composée de 40% de représentants des collectivités locales, 40% des représentants des organisations socioprofessionnelles et 20% de représentants de l'Etat. Le comité est consulté sur un certain nombre de dossiers, et notamment sur les périmètres et les projets des SAGE. Le Comité de bassin délibère sur les orientations de la gestion de l'eau, puis les décisions sont formalisées par le conseil d'administration qui est une émanation du Comité, mais qui associe également des représentants de l'agence. La mise en œuvre est ensuite confiée à l'Agence de l'eau.

En étant les principaux organes de financement de la politique de l'eau dans les bassins, les Agences de l'eau assurent avec les services déconcentrés de l'Etat (DREAL de bassin) et l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema), le secrétariat technique pour l'élaboration du SDAGE. A différents stades, le public est consulté lors d'une procédure organisée à l'échelon des grands bassins hydrographiques. Enfin une partie des collectivités et des assemblées professionnelles est également consultée.

[79] En guise d'illustration, le comité du bassin Adour-Garonne comprend 135 membres, partagé entre 54 représentants des collectivités territoriales, 54 représentants des usagers et personnes qualifiées, et 27 représentants de l'Etat et de ses établissements publics.

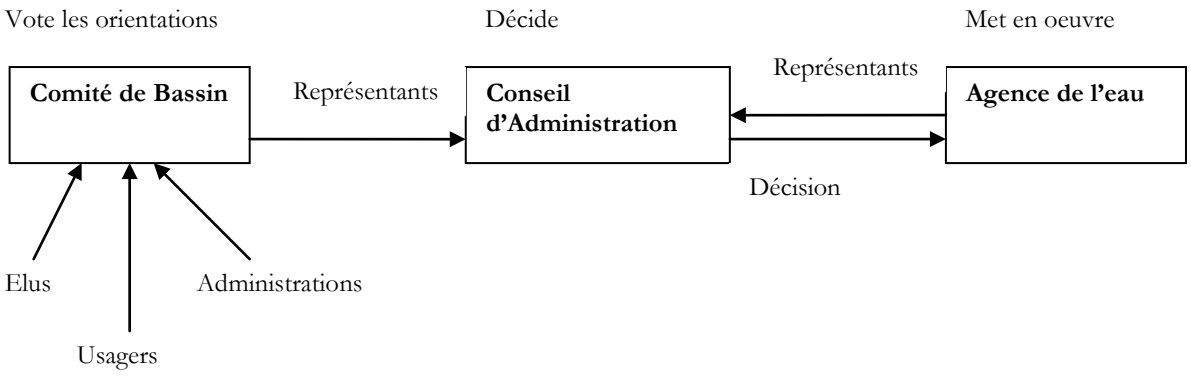


Figure 35 : La gouvernance de la gestion à l'échelle des bassins

Le SAGE est un document de planification de la gestion de l'eau à l'échelle d'une unité hydrographique cohérente (bassin versant, aquifère…). Un SAGE est élaboré et mis en œuvre par une commission locale de l'eau (CLE) composée pour moitié d'élus territoriaux, pour un quart d'usagers et de défenseurs de l'environnement et pour un quart de représentants de l'État. La composition de la CLE est fixée par arrêté préfectoral. Sans autonomie financière, ni personnel technique ou administratif, un SAGE doit être porté par un syndicat de bassin ou un EPTB (Établissement Public Territorial de Bassin).

Le SAGE donne lieu à l'élaboration d'un Plan d'Aménagement et de Gestion Durable de la ressource en eau et des milieux aquatiques (PAGD), dans lequel sont définis les objectifs partagés par les acteurs locaux, d'un règlement fixant les règles permettant d'atteindre ces objectifs, et d'un rapport environnemental. Une fois approuvé, le règlement et ses documents cartographiques sont opposables aux tiers : les décisions dans le domaine de l'eau doivent être compatibles avec le PAGD, tout comme les documents d'urbanisme qui doivent être compatibles avec les objectifs de protection définis par le SAGE.

Généralement, le besoin de mettre en œuvre un SAGE est identifié lors de l'élaboration du SDAGE : cette identification des SAGE ressort comme un impératif dans la mesure où il permet de respecter les orientations fondamentales et les objectifs fixés. Mais le SAGE peut également émerger d'une demande des élus locaux, par l'envoi d'un dossier préliminaire au préfet. Le schéma ci-dessous présente les étapes de la mise en œuvre d'un SAGE.

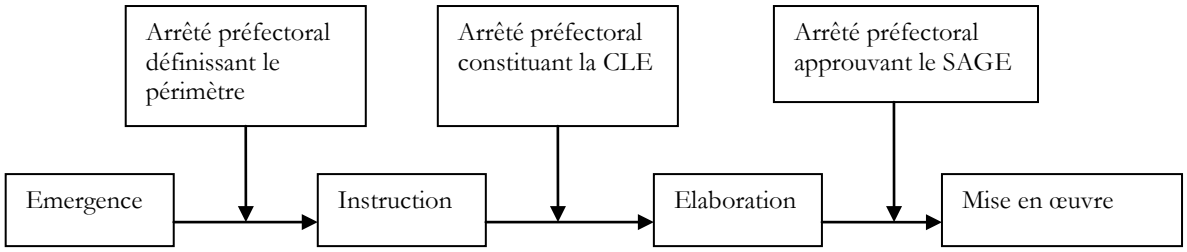


Figure 36 : Gouvernance de l'eau : procédure d'élaboration du SAGE

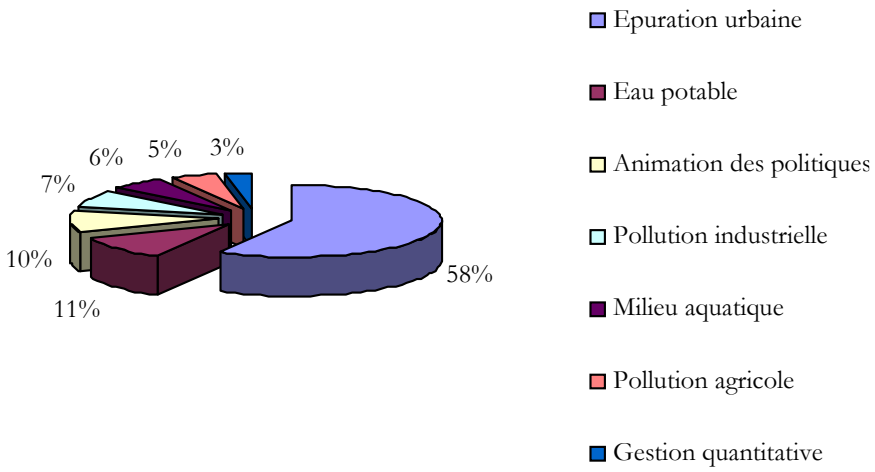


Figure 37 : Ventilation des aides financières attribuées par les Agences de l'EAU

A l'échelle locale, les SAGE et les CLE s'intègrent aux logiques politiques locales existantes mais interfèrent également avec elles, dans la mesure où le mouvement de décentralisation des politiques de l'eau implique un investissement accru des élus locaux. La recomposition même partielle s'effectue à travers d'une gouvernance de bassin. Ghiotti évoque trois raisons à cela (2006, p.14) :

i) la CLE constitue un nouveau lieu de concertation, dont le fonctionnement diffère des scènes politiques traditionnelles (communes, département, région)

ii) la CLE ne possède pas de maîtrise d'ouvrage ni de budget propre, elle doit s'appuyer sur une structure intercommunale pour fonctionner. On peut s'interroger sur une modification des rapports entre ces structures et le jeu politique entre leaders

iii) la CLE intervient sur des espaces et des thématiques en lien avec d'autres dynamiques en termes de développement et d'aménagement (agricole, urbain, touristique), et se trouve ainsi confrontée avec d'autres acteurs et d'autres logiques.

C. Financement du SAGE et évolution des soutiens par thématiques : une illustration par le cas du SAGE « Estuaire de la Gironde et Milieux Associés »

Le financement des actions spécifiques décidées par le SAGE est un aspect important à aborder parce qu'il incombe en partie aux collectivités territoriales. Il s'agit de distinguer les éléments de la récupération des coûts liés aux usages de l'eau assurés par les maîtres d'ouvrage (et indirectement par les usagers domestiques et les entreprises) des montants d'investissement, qui correspondent au coût des dispositions et règles du SAGE effectivement à mettre en œuvre. Ainsi, pour le cas du SAGE « Estuaires et milieux associés », le montant total des dépenses des usages liés à l'eau est de 237 M€/an, dont 62M€/an d'investissement, pour la période 1997-2006, pour laquelle les informations ont été disponibles.

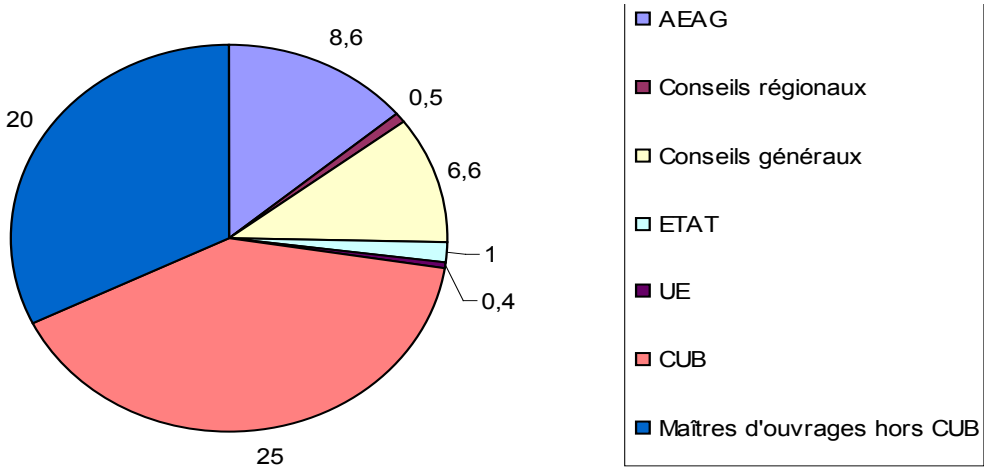


Figure 38 : Financement des investissements sur le périmètre du SAGE en M€/an (Source : Agence de l'Eau Adour-Garonne)

Les financeurs publics (les organismes hors CUB et Maîtres d'ouvrage dans la figure 1) apportent en moyenne 17M€/an, soit un taux de subvention de 27%. L'agence de l'Eau (AEAG) apporte la moitié de ce montant. La Communauté Urbaine de Bordeaux et les maîtres d'ouvrages extérieurs à la CUB apportent près de la moitié de l'investissement total, dont une grande part est

destinée à l'assainissement et aux réseaux d'eau pluviale. Il est à noter la faiblesse des soutiens nationaux et Européens, qui contribuent respectivement à hauteur de 1.6% et 0.6%.

L'estimation globale des dépenses du Sage est comprise entre 49 et 69 M€ par an. L'évaluation basse et l'évaluation haute correspondent toutes les deux aux coûts de toutes les dispositions du SAGE. Ainsi l'évolution des investissements varie de -12% à +6% par rapport à la période antérieure.

	Coût en M€/an		
Thématiques	**Période antérieure (2007 -)**	**SAGE Min.**	**SAGE Max.**
Bouchon vaseux	0.1	0.3	0.4
Pollutions chimiques	0.6	0.6	0.7
Préservation habitats benthiques	0.0	0.02	0.08
Navigation	0.0	0.2	1.5
Bassins versants	5.1	4.6	5.6
Zones humides	1.7	1.8	2.7
Ressources halieutiques	2.0	2.2	2.3
Inondation	1.0	3.0	3.8
Assainissement : Domestique non collectif Domestique collectif Pluvial	 0.2 28.7 15.4	 2.4 33.0 0.0	 4.8 36.3 0.0
TOTAL	54.8	48.2	58.3

Tableau 32 : Synthèse des coûts des dispositions du SAGE (Source : PAGD). En bleu : les services de régulation ; en brun, les services d'approvisionnement ; en jaune : les services à caractère social.

Les dispositions du SAGE ne conduisent pas à une évolution significative du domaine de l'eau, mais à une évolution importante de la répartition des dépenses entre thématiques. Cela est notamment le cas pour la thématique « bassin versants » (+10% dans un scénario élevé)) et surtout la thématique de la protection contre les inondations, qui est quasiment multipliée par 4. Dans la mesure où 88% des dépenses totales des usages liés à l'eau sont destinés à l'eau potable, l'assainissement et les réseaux d'eau pluviale, les actions phares du SAGE sont largement dépendantes de financements publics. Dans ce contexte, deux scénarios sont envisageables. Le

premier est l'implication plus forte de partenaires tels que l'Etat ou l'Union européenne. Un second scénario se base sur une plus grande sollicitation des partenaires existantes : soit par la récupération des coûts (ménages et entreprises), ou une plus grande sollicitation des collectivités, notamment départementales et régionales. Cette dernière voie diminuerait la marge de manœuvre des communes en matière budgétaire, dans la mesure où ce sont elles qui prélèvent les impôts en faveur des trois échelons régionaux, départementaux et communaux. A ce stade, l'on ne peut donc envisager un impact budgétaire notable sur les collectivités, et particulièrement sur les communes. Aussi, la principale politique environnementale qui mobilise les communes concerne les évolutions des zonages d'actions prioritaires, en l'occurrence l'extension des zones humides, et la zone d'expansion de crue.

ANNEXE 2 : Répartition des domaines de contentieux sur le droit de l'environnemet en France et à l'échelle de l'Union européenne

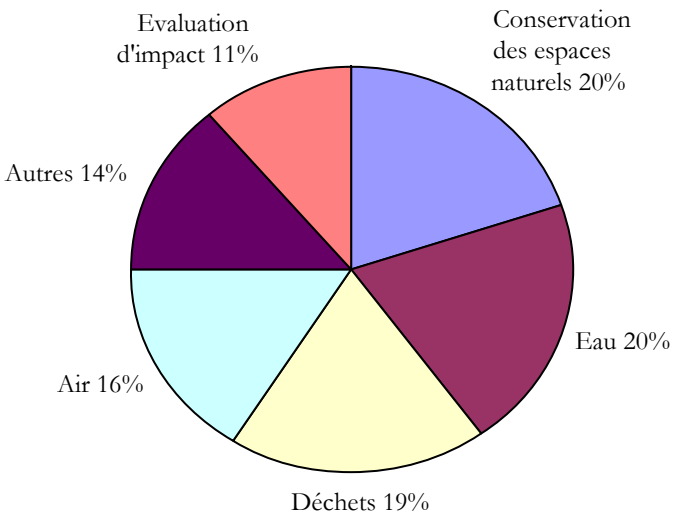


Figure 39 : Répartition des domaines de contentieux sur le droit de l'environnement dans l'Union européenne

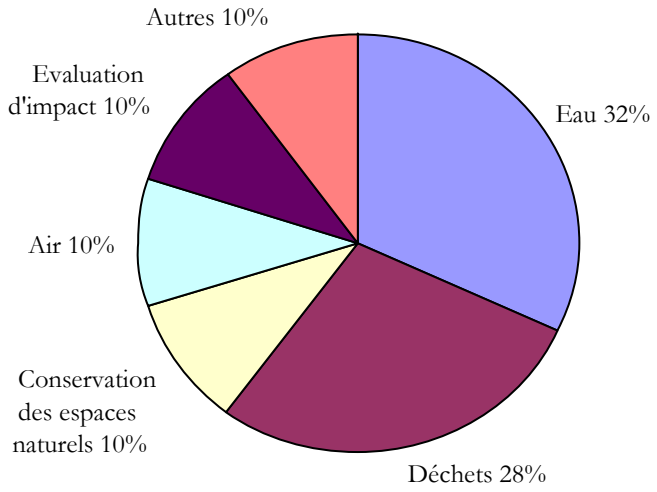


Figure 40 : Répartition des domaines de contentieux sur le droit de l'environnement en France

ANNEXE 3 : Localisation et vocation des terminaux du PAB le long de l'estuaire de la Gironde

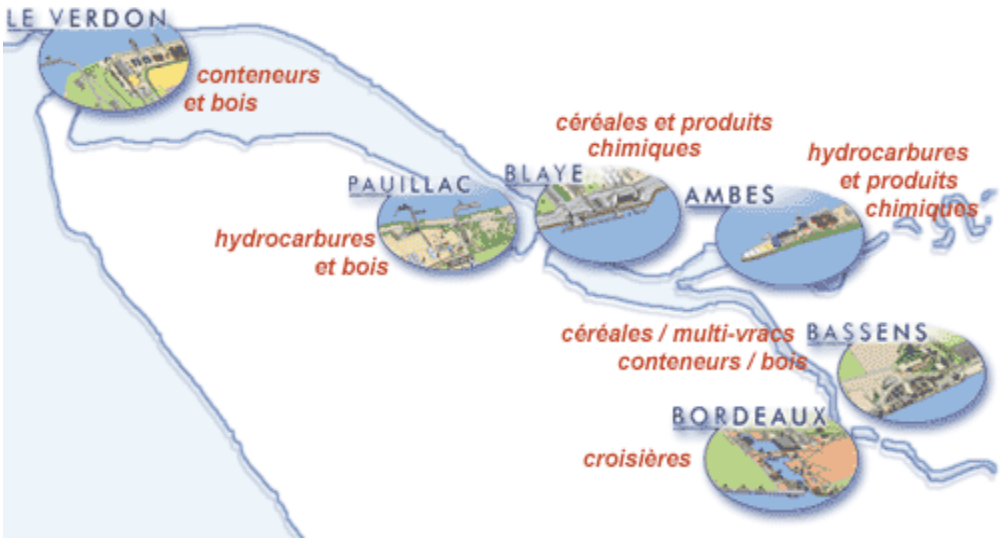


Figure 41 : Localisation et vocation des terminaux du PAB le long de l'estuaire de la Gironde

ANNEXE 4 : Description des variables pour le modèle de vote et résultats et calcul des odds ratios sur le logit simple

Variable	Description	Source
Sagri2000	Part de la surface agricole dans la superficie communale totale	RGA communal 2000
EspNat	Part des surfaces en espaces naturels dans la superficie communale totale (surfaces N2000)	A partir des données Corinne Land Cover
Litstq2007	Nombre de lits	Indicateurs touristiques, INSEE
distmiUrb	Distance minimum entre une commune et un centre urbain	Calcul à partir des coordonnés géographiques (en degrés décimaux)
Pop	Population communale en 2009	RGP 2009
EvolPop	Evolution de la population entre 1999 et 2009	RGP 1999-2009
DensPop	Nombre d'habitants au km^2	RGP 2009
Revmedian	Médiane des revenus par communes en 2009	INSEE 2010
Distautoroute	Distance de la commune à la voie express la plus proche	

Tableau 33 : Description des variables explicatives

	Observations = 151 Wald chi2(6) = 25.47 Log pseudolikelihood = -89.692758 Prob > chi2 = 0.0003			
	Odds Ratio	Std. Err.	z	P>|z|
Sagri2000	1.014	0.006	1.89	0.059
N2000_	1.015	0.008	1.85	0.064
DensPop2009	1.002	0.001	1.73	0.084
DistUrb	0.982	0.011	-1.55	0.122
Income	0.196	0.098	-3.25	0.001
logLitstq	0.839	0.072	-2.05	0.040

Tableau 34: Calcul des ratios de probabilité pour le modèle B sans constante

ANNEXE 5 : Résultats des estimations du modèle logit simple

Variable						
Constante	1.34 (3.06)		2.9 (2.7)		-3.03 (2.4)	
Sagri	0.03** (0.01)	0.03*** (0.009)	0.028** (0.011)	0.03*** (0.009)	0.03** (0.01)	0.2** (0.008)
EspNat	0.013 (0.008)	0.014* (0.008)	0.015* (0.008)	0.17** (0.008)	0.017** (0.008)	0.014* (0.008)
logPop	0.17 (0.35)	0.23 (0.3)			-0.1 (0.3)	-0.4** (0.2)
DensPop	0.005** (0.002)	0.004** (0.002)			0.004** (0.002)	0.005** (0.002)
EvolPop	-0.004 (0.02)	-0.004 (0.0119)			0.01 (0.02)	-0.13 (0.02)
DistUrb	-0.006 (0.02)	0.001 (0.02)	-0.000 (0.02)	0.014 (0.01)	0.02 (0.02)	0.004** (0.002)
Revenu médian	-0.000** (0.000)	-0.000** (0.000)	-0.000** (0.000)	-0.000 (0.000)		
Revenu moyen			-0.000 (0.000)	-0.000** (0.000)		
Revenu (rev med>rev moy=1)					-0.6 (0.6)	-0.76 (0.6)
logLitstq	-0.38 (0.15)	-0.018 (0.15)	0.03 (0.15)	0.1 (0.12)	0.1 (0.1)	0.09 (0.14)
Log pseudolikelihood	-82.402754		-82.135893	-82.5033	-86.00713	-86.801534
Prob > chi2	0.0027		0.0007	0.0002	0.0019	0.0006
Pseudo R2	0.17		0.17		0.13	

ANNEXE 6 : Classes isomorphiques des triades

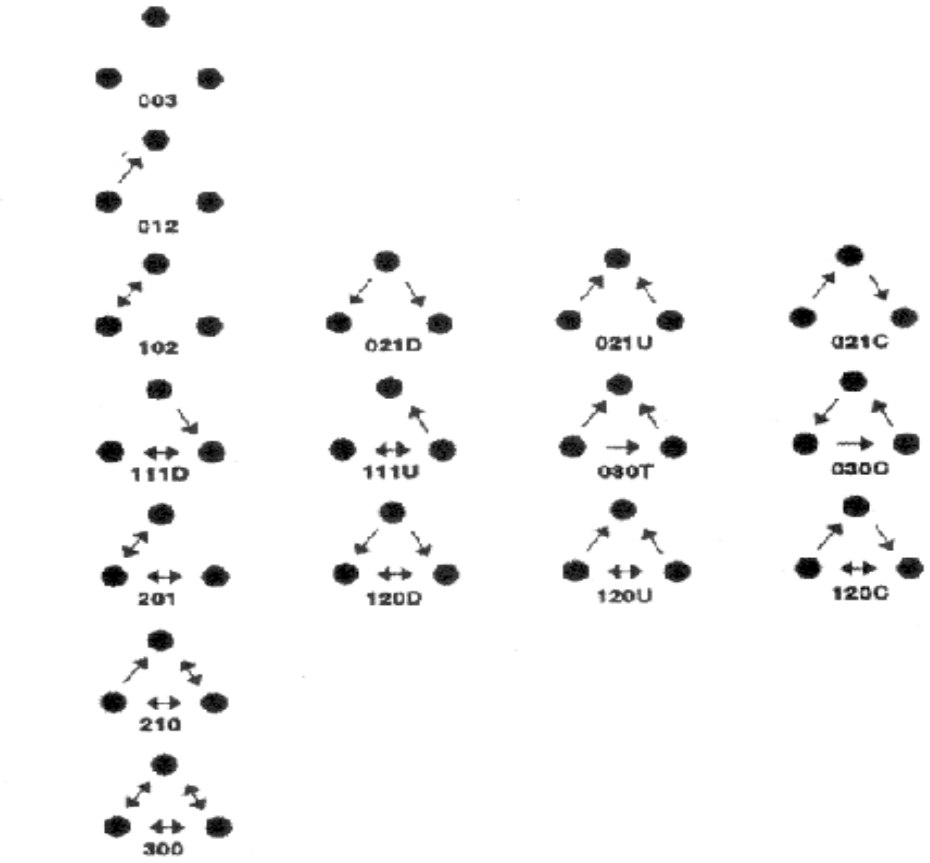


Figure 42 : Classes isomorphiques des triades (Holland et Leinhardt, 1976)

ANNEXE 7 : Les 20 organisations les plus représentées dans les dispositifs

Classement	Institution	Classement	Institution
1	Conseil Général Gironde	11	Conservatoire du littoral
2	Communauté Urbaine Bordeaux	12	Chambre d'Agriculture 17
3	Commune de Barzan	13	DDAF 33
4	Commune de Saint Sorlin de Conac	14	Pays de haute-Gironde
5	DIREN Aquitaine	15	Conseil Régional Aquitaine
6	Conseil Général Charente-Maritime	16	Pays de Haute-Saintonge
7	DDE 17	17	Chambre d'Agriculture 33
8	Commune de Saint Dizant du Guä	18	SEPANSO
9	Communauté Agglomération Royan	19	Fédération Départementale de la Chasse 33
10	Port Autonome Bordeaux	20	Commune de Floirac

Tableau 35 : Classement des 20 organisations les plus représentées dans les dispositifs

ANNEXE 8 : Détail des résultats sur les estimations du modèle p2

Effets aléatoires :	**Par. est. (std.dev.)**		
Variance sender	1.59 (0.39)	1.24 (0.34)	1.36 (0.41)
Variance receiver	3.88 (0.95)	2.56 (0.64)	0.47 (0.17)
Cov.sender-receiver	1.00 (0.42)	-0.23 (0.3)	-0.13 (0.17)
Effets fixes			
Densité	-4.05 (0.44)	-3.86 (0.63)	-6.21 (0.54)
Reciprocité	1.98 (0.35)	-0.083 (0.39)	-0.02 (0.37)
Attributs d'émission des liens ($\alpha_{i,Ego}$)			
Statut	-0.008 (0.2)		
Rive		0.29 (0.31)	
Pop			-0.12 (0.19)
Attributs de reception des liens ($\beta_{i,Alter}$)			
Pop			1.53 (0.14)
BIC	2544.09	2716.15	2746.05
Log-vraissemblance	-777.16	-863.93	-866.8

Effets aléatoires :	**Par. est. (std.dev.)**			
Variance sender	1.28 (0.36)	1.36 (0.38)	1.35 (0.43)	1.1.24 (0.35)
Variance receiver	2.4 (0.58)	2.58 (0.7)	2.7 (0.7)	2.56 (0.63)
Cov.sender-receiver	-0.3 (0.3)	-0.33 (0.31)	-0.29 (0.31)	-0.24 (0.3)
Effets fixes :				
Densité	-3.6 (0.25)	-4.07 (0.43)	-3.5 (0.34)	-3.47 (0.22)
Reciprocité	-0.05 (0.39)	-0.08 (0.36)	-0.56 (0.54)	-0.04 (041)
Densité (μ_{ij})				
Dispo	0.32 (0.13)			
Recokeyfig		0.71 (0.23)		
Prox			-0.21 (0.11)	
Statut (Abs.dif.)				0.05 (0.1)
BIC	2713.63	2706.19	2.717.7	2715.73
Log-vraissemblance	-862.51	-858.96	-862.01	-863.85

Effets aléatoires :	**Par. est. (std.dev.)**			
Variance sender	1.34 (0.42)	1.3 (0.39)	1.34 (0.4)	1.3 (0.37)
Variance receiver	2.45 (0.61)	2.5 (0.65)	2.37 (0.59)	2.32 (0.6)
Cov.sender-receiver	-0.36 (0.31)	-0.38 (0.3)	-0.38 (0.3)	-0.35 (0.3)
Effets fixes :				
Densité	-3.6 (0.34)	-3.48 (0.28)	-3.7 (0.27)	-3.5 (0.26)
Reciprocité	-0.95 (0.39)	-0.06 (0.39)	-0.1 (0.38)	-0.15 (0.42)
Densité (μ_{ij})				
Dispo	0.33 (0.11)		0.24 (0.12)	0.25 (0.12)
Recokeyfig		0.69 (0.25)	0.61 (0.24)	0.62 (0.23)
Prox	-0.17 (0.12)	-0.18 (0.09)		-0.19 (0.1)
BIC	2718.53	2716.84	2716.86	2722.84
Log-vraissemblance	-862.08	-861.31	-861.24	-859.52

Effets aléatoires :	**Par. est. (std.dev.)**	**Par. Est. (std.dev.)**	**Par. Est. (std.dev.)**
Variance sender	1.38 (0.46)	1.36 (0.42)	1.38 (0.41)
Variance receiver	0.47 (0.18)	0.47 (0.17)	0.43 (0.16)
Cov.sender-receiver	-0.09 (0.18)	-0.1 (0.17)	-0.13 (0.18)
Effets fixes :			
Densité	-6.44 (0.45)	-6.33 (0.43)	-6.23 (0.45)
Reciprocité	-0.19 (0.42)	-0.12 (0.39)	-0.17 (0.41)
Attributs de reception des liens ($\beta_{i,Alter}$)			
Pop	1.47 (0.15)	1.5 (0.16)	1.49 (0.15)
Densité (μ_{ij})			
Recokeyfig	0.61 (0.21)		0.67 (0.22)
Dispo	0.12 (0.13)	0.19 (0.12)	
Prox		-0.21 (0.1)	-0.2 (0.1)
BIC	2746.63	2748.67	2747.5
Log-vraissemblance	-864.1	-864.92	-864.09

ANNEXE 9 : Quelle(s) similarité(s) des communes à travers les enjeux estuariens ? Une analyse exploratoire des données spatiales

L'objectif de cette section est d'affiner les informations obtenues précédemment sur les enjeux qui structurent les territoires de l'estuaire de la Gironde. La section 2 du chapitre 4 traitait de l'évolution des enjeux des communes en considérant ces dernières indépendantes les unes des autres. A partir du moment où le degré d'évolution est similaire entre communes voisines, les enjeux sont identifiables par l'observation de zones homogènes. Au-delà de l'identification des enjeux, ces traitements ne nous permettent pas de statuer, pour chacun de ces enjeux, sur la relation spatiale entretenue entre communes voisines. On s'appuie ici sur une approche en termes d'autocorrélation spatiale pour explorer les espaces de concurrence ou de complémentarité entre les communes en matière d'orientation économique et environnementale.

A. Analyse des dynamiques territoriales par une approche de l'auto corrélation spatiale

On peut définir l'autocorrélation spatiale comme la simultanéité de valeurs similaires avec des localisations similaires (Anselin, 2001). Il y a donc une autocorrélation spatiale positive lorsque des valeurs d'un certain niveau d'une variable aléatoire ont tendance à être associées dans l'espace. En d'autres termes, des lieux proches les uns des autres se ressemblent davantage que des lieux éloignés. Réciproquement, l'autocorrélation spatiale négative se présente lorsque les unités géographiques sont entourées de voisins présentant des valeurs différentes pour cette même variable aléatoire (des lieux proches sont plus différents que des lieux éloignés). Enfin une absence d'autocorrélation spatiale indique que la répartition spatiale des observations est aléatoire ; aucune relation n'existe entre la distance qui sépare les unités géographiques et leur degré de ressemblance.

On base nos mesures de l'auto corrélation spatiale globale sur la statistique I de Moran. L'indicateur de Moran est une variable aléatoire dont la distribution est déterminée par celle de la variable d'intérêt et des interactions spatiales.

Il s'agit alors dans un premier temps de spécifier la relation qui lie en termes spatiaux les différentes entités localisées. La statistique de Moran représente, pour chaque variable observée z, le degré d'association linéaire entre sa valeur à une certaine localisation et la moyenne pondérée spatialement de ses voisins :

$$I_c = \frac{\sum_i \sum_j w_{ij}(x_{i,c} - x_c)(\bar{x}_{j,c} - \bar{x_c})}{\sum (x_{i,c} - \bar{x_c})^2}$$

où $x_{i,c}$ est l'observation pour l'unité spatiale i (respectivement j) de la variable c, et $\bar{x}_c$ la moyenne des observations pour la variable c. Le terme w_{ij} est un élément de la matrice de poids spatiale W. Elle indique comment l'unité i est connectée à l'unité spatiale j. Une valeur de I plus grande (respectivement plus petite) que la valeur de l'espérance mathématique $E(I) = -1/(n-1)$ indique une autocorrélation spatiale positive (respectivement négative) dans la distribution géographique des observations, c'est-à-dire un regroupement géographique de valeurs similaires (respectivement dissemblables).

Afin de considérer les positions relatives des observations les unes par rapport aux autres, on spécifie la topologie du système spatial en construisant une matrice. Déterminée de façon exogène, cette matrice est carrée, comportant autant de lignes et de colonnes qu'il y a de zones géographiques et où chaque terme wij représente la façon dont la localité i et la localité j sont connectées spatialement. Cette matrice est standardisée de manière à ce que la somme de chacune des lignes soit égale à 1 pour normaliser l'influence du voisinage. La forme fonctionnelle utilisée ici est une fonction de l'inverse de la distance :

$w_{ij} = 1/d_{ij}^{\beta}$ si $d_{ij} < \bar{d}$

$w_{ij} = 0$ sinon.

Le paramètre β est un paramètre déterminé a priori et $\bar{d}$ est la valeur seuil au-delà de laquelle on suppose qu'il n'y a pas d'interaction directe entre la localité i et la localité j. La matrice de poids retenue est une matrice de distance (longitude et latitude exprimés en mètres) entre les centroïdes (i.e., les barycentres) calculés pour chaque commune.

B. Les enjeux des territoires de l'estuaire : hypothèses et résultats à l'échelle globale

En référence aux développements de la section 2 du chapitre 3, on cherche à tester les ressemblances ou différences entre communes à travers quatre variables représentant les enjeux identifiés sur l'estuaire :

- la dimension productive-type des territoires de l'estuaire est représentée par l'évolution de surface viticole communale divisée par la Surface Agricole Utilisée communale entre 2000

et 2010, (« **SpecVignes** »). Le choix de s'intéresser à la l'usage des terres revient à la placer comme une variable de référence par rapport aux autres usages, mais il est également motivé par le fait qu'il représente un enjeu fort dans la production agricole de l'estuaire. Lorsqu'on considère la répartition de l'usage dominant des terres globalement, trois zones homogènes se dégagent à travers des usages à des fins viticoles, céréalières et les surfaces toujours en herbe (cf. figure 9 et 10, p.105). L'on s'attend alors à ce que les valeurs de la variable soient autocorrélées. Par ailleurs l'absence d'un seul usage dominant à l'échelle globale laisse suggérer que cette autocorrélation est de signe négatif.

Hypothèse 1 : à l'échelle de l'estuaire, la structure spatiale de l'évolution de l'usage des terres à des fins viticoles présente une hétérogénéité entre les communes et leur voisinage.

- la seconde variable sélectionnée représente l'enjeu de l'orientation touristique souligné auparavant, représenté par l'évolution de la capacité d'accueil en nombre de lits, (« **Litstourq** ») entre 1998 et 2007). Bien que les informations obtenues nous permettent de constater que l'évolution du nombre de lits est positive sur la période pour la quasi-totalité des communes de l'estuaire, on ne peut juger de leur niveau en volume, et donc sur leur similarité. On sait par contre que l'écart de développement en la matière est conséquent : les pôles d'attraction des communes littorales sont plus dotés en infrastructures d'accueil que les communes des zones du bas estuaire et du fond d'estuaire. Mais elles ne permettent pas de statuer sur un écart important ou au contraire une similarité de leur taux de croissance.

Hypothèse 2 : à l'échelle de l'estuaire, la structure spatiale de l'évolution de la capacité d'hébergement touristique ne présente pas d'autocorrélation spatiale entre les communes et leur voisinage.

- la troisième variable sélectionnée représente la dimension naturelle à travers de la surface des espaces N2000 en valeur absolue par communes, (« **N2000km2** »). Comme la capacité d'hébergement touristique, cette variable peut renseigner sur l'orientation effective des territoires de l'estuaire vers une stratégie axée sur la qualité du cadre de vie et la valorisation des espaces. Comme la répartition de ces espaces concerne pour l'ensemble la présence de zones humides, l'on considère que la localisation sur les rives de l'estuaire est la plus probable. Dans cette mesure, à l'échelle globale de l'estuaire, on s'attend à une auto corrélation spatiale négative.

Hypothèse 3 : à l'échelle de l'estuaire, la structure spatiale de la répartition des surfaces classées Natura 2000 présente une hétérogénéité entre les communes et leur voisinage.

- Enfin l'évolution de l'assise électorale des élus des circonscriptions (évolution de la population des plus de 20 ans, «**Asselect**», entre 1999 et 2009) est la quatrième variable retenue en raison de son influence sur les élus en matière d'orientation économique. Elle est également un signe du dynamisme des communes. En constatant que l'estuaire est borné au Nord et au Sud par deux bassins de vie importants, on s'attend à une hétérogénéité spatiale à l'échelle globale.

Hypothèse 4 : à l'échelle de l'estuaire, la structure spatiale de l'évolution de l'assise électorale des élus municipaux présente une hétérogénéité entre les communes.

- L'analyse de l'autocorrélation spatiale à l'échelle de l'estuaire nous renseigne sur la dépendance ou non des différentes dimensions d'intérêt en termes spatiaux mais comporte certaines limites. L'indice de Moran permet d'apprécier la manière dont la structure spatiale est marquée, mais ne donne aucune information sur les détails de cette structure.

Le tableau 3 présente les résultats des traitements pour chacune des quatre variables.

```
------------------------------------------------------------
Name: poidstest
Type: Distance-based (inverse distance)
Distance band: 49000.0 < d <= 100000.0
Row-standardized: No
------------------------------------------------------------

Moran's I
------------------------------------------------------------
          Variables |    I      E(I)   sd(I)     z    p-value*
--------------------+---------------------------------------
          Litstourq | -0.331  -0.007   0.017 -19.396   0.000

         SpecVignes | -0.173  -0.007   0.018  -9.418   0.000

           Asselect | -0.107  -0.007   0.017  -5.923   0.000

           N2000km2 | -0.154  -0.007   0.017  -8.917   0.000

------------------------------------------------------------
*1-tail test
```

Tableau 36 : Mesures d'autocorrélation spatiale globale

Les résultats font apparaître des scores de corrélation négatifs et significatifs à 1% pour l'ensemble des variables d'intérêt. Ce qui signifie que les communes prennent des valeurs pour ces variables en étant localisées proches de communes qui prennent des valeurs différentes plus souvent que si leur localisation était purement aléatoire.

La répartition spatiale des capacités d'hébergement touristique est la variable pour laquelle la corrélation négative est la plus élevée. Les localités qui ont une capacité d'hébergement touristique élevée sont entourées de communes voisines aux scores différents pour cette variable. Le taux de spécialisation de l'usage des terres présente une corrélation négative plus faible, indiquant une certaine tendance à des valeurs différentes entre voisins pour cette variable. Cette faible corrélation ne semble pas étonnante étant donnée la forte présence de l'activité sur les deux rives du département de la Gironde, et dans une bien moindre mesure sur les rives de la Charente-Maritime.

Le score d'autocorellation pour la variable qui représente la base électorale des élus communaux est également faiblement négative. Cette variable représente l'évolution de la population en âge de voter sur la période des deux recensements généraux de la population de 1999 à 2009. Là également le score de Moran présente une tendance faible à la dissimilarité entre voisins sur cette variable. Le score concernant les superficies communales en espaces Natura 2000 est à prendre avec plus de précaution dans la mesure où les surfaces sont exprimées en valeur absolue. Elle exprime cependant la volonté des maires à participer à la démarche suite à la désignation des sites. Là encore le score d'autocorrélation est faiblement négatif mais significatif, indiquant une tendance différente entre les maires de localités voisines.

Dans la mesure où la statistique *I* de Moran est une mesure globale de l'autocorrélation spatiale, elle ne permet pas d'analyser la structure locale de l'autocorrélation. On s'interroge ainsi sur les localités qui contribuent le plus à l'autocorrélation spatiale globale : c'est-à-dire la concentration des valeurs fortes ou faibles. On peut ainsi identifier les localités ou groupes de localités issus de l'autocorrélation spatiale globale. On se réfère pour cela au diagramme de Moran (Anselin, 1996).

Le diagramme de Moran est une représentation de l'observation de chaque unité spatiale z_i par rapport à la moyenne standardisée et spatialement pondérée, W_{z_i}, appelée également variable spatialement décalée. En disposant la variable spatialement décalée en ordonnée et l'observation de chaque unité spatiale en abscisse, il est possible de disposer d'un diagramme qu'on peut partager en 4 quadrants.

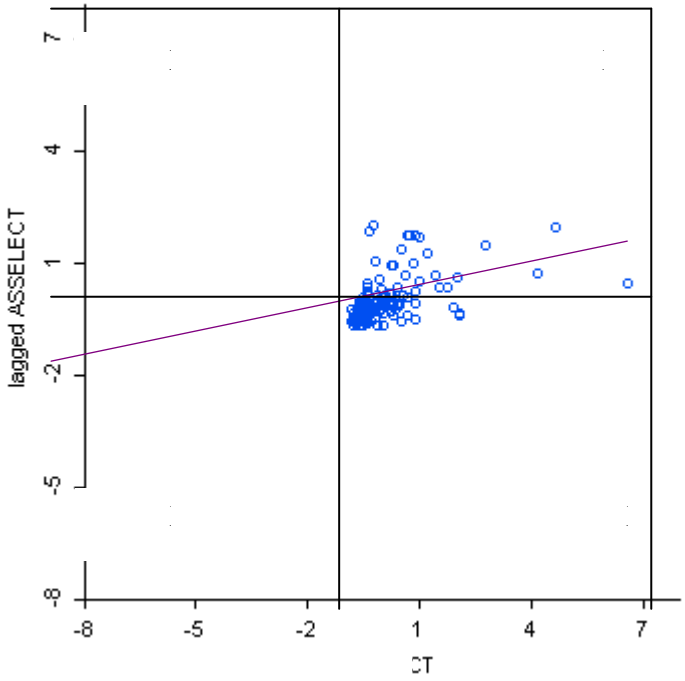


Figure 43 : Une illustration du diagramme de Moran

Le diagramme est centré sur la coordonnée à l'origine. Si I_c présente une valeur positive, il indique une concentration spatiale de valeurs similaires associant un couple de valeurs élevées ou faibles (High-High, ou Low-Low). Dans la situation d'une valeur négative on interprète une concentration spatiale de valeurs dissimilaires (High-Low, Low-High) ou autrement dit des *spatial outliers* (Anselin, 1995, 1996). Les observations où la variable d'intérêt présente une valeur forte dans un voisinage qui ne lui ressemble pas désignent la situation « High-Low » (l'autoccorrélation spatiale est négative et la valeur de l'indice est élevée). Réciproquement, les observations où la variable d'intérêt présente une valeur faible dans un voisinage qui ne lui ressemble pas désignent la situation « Low-High » (autocorrélation spatiale négative et valeur de l'indice faible). Les observations d'une valeur non significative sont les valeurs (et les valeurs de leurs voisins) proches de la moyennes de l'échantillon. Le quadrant qui présente la densité de points la plus importante désigne le processus spatial dominant.

Cependant, on ne dispose pas de test significativité pour ces regroupements spatiaux. Il est possible de les obtenir en recourant aux indicateurs locaux d'association spatiale (LISA, Anselin, 1995). Anselin a défini les indicateurs locaux d'association spatiale comme toute statistique qui satisfait les deux conditions suivantes (p.94) :

- les Lisa donnent pour chaque observation une indication sur la significativité du regroupement spatial de valeurs similaires autour de chaque observation
- la somme des Lisa associés à toutes les observations est proportionnelle à un indicateur global d'association spatiale

Les LISA constituent une décomposition de la statistique I de Moran à travers de la contribution de chaque observation individuelle i :

$$I_{i,t} = \frac{(x_{i,t} - \mu_t)}{m_0} \sum_{j=1}^{n} w_{ij}(x_{j,t} - \mu_t) \text{ avec } m_0 = \sum_i (x_{i,t} - \mu_t)^2 \Big/ N$$

Ces statistiques peuvent ainsi constituer un test d'hypothèse nulle d'absence d'autocorrélation spatiale locale.

Les résultats qui suivent ont été calculés à partir du logiciel Geoda (Anselin, 2004). Afin d'augmenter la stabilité des résultats de l'inférence, le nombre de permutations est fixé à 999 pour un niveau de significativité à p = 0.05. A titre d'illustration, on calcule l'indice d'autocorrélation spatiale pour la variable des surfaces en vignes des communes de l'estuaire de la Gironde en valeur absolue en 2010. Le tableau ci-dessous présente les résultats de la répartition des statistiques significatives.

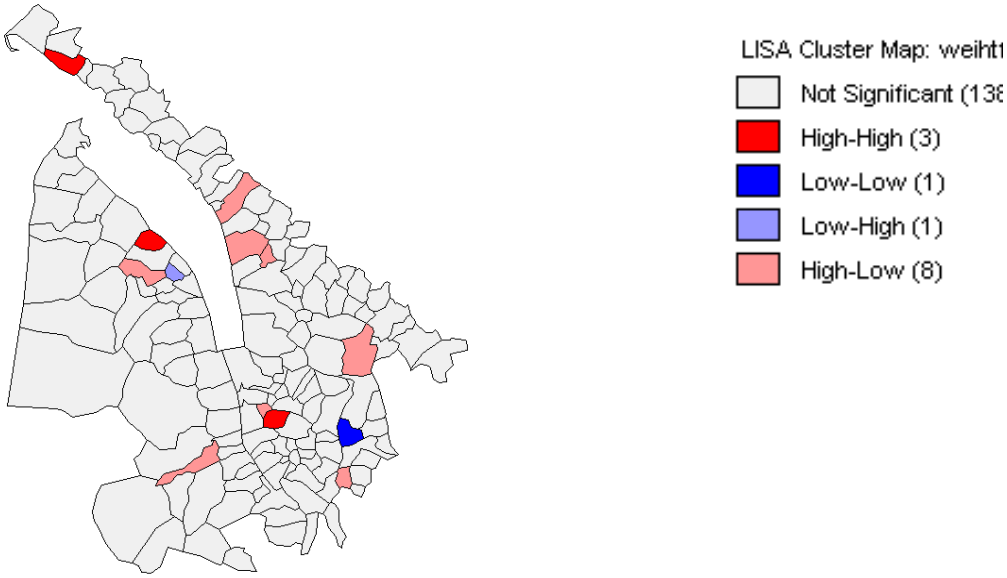
Variable	% statistiques significatives	Dont % statistiques HH	Dont % statistiques LL	Dont % statistiques LH	Dont % statistiques HL
SpecVignes	8%	23%	7.7%	7.7%	61.6%

Tableau 37 : Statistiques LISA pour les surfaces communales en vignes en valeur absolue pour l'année 2010.

Les résultats font ressortir une très faible proportion de communes aux valeurs d'autocorrélation significatives (8%), ce qui n'est pas étonnant du fait du choix d'une matrice de distance. En effet, le choix de ne pas limiter le voisinage a un effet direct sur le niveau d'autocorrélation spatiale mesuré. Par rapport à un nombre de voisins fixé de façon exogène, augmenter le nombre de voisins augmente la probabilité que leur moyenne se rapproche de la moyenne totale de la population Par ailleurs, l'indicateur local de Moran est sensible aux valeurs extrêmes. Les valeurs non significatives sont donc à interpréter comme des valeurs qui se rapprochent de la moyenne.

Dans notre exemple, parmi les communes aux valeurs significatives, 23% présentent des statistiques de concentration à des valeurs élevées significatives contre 7.7% d'entre elles pour des valeurs faibles. On notera par ailleurs qu'en concordance avec les résultats issus de l'autocorrélation spatiale globale, la grande majorité des communes présente une concentration de valeurs dissimilaires (61.6%) spécifiées par une commune qui présente une valeur élevée pour la variable en question, et des communes voisines qui présentent des valeurs faibles. Ces résultats ne permettent pas cependant de localiser les regroupements spatiaux. La carte ci-dessous permet de visualiser les résultats significatifs à 5%.

C. Les enseignements de la cartographie des indicateurs locaux d'association spatiale



Les clusters spatiaux sur les cartes se réfèrent seulement au noyau d'un cluster. Le cluster est classifié de façon à ce que la valeur de la localisation (soit « high » ou « low ») est similaire ou différente de celle de ses voisins (résumée comme la valeur moyenne pondérée des valeurs voisines, spatial lag, cf. le diagramme de Moran auparavant). Ainsi le cluster en lui-même s'étend aux voisins de la localité identifiée comme le noyau. A titre d'exemple, la carte ci-dessous reprend les mêmes valeurs que la précédente, pour laquelle on a hachuré les communes voisines significativement similaires ou différentes, afin de mieux illustrer l'étendue spatiale de ces clusters.

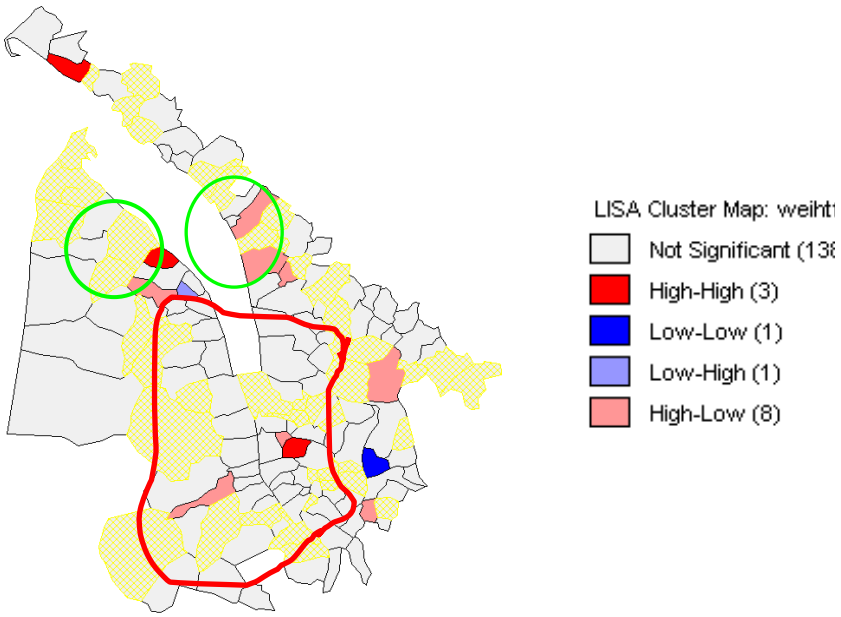


Figure 44 : Une illustration de l'étendue spatiale des clusters pour la variable spécialisation viticole

La carte ci-dessus présente l'étendue géographique des clusters à partir de leur noyau (hachuré en jaune). Les codes couleurs gardent la même signification que la carte précédente. De façon évidente par rapport aux résultats précédents, les clusters de valeurs différentes sont prédominants. Notons qu'ils se situent pour l'essentiel dans l'espace identifié comme le plus viticole. L'agglomération des communes aux valeurs dissimilaires s'opère autour d'un noyau avec une surface viticole importante dont les voisins ont des valeurs faibles.

On ne peut cependant faire l'économie d'une remarque sur le fait que certains noyaux de cluster ont des voisinages communs. C'est notamment le cas pour les ensembles de communes cerclés de vert sur la figure n°6, qui constituent deux cas différents. L'ensemble des noyaux situés à l'Est ont un voisinage commun qui présente une dissimilarité avec eux : ces communes présentent des valeurs élevées et leur voisine en commun une valeur faible. Pour ce cas la situation relative de cette commune vis-à-vis des deux noyaux ne pose pas de souci de cohérence en termes d'interprétation. L'ensemble de communes situées à l'Ouest pose plus de difficulté. Deux noyaux de cluster de valeurs élevées ont un voisinage commun de valeur faible. Cependant les deux noyaux sont spécifiés différemment en termes de voisinage : l'un indique un voisinage de valeurs similaires (HH), l'autre de valeurs dissimilaires (HL). L'ubiquité du voisinage pose ainsi des problèmes lors de l'interprétation de la carte. D'une façon générale, on peut supposer une probabilité de corrélation entre les statistiques LISA.

Pour l'ensemble des résultats qui suivent, les cartes présenteront également la visualisation de l'étendue spatiale des clusters en comparant l'évolution de l'association spatiale sur deux périodes pour chaque variable.

La variable « spécialisation viticole » est définie par le rapport entre la surface à usage viticole d'une commune sur sa Surface Agricole Utilisée. Le tableau suivant présente la répartition des statistiques significatives.

Année	% de statistiques significatives	Dont % de statistiques HH	Dont % de statistiques LL	Dont % de statistiques LH	Dont % de statistiques HL
2000	29%	38%	46%	16%	0%
2010	29%	47.7%	31.8%	18%	2.5%

Tableau 38 : Répartition des statistiques LISA significatives pour la variable « spécialisation viticole »

Par rapport à l'exploitation de la variable dans l'exemple précédent qui mobilisait uniquement les surfaces en vigne des communes, la variable « spécialisation viticole » introduit de la proportionnalité via la SAU. Il n'est ainsi pas étonnant de constater un niveau de statistiques significatives plus élevées, au profit d'une autocorrélation positive des valeurs fortes comme des valeurs faibles. Une grande majorité des clusters est localisée dans la région traditionnelle de viticulture de l'estuaire comme illustré précédemment. On remarque cependant une évolution de la concentration des communes qui présente un rapport élevé de surfaces en vignes entre la période 2000 et 2010, au détriment de la concentration de communes en valeurs faibles. Vis-à-vis des résultats de l'autocorrélation spatiale globale qui était négative, ces résultats peuvent semble surprenant. Il faut cependant prendre en compte que l'étendue géographique des clusters se chevauche : beaucoup de communes sont les voisines en commun de clusters aux valeurs différentes. La proximité de ces communes introduit également de la dissimilarité entre leurs valeurs.

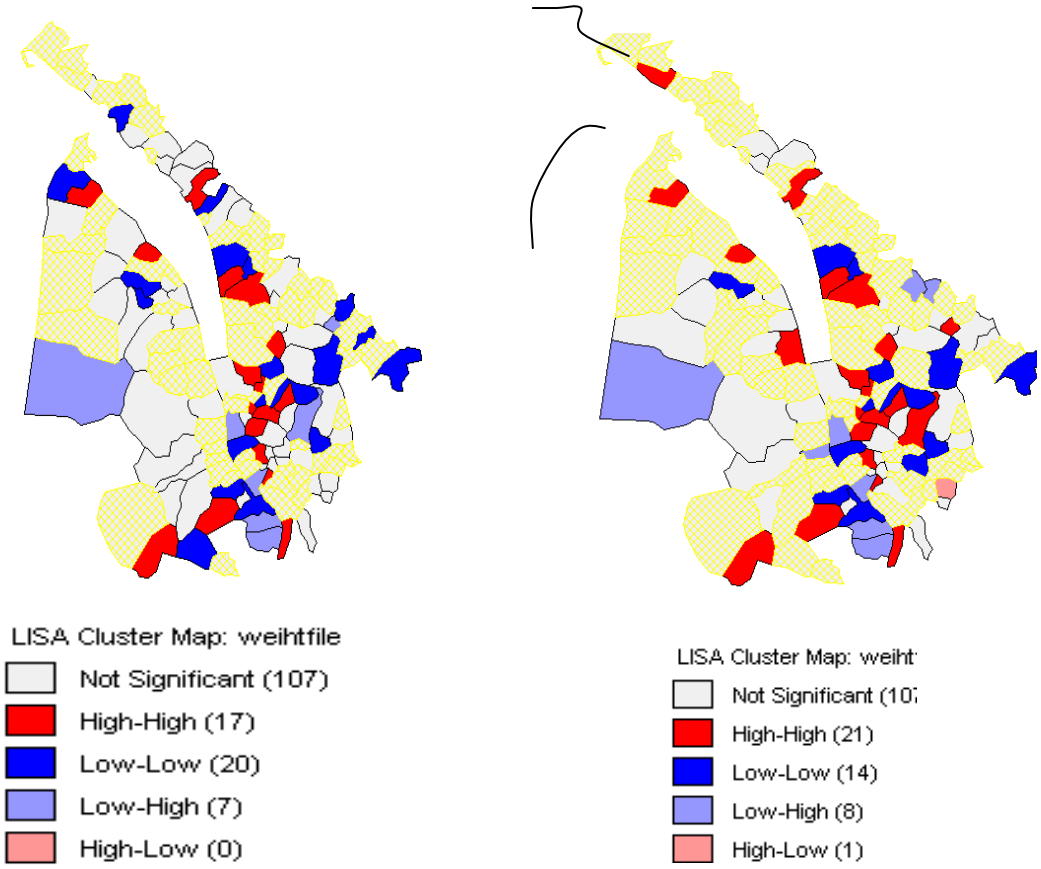


Figure 45 : Evolution de l'indicateur d'association spatiale pour la variable « spécialité viticole » (Source : RGA 2000 –à gauche-, RGA 2010 –à droite-.).

La carte des Lisa fait apparaître que l'augmentation des noyaux HH est un phénomène qui s'étend au nord du Médoc (1), au nord de la rive droite (2) et sur le bas estuaire (3). Lorsque l'on considère les cartes dans leur ensemble le phénomène d'agglomération de valeurs élevées se rassemble autour des rives de l'estuaire. Il est à noter que la localisation des valeurs extrêmes, élevées ou faibles, s'étalent de l'embouchure jusqu'à la limité de saliité du Bec d'Ambès.

Le tableau ci-dessous présente les valeurs significatives concernant les statistiques LISA pour la variable « capacité d'accueil touristique ».

Année	% de statistiques significatives	Dont % de statistiques HH	Dont % de statistiques LL	Dont % de statistiques LH	Dont % de statistiques HL
1998	55%	9.5%	88%	2.5%	0%
2007	47%	10%	87%	3%	0%

Tableau 39 : Répartition des statistiques LISA significatives pour la variable « capacité d'accueil touristique »

Plus de la moitié des statistiques de 1998 sont significatives (55%) alors que ce taux chute à 47% pour les observations de 2007, ce qui veut dire que pour les deux périodes environ la moitié des autres communes présentent des valeurs moyennes. Ce résultat est très surprenant étant donné l'indice de Moran à l'échelle globale calculé pour la capacité d'accueil touristique en 2007, qui est négatif et relativement élevé (33%). L'essentiel du phénomène d'association spatiale présente des concentrations de valeurs faibles pour la capacité d'hébergement touristique. C'est également la variable pour laquelle le nombre de statistiques LISA significatives est le plus élevé. Ainsi le tourisme est la variable pour laquelle l'homogénéité entre les communes est la plus élevée.

La cartographie n'est cependant pas aussi claire que ne le laissent penser le tableau de statistiques. Les valeurs fortes sont concentrées sur le Nord-Médoc, bien que l'on peut aussi observer une dissimilarité en termes de stratégie d'accueil. Le reste des associations de valeurs fortes ne setrouvent pas là où l'on aurait pu s'y attendre : le nord de la rive droite présente ainsi une concentration de valeurs faibles alors que l'on aurait pu s'attendre à l'inverse. Par ailleurs les situations les plus dissimilaires se retrouvent à l'intérieur des terres, entre clusters de fortes valeurs et cluster de faibles valeurs. Enfin les communes riveraines de l'estuaire connaissent bien une concentration de communes à faible capacité d'hébergement touristique. Le nord de la rive droite est uniquement composé de communes aux valeurs faible sou se rapprochant de la moyenne, ce qui est étonnant au regard de la forte spécialisation de ces territoires vis-à-vis du tourisme. Au final, l'évolution des similarités ou différences locales, varient très peu sur la période 1998-2007 : seulement 4 valeurs se sont éloignées de la moyenne.

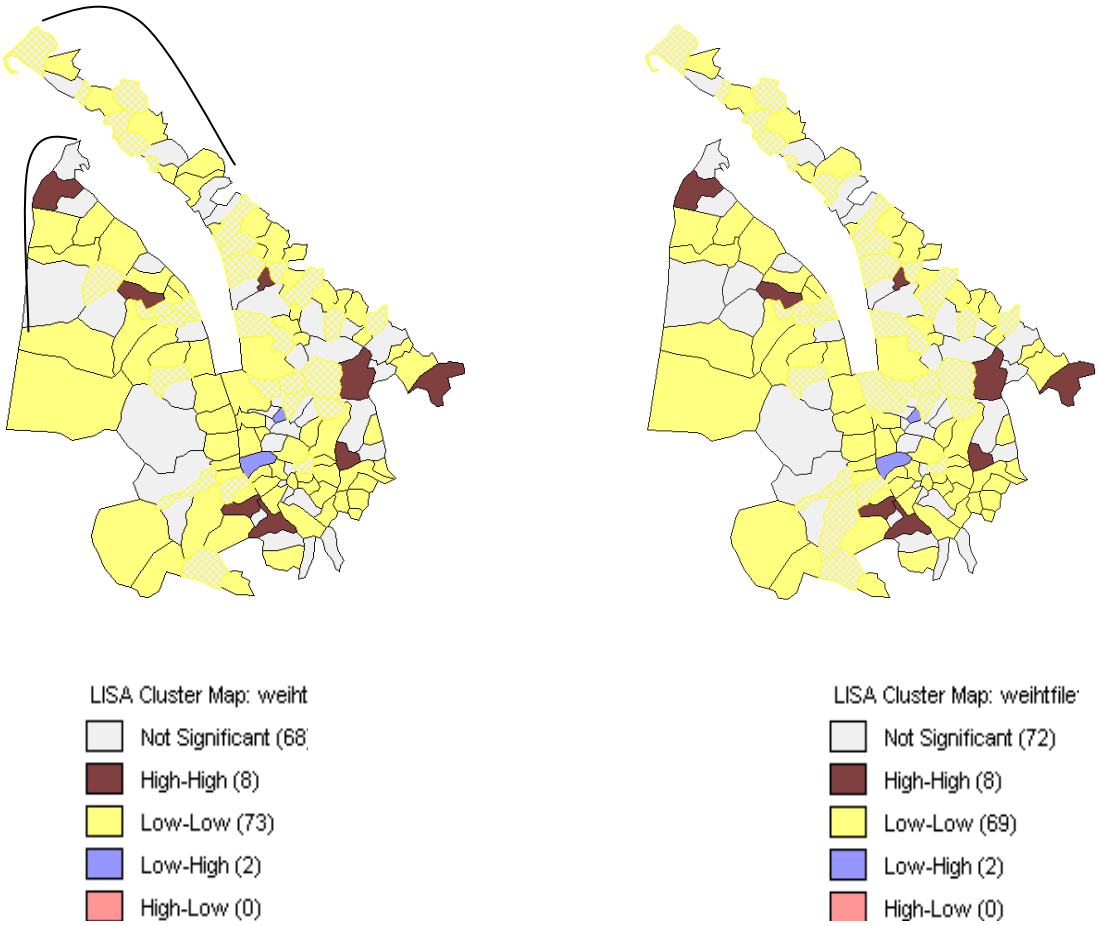


Figure 46 : Evolution des indicateurs d'association spatiale pour la capacité d'hébergement touristique sur la période 1998-2007.

Les calculs pour les surfaces classées Natura 2000 n'ont pu se faire selon une comparaison sur deux périodes, en raison de l'absence de bases données historiques. Les résultats présentés à travers des cartes ci-dessous ont été réalisé à partir des données Corinne Land Cover de l'année 2009.

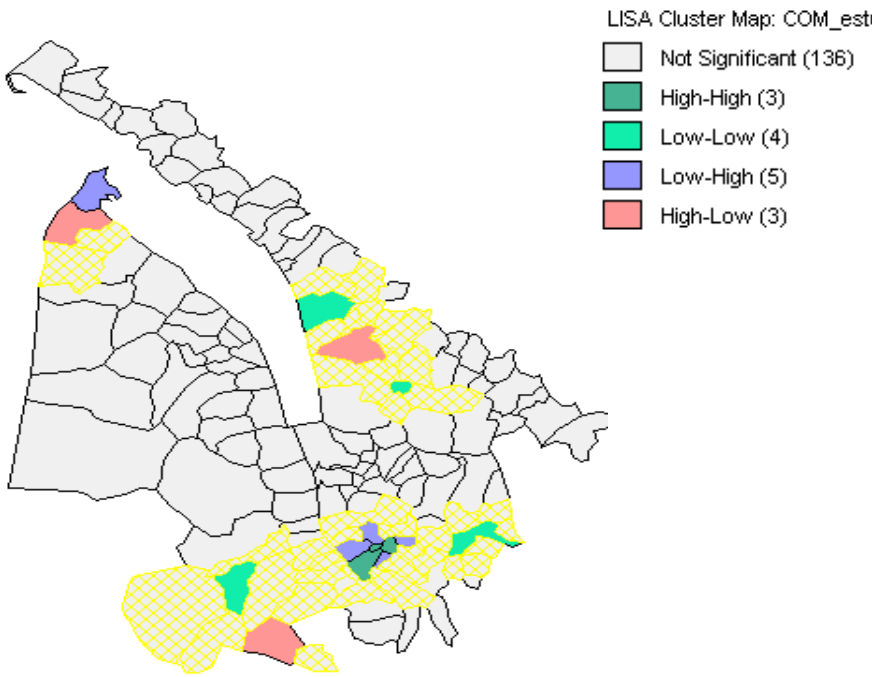


Figure 47 : Indicateurs d'association spatiale pour les surfaces communales classées Natura 2000 en valeur absolue (Corinne Land Cover, 2009)

Seulement 15 statistiques apparaissent significatives concernant les surfaces communales classées en Natura 2000. La zone à la limite de salinité concentre d'Est en Ouest des noyaux de clusters majoritairement composé de valeurs en son centre. La périphérie de cette zone comprend des extrêmes faibles. Le chevauchement du voisinage peut-être interprété comme une similarité de valeurs faibles dans la mesure où les communes aux valeurs faibles ne comprennent un voisinage hachuré que sur leur versant Sud. Les deux autres zones sont constituées de valeurs dissimilaires, sur la rive droite au niveau du bas estuaire et en Nord-Médoc.

De façon similaire au cas des espaces viticoles, l'on introduit le rapport des surfaces Natura 2000 à la superficie communale. On opère donc le même test pour les espaces N2000 des communes exprimés en pourcentage de la superficie totale. La carte ci-dessous reprend les mêmes codes couleurs.

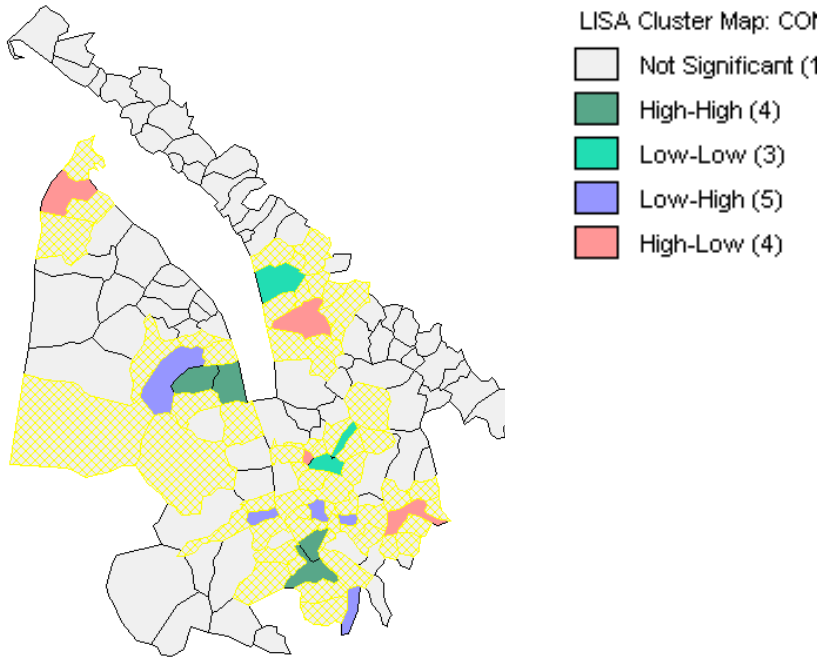


Figure 48 : Indicateurs d'association spatiale pour la part des superficies communales classées en Natura 2000

Le nombre de statistiques significatives n'évolue pas franchement par rapport à la variable utilisant les surfaces N2000 en valeur absolue. On peut cependant utiliser la part moyenne des surfaces Natura 2000 dans la surface communale totale (19%) afin de situer les communes non significatives. Les noyaux de clusters sont répartis exactement pour moitié entre des valeurs faibles et pour moitié entre des valeurs fortes. Bien que la configuration ne soit sensiblement pas la même, les trois ensembles de clusters sont toujours représentés, auxquels s'ajoutent un quatrième situé sur les rives du Médoc au niveau du bas-estuaire. Ce dernier constitue un cluster de valeurs élevées, à l'instar du cluster situé plus au Sud. Les résultats restent sensiblement les mêmes pour les communes du Blayais. Une nuance apparaît cependant pour le Nord-Médoc, où une commune constitue un noyau de valeur forte, entouré de communes aux valeurs faibles.

Concernant la base électorale, les résultats montrent que pour chaque année un peu plus d'un tiers des observations peuvent être exprimées selon un régime de similarité ou de dissimilarité entre les communes. A ce titre le régime d'association de valeurs faibles détient la plus grande part dans ses valeurs significatives.

Année	% de statistiques significatives	Dont % de statistiques HH	Dont % de statistiques LL	Dont % de statistiques LH	Dont % de statistiques HL
2000	36.4%	20%	65.5%	3.6%	10.9%
2009	38.4%	17%	70.7%	4%	8.8%

Tableau 40 : Répartition des statistiques LISA significatives pour la variable « base électorale »

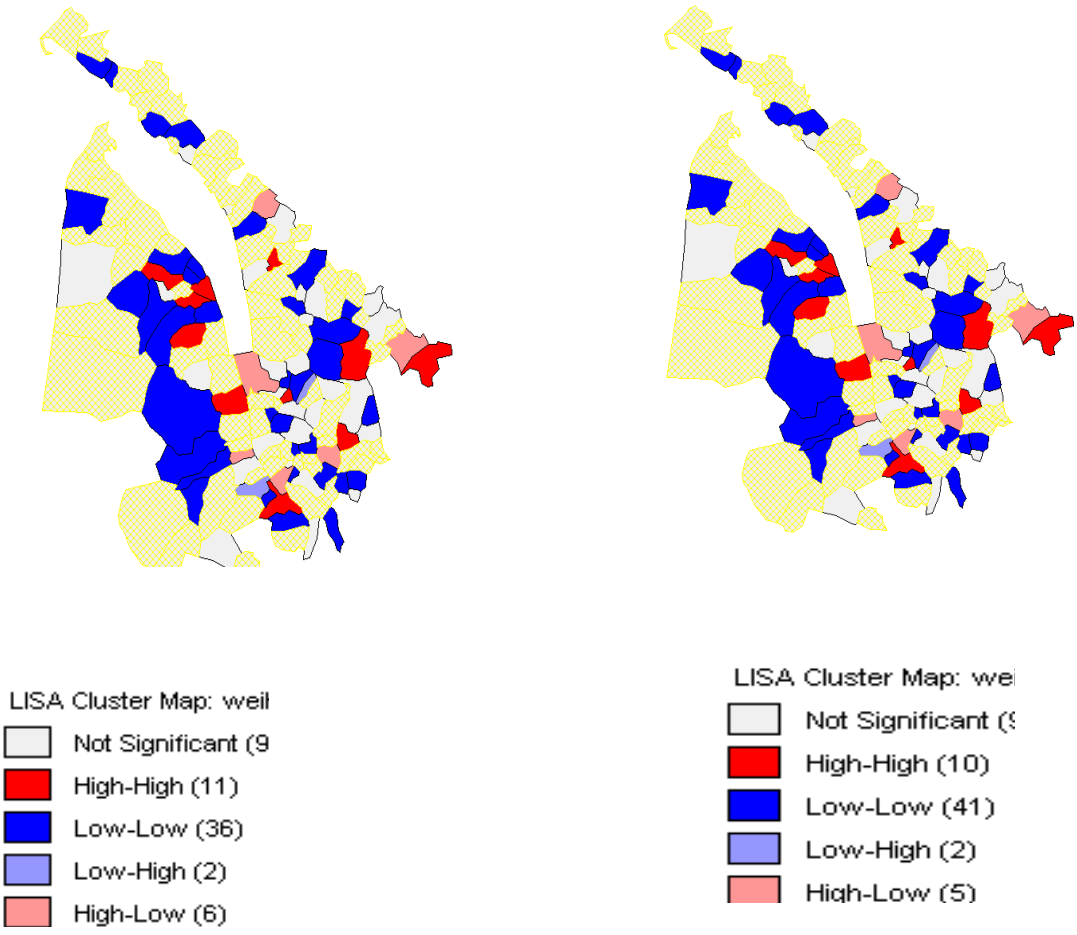


Figure 49 : Evolution des indicateurs d'association spatiale pour la base électorale des communes (Nombre de personnes en âge de voter, RGP 1999 –carte de gauche- et RGP 2009 –carte de droite-).

L'examen de la figure ci-dessus montre bien le régime d'association spatiale de valeurs faibles concernant la base électorale des communes. Seul le cœur du Médoc peut présenter une situation contrastée avec des communes voisines dissimilaires. Le résultat principal pour cette variable est bien la similarité des communes riveraines en termes de population. Ces résultats sont

également en concordance avec l'indicateur global de Moran, qui présente la valeur d'autocorrélation négative la plus faible pour toutes les variables.

Le tableau qui suit tente de dresser un bilan des résultats précédents, en reconstituant délibérément un niveau géographique intermédiaire entre l'échelle globale de l'estuaire et l'échelle communale. Dans la mesure où peu d'évolutions ont été constatées parmi les différentes dimensions abordées, l'on se limite à la période la plus récente pour l'ensemble des variables. L'interprétation pour les trois ensembles géographiques de l'estuaire est effectuée visuellement, elle conserve donc une part d'arbitraire.

	Embouchure		Bas estuaire		Limite de Salinité	
Rive	**Gauche**	**Droite**	**Gauche**	**Droite**	**Gauche**	**Droite**
Dimension économique (viticulture)	HH	HH	HH	HH	HL	HL
Dimension économique (hébergement touristique)	HL	LL	LL	LL et zones proches de la moyenne	Dominante LL	Dominante LL
Dimension naturelle (espaces N2000 en % surface communale)	LH	Zone proche de la moyenne	HL	LH	HL	LH
Dimension politique (assise électorale)	LL	LL	LH	LL	HL	HL

Tableau 41 : Un essai de synthèse des résultats sur les statistiques LISA à l'échelle communale

Le croisement entre les dimensions abordées et les zones géographiques scindées entre la rive droite et la rive gauche débouche sur 24 ensembles localisés. Sur ces 24 ensembles, 11 d'entre eux connaissent, lorsqu'il y a présence d'association spatiale entre les communes, une dominante d'autocorrélation positive entre les communes. La dimension économique associée à la viticulture pourrait alors présenter un certain degré d'homogénéité sur les parties du bas estuaire et sur les espaces situés à l'embouchure, ou sont situés des clusters de valeurs forte. La seconde dimension économique, associée à un potentiel d'accueil touristique, présente une majorité de clusters de valeurs faibles. Ce résultat est étonnant étant donné que l'indice global de Moran associait la plus grande hétérogénéité entre les communes à travers cette variable d'intérêt. La dimension

naturelle, associée aux espaces sous protection Natura 2000, présente une majorité de cluster aux valeurs dissemblables.

Une comparaison inter-rives montre des situations contrastées entre les communes situées sur la moitié Sud de l'estuaire. Cela est notamment vrai concernant la variable des espaces protégés, où la rive gauche présente des noyaux de clusters aux valeurs élevés avec un voisinage aux valeurs faibles, et inversement pour la rive droite. On retrouve la même situation pour les communes situées dans la zone de limite de salinité de l'estuaire. On pourrait s'avancer à dire que les similarités entre communes serait plus remarquable au Nord de l'estuaire qu'au Sud, et ceci pour les deux rives.

Une des limites de l'approche de l'autocorrélation spatiale locale concernait son caractère univarié. Une lecture verticale du tableau par ensemble géographique, bien que subjective, montre qu'aucune des zones ne présente les mêmes résultats pour chacune des dimensions considérées.

ANNEXE 10 : Grille d'entretien auprès des acteurs de la gouvernance environnementale

Identité

Lieu :

Date de rédaction :

Nom :

Prénom :

Fonction occupée :

Implication

1/ Pouvez-vous, s'il y a lieu, préciser la nature de votre implication sur la préservation et la valorisation des ressources naturelles ?

Votre avis sur l'état écologique de l'estuaire de la Gironde

2/ Pouvez-vous donner votre appréciation de l'état écologique de l'estauire ?

3/ Quelles ressources naturelles seraient des priorités à défendre selon vous ?

4/ Quels seraient selon vous les aspects à améliorer pour être plus efficace sur l'estuaire ?

L'estuaire de la Gironde et sa gouvernance

5/ Quelles sont les réunions thématiques à propos de l'estuaire de la Gironde qui ont retenu votre attention ces six derniers mois *(vous pouvez ajouter des lignes)*?

Thématique abordée	**Niveau concerné (municipale intercommunal, Pays, estuaire dans son ensemble**

6/ Avez-vous participé à l'élaboration de certains des outils et/ou siégez-vous au sein des dispositifs suivants ?

SAGE □ Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) □ Natura 2000 □ Espaces Naturels Sensibles (ENS) □ Charte paysagère et environnementale □ Comité de développement de Pays □ autre □

Si autre veuillez préciser :

7/ Les actions menées sont-elles satisfaisantes selon vous ?

8 La coordination des actions de préservation de l'estuaire vous semble-t-elle cohérente ?

8.1. En termes de protection de l'environnement estuarien :

8.2. En termes de valorisation des ressources naturelles de l'estuaire (pour le tourisme notamment)

9/ Pensez-vous vous investir dans le projet d'Aire Marine Protégée

Les acteurs centraux et la valorisation de l'espace estuarien

10/ À quels projets de valorisation (au sens large) de l'espace estuarien avez-vous participé ?

Communication médias (via des interviews radio et presse, participation à des outils de communication sur l'estuaire) □

Valorisation par les produits de terroir □

Accueil touristique □

Opérations sur les sites (chemins randonnées/pédestre…) □

Si autre veuillez indiquer ci-dessous :

11/ Quelles perturbations ont retardé ou réorienté la réalisation de ces projets?

12/ D'une manière générale la trajectoire des actions de valorisation autour et sur l'estuaire vous semble-t-elle aller dans le bon sens ?

13/ Peut-on selon vous parler d'une « Destination Estuaire » ?

Vos relations avec les autres acteurs de l'estuaire

14/ Pour cette dernière partie, il s'agit de vous reporter aux documents forme de tableau. Y figurent des noms de personnes et le nom de leur organisation d'appartenance. Les colonnes qui suivent vous serviront à répondre aux questions suivantes (en cochant dans les cases correspondantes) :

14.1/ Quelles sont selon vous, les organisations que vous jugez importantes pour ce qui concerne la préservation et/ou la valorisation de l'estuaire de la Gironde ? *(Merci de cocher les cases correspondantes)*

14.2/Quelles sont selon vous, les personnes, que vous jugez importantes pour ce qui concerne la préservation et/ou la valorisation de l'environnement de l'estuaire de la Gironde *(Si vous voulez ajouter des noms supplémentaires rattachés à la même organisation, vous pouvez vous servir des lignes ajoutées à cet effet)*

14.3/ Quelles sont les personnes avec qui vous échangez régulièrement de l'information sur la protection et/ou la valorisation de l'environnement de l'estuaire de la Gironde ?

14.4/ Quelles sont les personnes avec qui vous avez réalisé des actions concrètes en rapport avec la protection et/ou la valorisation de l'environnement de l'estuaire de la Gironde *(ces actions peuvent comprendre des évènements culturels (visite des îles par exemple), informatifs (réalisation de dépliants), « découvertes » randonnées, chasse, pêche, promotion de produits du terroir….)*

BIBLIOGRAPHIE

A

Adelaja, A., Gottlieb P.D. (2009). The Political Economy of Downzoning. *Agricultural and Resource Economics Review*, 38(2), pp.181-199.

Agence européenne de l'environnement (2005). *Environmental policy integration in Europe. State of play and an evaluation framework*. EEA technical report, 69 p.

Agrawal A. (2001). Common property Institutions and Sustainable Governance of Resources. *World Development*, 29(10), pp. 1649-1672.

Agrawal A., Gupta K. (2005). Decentralization and Particpation: The Governance of Common Pool Resources in Nepal's Terai. *World Development*, 33(7), pp. 1101-1114.

Agrawal A., Ribot J.C. (1999). Accountability in decentralization : a framework with Asian and African cases. *Journal of Developing Areas*, 33, pp. 473-502.

Alesina A., Tabellini G. (2007). Bureaucrats or Politicians? Part I: A Single Policy Task". *American Economic Review*, vol. 97(1), pages 169-179.

Alexander D. (2011). How politicians and bureaucrats network. *Public Administration*, 89(4), pp. 1274-1292.

Allen D.W. (1991). What are transaction costs? *Research in Law and Economics*, pp. 1-18.

Alm J., Banzhaf H.S. (2010). Designing economic instruments for the environment in a decentralized fiscal system. *Economic Surveys*, 26(2), pp. 177-202.

Anderson T., Leal D. (1991). *Free Market Environmentalism*. Boulder : Westview press.

Angeon, V., Callois J.M. (2008). Capital social et dynamiques de développement territorial : une réflexion à partir de l'exemple de deux territoires ruraux français. *Espaces et Sociétés*,124-125(1-2), pp. 55-71.

Aoki M. (2001). *Towards Comparative Institutional Analysis*. Cambridge (USA), MIT Press, 464 p.

Aubert F., Lépicier D., Schaeffer Y. (2006). Diagnostic des espaces ruraux français : proposition de méthode sur données communales et résultats à l'échelle nationale. *Notes et Etudes Economiques*, 26, pp. 7-34.

Aucoin P. (1990). Administrative Reform in Public Management: Paradigms, Principles, Paradoxes and Pendulums. *Governance*, 3(2), pp.115-137.

B

Bache I., Flinders M. (Eds.) (2004). *Multilevel governance*. Oxford, Oxford University Press.

Baker G.P., Gibbons R., Murphy K.J (2002). Relational Contracts and the Theory of the Firm. Q*uarterly Journal of Economics*, 117(1), pp.39-84.

Bala V., Goyal S. (2000). A noncooperative model of network formation. *Econometrica*, 68(5), pp. 1181-1231.

Baland J., Platteau J.P. (1996). *Halting degradation of natural resources: Is there a role for rural communities?* Oxford: Clarendon Press.

Ballester C., Calvó-Armengol A., Zenou Y. (2006). Who's who in networks. Wanted: the key player. *Econometrica*, 74, pp. 1403-1417.

Barthélémy D., M. Nieddu, M.,Vivien F-V. (2004). Externalités ou production de patrimoine? Les enseignements de travaux récents sur l'agriculture et l'environnement. *In : Géographie, Economie, Société : Patrimoine. Ordres et dynamique du capitalisme.* Nieddu M. (dir.), 6(3), 331-352.

Barzel Y. (1982). Measurement costs and the organization of markets. *Journal of Law and Economics*, 25(1), pp. 27-48.

Baudry M., Leprince M., Moreau C. (2002). Préférences révélées, bien public local et électeur médian : tests sur données françaises. *Economie et Prévision*, 56, pp. 1-22.

Baumol W.J., Oates W.E. (1988). *The theory of environmnental policy*. Cambridge university Press.

Becker G. (1983). A theory of competition among pressure groups for political influence. *The Quarterly Journal of Economics*, 67(2), pp.371-400.

Becker R., Henderson V. (2000). Effects of Air Quality Regulations on Polluting Industries. *Journal of Political Economy,* 108(2), pp. 379-421.

Beckmann V. (2002). Transaction Cost and Environmental Economics: Towards a New Approach. Papier non publié présenté à Bloomington, Indiana University

Bellemare C., Fortin B., Joubert N., Marchand S. (2012). Effets de pairs et fraude fiscale : une analyse économétrique sur données françaises. CIRANO Working Papers, 24 p.

Bendor J., Taylor S., Van Gaalen R. (1985). Bureaucratic expertise versus legislative authority: a model of deception and monitoring in budgeting. *American Political Science Review,* 79, pp.1041-1060.

Berardo R., Scholz J.T. (2010). Self-organizing policy networks: risk, partner selection, and cooperation in estuaries. *American Journal of Political Science*, 54(3), pp.632-649.

Berkes F., George P.J., Preston R.J. (1991). The evolution of theory and practice of the joint administration of living resources. *Alternatives*, 18(2), pp. 12-18.

Berkes F. (2004). Rethinking community-based conservation. *Conservation Biology*, 18(3), pp. 621-630.

Bernard P., Talbot D., Wallet F. (1997). Pouvoirs, proximités et apprentissages, une relecture des relations par la dynamique interaction / action. Colloque *Proximités et coordination économique*, Creuset, Gate, Lyon, mai.

Berny N. (2011). Intégration européenne et environnement : vers une Union verte ? *Politique européenne*, 33(1), pp. 7-36.

Bertrand, M., Luttmer E.F.P., Mullainathan S. (2000). Network Effects and Welfare Cultures. *Quarterly Journal of Economics*, 115, pp. 1019-1056.

Birner R., Wittmer H. (2004). On the efficient boundaries of the state : the contribution of transaction costs economics to the analysis of decentralization and devolution in natural resource management. *Environment and Planning C : Government and Policy*, 22, pp.667-685.

Black D. (1958). *The Theory of Committees and Elections*. Cambridge University Press, London, UK.

Blomqvist K., Kyläheiko K., Virolainen V.M. (2002). Filling a gap in traditional transaction cost economics: toward transaction benefits-based analysis. *International Journal of Production Economics*, 79(1), pp. 1-14.

Blume L., Durlauf S. (2005). Identifying social interaction: a review. *In Methods in social epidemiology*, Oakes J.M., Kaufman J.(eds.), Jossey-Bass, San Francisco.

Blume L., Voigt S. (2011). Federalism and decentralization – a critical survey of frequently used indicators. *Constitutional Political Economy*, Spinger, 22(3), pp.238-264.

Bodin Ö., Crona B., Ernstson H. (2006). Social networks in natural resource management: What is there to learn from a structural perspective? *Ecology and Society*, 11(2): r2. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/resp2/

Bodin Ö., Crona B. (2009). The role of social networks in natural resource governance: What relational patterns make a difference? *Global Environmental Change*, 19, pp. 366-374.

Boras S., Jacobsson K. (2004). The open method of co-ordination and new governance patterns in the EU. *Journal of European Public Policy*, 11(2), pp. 185-208.

Borgatti M.G., Jones C., Everett MG (1998). Network measures of social capital. *Connections,* 21(2), pp. 27–36.

Börzel A., Risse T. (2000). When Europe hits home. Europeanization and domestic change. *Journal of European Public Policy,* 7 (1), pp. 141-162.

Börzel T., Hofmann T., Panke D., Sprungk C. (2011). Obstinate and inefficient: Why Member States do not comply with european law. *Comparative Political Studies*, 43(11), pp. 1363-1390.

Bouba-Olga O., Grossetti M. (2008). Socio-économie de proximité. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine,* n°3, p. 311-328.

Bouba-Olga O., Ferru M., pépin D. (2011). The geography of science-industry collaborations : size and proximity effects. *Papers in Regional Science*, 91(2), pp. 355-375.

Boutet D. (2006). L'importance d'une dynamique résidentielle dans le rural isolé. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 5, pp. 781-798.

Bovens M. (2007). Analysing and assessing accountability: A conceptual framework. *European Law Journal,* 13(4), pp. 447-468.

Bramoullé Y., Djebbari H., Fortin B. (2009). Identification of peer effects through social networks. *Journal of Econometrics*, 150, pp.41-55.

Bramoullé Y., Fortin B. (2010). The econometrics of social networks. *In: New Palgrave Dictionary of Economics* , Steven N. Durlauf; Lawrence E. Blume (eds)

Breiger R.L., Boorman S., Arabie P. (1976). An algorithm for clustering relational data with application to social network analysis and comparison with multidimensional scaling. *Journal of Mathematical Psychology*, 13, pp. 328-383

Brennan G., Buchanan J. (1980). *The power to tax: analytical foundations of a fiscal constitution".* Cambridge, Cambridge University Press

Breton A., Wintrobe R. (1975). The equilibrium size of a budget-maximizing bureau: A note on Niskanen's theory of bureaucracy. *Journal of Political Economy*, 83 (1) : 195-208.

Breton A., Fraschini A. (2003). Vertical competition in unitary States: The case of Italy. *Public Choice*, 114(1-2), pp.57-77.

Breton A., Brosio G., Dalmazzone S., Garrone G. (2007). *Environmental governance and decentralization.* Edward Elgar, Cheltenham.

Breton A., Salmon P. (2007). France: Forces shaping centralization and decentralization in environmental policymaking. *In: Environmental Governance and Decentralisation*, Breton A, Brosio G, Dalmazzone S, Garrone G (eds), Edward Elgar, Cheltenham, (pp. 457-494).

Brock W., Durlauf S. (2001). Interaction-based models. *In: Handbook of Econometrics, vol 5,* J. Heckman and Leamer E. (Eds), Amstersam: North- Holland.

Bromley D.W. (1991). *Environment and economy. Property rights and public policy.* Cambridge, MA, Basil Blackwell.

Brousseau E., Glachant M. (2002). The economics of contracts and the renewal of economics. *In: The economics of contract,* Bousseau E., Glachant M.(ed.), The economics of contract, Cambridge : Cambridge University Press, (pp. 3-31).

Brousseau E., Raynaud E. (2011). Climbing the hierarchical ladders of rules: a life-cycle theory of institutional evolution. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 79, pp. 65-79.

Brown M., Falk A., Fehr E. (2004). Relational contracts and the nature of market transactions. *Econometrica*, 72(3), pp.747-780.

Buitelaar E. (2007). *The cost of land use decisions: applying transaction costs economics to planning and development.* Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Burger M.J., Buskens V. (2009). Social context and network formation: An experimental study. *Social Networks*, 31(1), pp. 63-75.

Burt R.S., Ronchi D. (1990). Contested control in manufacturing plant. *In: Social Networks through time*, Wessie J., Flap H.(eds), Utrecht, Isor.

Burt R., Doreian P. (1982). Testing a structural model of perception: conformity and deviance with respect to journal norms in elite sociological methodology. *Quality and Quantity*, 16(2), pp. 109-150.

Burt R.S. (1992). *Structural holes. The Social Structure of Competition.* Cambridge, Harvard University Press.

Burt R.S. (2004). Structural holes and good ideas. *American Journal of Sociology,* 110(2), pp.349-399

Buskens V., van de Rijt A. (2008). Dynamics of networks if everyone strives for structural holes. *American Journal of Sociology*, 114(2). pp.371-407.

Butts C.T. (2008). Social network analysis: a methodological introduction. *Asian Journal of Social Psychology*, 11, pp. 13-41.

C

Calabresi G., Melamed D.A. (1972). Property rules, liability rules, and inalienability: One view of the cathedral . *Harvard Law Review*, 85, pp.1093-1115.

Callois J-M. (2005). *Approches microéconomiques du développement économique local : prise en compte de la notion de capital social dans l'analyse des espaces périphériques*. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, 253 p.

Callois J.M. (2007). Les limites du territoire : une application de la notion de rayon de confiance au développement territorial, *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 5, pp. 811-830.

Calvó-Armengol A., Patacchini E., Zenou Y. (2009). Peer Effects and Social Networks in Education. *Review of Economic Studies*, 76(4), pp. 1239-1267.

Carlsson A. (2000). Policy networks as collective action. *Policy Studies Journal*, 28(3), pp. 502-521.

Carlsson L., Berkes F. (2005). Co-management: Concepts and methodological implications. *Journal of Environmental Management,* 75, pp. 65-76.

Carpentier A., Naugues A., Reynaud A., Thomas A. (2006). Effets de la délégation sur le prix de l'eau potable en France. Une analyse à partir de la littérature sur les effets de traitement. *Economie et Prévision*, 174, pp. 1-19.

Case C., Katz L.F. (1991). The company you keep: the effects of family and neighbourhood on disadvantaged youths. National Bureau of Economic Research, n°3705, 26p.

Cash D. W., Adger W. N., Berkes F., Garden P., Lebel L., Olsson P., Pritchard L., Young O. (2006). Scale and Cross-Scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World. *Ecology and Society*, 11(2), 8. URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8/.

Castel J.C (2007). Coûts immobiliers et arbitrage des opérateurs : un facteur explicatif de la ville diffuse.http://www.observation-urbaine.certu.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/urbanisation_miettes_cle77c82c.pdf

Cavailhès J., Peeters D., Sékeris E., Thisse J-F. (2003). La ville périurbaine. *Revue économique*, 54(1), pp.5-23.

Cavailhès J., Wavresky P. (2003). Urban influences on periurban farmland prices. *European review of agricultural economics*, 30(3), pp. 333-357.

Cavailhès J., Hilal M., Wavresky P. (2011). L'influence urbaine sur le prix des terres agricoles et ses conséquences pour l'agriculture. *Economie et Statistiques*, 444-445, pp.99-125.

CGDD, 2010. L'Etat de l'environnement en France, 150 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/References/2010/R%C3%A9f.%20L'environnement%20en%20France.pdf

Chandrasekar A.G., Jackson M.O (2012). Tractable and consistent random graph models. Working paper. Disponible en ligne : http://arxiv.org/abs/1210.7375

Cheema G. S., Rondinelli D. (2007). From government decentralization to decentralized gouvernance. *In: Decentralizing Gouvernance : Emerging Concepts and Practices,* . Cheema G.S, Rondinelli D. (eds), Washington DC : Brooking Institutions Press.

Cho S.H., Bowker J.M., Park W.M. (2006). Measuring the contribution of water and green space amenities to housing values: an application and comparison of spatially weighted hedonic models. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31, pp. 485-507.

Choumert J. (2009). *Analyse économique d'un bien publique local : le cas des espaces verts.* Thèse de doctorat, Université d'Angers, 425 p.

Coggan A., Whitten S.M., Bennett J. (2010). Influences of transtaction costs in environmental policy. *Ecological Economics,* 69, pp. 1777-1784.

Cohen, A., Davidson S. (2011). An examination of the watershed approach: Challenges, antecedents, and the transition from technical tool to governance unit. *Water Alternatives*, 4(1), pp. 1-14

Cohendet P., Kirman A.P., Zimmerman J-B. (2003). Emergence, formation et dynamique des réseaux, modèles de la morphogenèse. *Revue d'Economie Industrielle*, 103, pp. 15-42.

Cole A., Jones G. (2005). Reshaping the state : Administrative reform a²nd new public management in France. *Governance*, 18(4), pp.567-588.

Coleman J. S., Katz E., Menzel H. (1966). *Medical Innovation: A Diffusion Study.* Indianapolis, The Bobbs-Merril Company, Inc

Collier U. (1994). *Energy and environment in the European Union.* Aldershot: Avebury.

Comanor W., Leibenstein H. (1969). Allocative efficiciency, X-efficiency and the measurement of welfare losses. *Economica*, 36, pp. 304-309.

Comola M., Fafchamps M. (2009). Testing unilateral and bilateral link formation. CEPR Discussion papers 7406,

Comola M., Fafchamps M. (2010).Are gifts and loans between households voluntary? *CSAE Working Papers Series*, Centre for the Study of African Economies, University of Oxford.

Congleton R. (2002). The Median Voter Model. *In: The Encyclopedia of Public Choice*, F. Rowley F., Schneider R.K. (Eds.), Kluwer Academic Publishers**.**

Conley T.G (1999). GMM estimation with cross sectional dependence. *Journal of Econometrics*, Elsevier, vol., 92, n° 1, pp.1-45.

Contractor F.J., Lorange P. (1988). *Cooperative strategies in international joint ventures.* Lexington: Lexignton Books.

Cook B. J. (1996). *Bureaucracy and Self-Government*: *reconsidering the role of public administration in American politics.* Baltimore, MD: John Hopkins University Press.

Cowan R., Jonard N., J-B Zimmermann (2007). Bilateral collaboration and the emergence of innovative networks. *Management Science*, 53(7), pp. 1051-1067.

Cropper M.L., Oates W.E. (1992). Environmental economics: a survey. *Journal of Economic Literature*, 30(2), pp. 675-740.

Crowe J-A. (2007). In search of a happy medium: how the structure of interorganizational networks influence community economic development strategies. *Social Networks*, vol. 29(4), pp. 469-488.

D

Dafflon B., Madiès T. (2008). *Décentralisation : quelques principes issus de la théorie du fédéralisme financier*. Agence Française de Développement, 118 p.

Dalmazzone S. (2006). Decentralization and the environment. *In: Handbook of Fiscal Federalism*, Ahmad E., Brosio G.(eds), Edwad Elgar, Cheltenham, pp. 459-477.

Dasgupta, P. (2003). Social capital and Economic Performance: Analytics. *In: Foundations of Social Capital,* Ostrom E., Ahn T.K. (eds), , Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA: Edward Elgar.

David R. J, Han S.K. (2004). Assessment of the Empirical Support for Transaction Cost Economics. *Strategic Management Journal*, 25, pp. 39-58.

Degenne A., Forsé M. (1999). *Introducing Social Networks*. London, Sage

Deller S.C., Tsai T-H, Marcouiller D-W, English D.B.K. (2001). The role of amenities and quality of life in rural economic growth. *American Journal of Agricultural Economics*, n°83, pp. 352-365

Demmke C. (2001). Towards effective environmental regulation: Innovative approaches in implementing and enforcing European environmental law and policy. Harvard Jean Monnet Working Paper 5/01.

Demsetz A. (1968). The cost of transacting. *The Quartely Journal of Economics*, 1, pp.33-53.

Deroian F. (2003). Le dilemme stabilité-efficacité dans les réseaux stratégiques : quelques éléments de littérature ». *Revue d'Economie Industrielle*, vol.103, 1, pp 155-174.

Diakité D., Semenov A., Thomas A. (2009). A proposal for social pricing of water supply in Côte d'Ivoire. *Journal of Development Economics*, 88, pp. 258-268.

Dillinger W., 1994. Decentralization and its implications for urban services delivery, democracy and decentralization in South-East Asia and West Africa : Particpation, Accountability and Perfomance. *In :* Crook R., Manor J.(eds), Cambridge University Press : Cambridge.

Dixon, J.A., Easter, K.W. (1986). Integrated watershed management: an approach to resource management. *In: Watershed Resources Management: An integrated framework with studies from Asia and the Pacific*, Easter K.W, Dixon J.A., Hufschmidt M.M.(Eds), 316. Studies in water policy and management, No. 10. The East-West Center. Honolulu, Hawaii.

Doré T., Thomas A. (2010). Agriculture et ressources naturelles. *In: L'agriculture française*, La Documentation Française, Paris.

Dowding K. (2001). There must be end to confusion: Policy networks, intellectual fatigue, and the need for political science methods courses in British universities. *Political Studies*, 43(1), pp. 136-158.

Downs, A., 1957. *An economic theory of democracy*. New York: Harper and Row.

Dubois E., Leprince M., Paty S. (2005). Les déterminants politiques des choix fiscaux locaux ». *Revue de l'OFCE*, 94, pp. 317-349.

Dubois H.F.W., Fattore G. (2009). Definitions and typologies in public administration research: the case of decentralization. *International Journal of public Administration*, 32(8), 704-727.

Dupraz P., Pech M. (2007). Effets des mesures agri-environnementales. *Recherches en Economie et Sociologies Rurales*, 52(5), pp. 613-630.

Durlauf S., Fafchamps M., 2005. Social capital. *In:* Aghion P., Durlauf S.(eds.), *Handbook of Economic Growth*, Elsevier, vol. 1, chapt.26, pp. 1639-1699.

Dutta B., Van Den Nouweland A., Tijs S. (1998). Link formation in cooperative situations. *International Journal of Game Theory*, 27(2), pp. 245-256.

Dyer J.H., Singh H. (1998). The relational view: cooperative strategy and sources of interorganizational competitive advantage. *Academy of Managements Review,* 23(4), pp. 660-679.

E

Eccles R. (1981). The quasifirm in the construction industry. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 2, pp.335-357.

Esty, Daniel C. 1996. Revitalizing Environmental Federalism. *Michigan Law Review* 95, pp.570–653.

F

Falconer K., Whitby M. (1999). Transactions and administrative costs in countrysidestewardship policies : An investigation for eight European member states . Rapport de recherche. University of Newcastle, School of Agriculture, Food and Rural Development.

Falk A., Kosfeld M. (2003). It's all about connections: Evidence on network formation. University of Zurich, IZA Discussion Paper, n° 777.

Falleti T.G. (2005). A sequential theory of decentralization: Latin American cases in comparative perspectives. *American Political Science Review*, 99(3), pp.327-346.

Faure M.G, Johnston J.S. (2008). The law and economics of environmental federalism: Europe and the United States compared. University of Pennsylvania Institute for Law and Economics, Research Paper n° 08-07, 58 p.

Féres J., Reynaud R., Seroa da motta R., Thomas A. (2008). Competitiveness and effectiveness concerns in water charge implementation: A case study of the Paraiba do Sul river basin. *Water Policy*, 1à(6), pp. 595-612.

Ferrari S., Point P. (Ed.) (2003). *Préservation et valorisation de l'eau dans le domaine littoral.* Karthala, Paris, 332 p.

Fischel W.A. (1978). A property rights approach to municipal zoning. *Land Economics*, 54(1), pp. 64-81

Fischel W.A (1985). *The economics of zoning laws*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Fischel W.A. (2001). *The homevoter hypothesis*. Cambridge: Harvard University Press

Fischel W.A. (2005). Politics in a dynamic view of land-use regulations: of interest groups and homevoters. *The Journal of Real Estate and Finance*, 31(4), pp.397-403.

Fiszbein A. (1987). The emergence of local capacity: Lessons from Colombia. *World Development*, 25(7), pp.1029-1043.

Foley B. (2004). *The effects of residential minimum lot size zoning on land development: The case of Oakland County, Michigan*. Master's thesis, Department of Agricultural Economics, Michigan State University, East Lansing, MI.

Folke C., Hahn T, Olsson P., Norberg J. (2005). Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annual Review of Environment and Resources,* 30, pp.441-473

Folke, C., Pritchard Jr., Berkes F., Colding J., Svedin U. (2007). The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later. *Ecology and Society* 12(1):30. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art30/.

Forsé M. (2008). Définir et analyser les réseaux sociaux. *Informations Sociales*, 3(147), 17p.

Foster K.A. (1997). *The political economy of special-purpose government*. Washington, DC : Georgetown University Press.

Fournet F. (2005). Les grands estuaires français, organisation, aménagement, environnement , Actes du colloque international de Blaye : patrimoine et estuaires, 5, 6 et 7 octobre, Editions Confluences.

Fowler J.H., Christakis N.A. (2008). Estimating peer effects on health in social networks: a response to Cohen-Cole and Fletcher; and Trogdon, Nonmaker, and Pais. *Journal of Health Economics*, 27(5): pp.1386-1391

Fredriksson P.G., Millimet D.L. (2002). Strategic Interaction and the Determination of Environmental Policy Across U.S. states. *Journal of Urban Economics,* 51, pp.101-22.

Freeman L.C. (1979). Centrality in social networks, conceptual clarification. *Social Networks*, 1(3), pp. 215-239.

Fujita M. (1989). *Urban Economic Theory. Land use and city size*. Cambridge, Cambridge University Press, 366 p.

G

Gauthier I.,Vaillancourt F. (2002). *Déconcentration, délégation et dévolution : avantages, inconvénients et mise en place*. Miméo, World Bank Institute.

Gaviria A., Raphael, S. (2001). School based Peer Effects and Juvenile Behavior. *Review of Economics and Statistics*, 83(2), pp.257-268.

Géniaux G., Napoleone C. (2007). La constructibilité anticipée des terres agricoles. *Études foncières*, 126, pp. 12-14.

Géniaux G., Napoléone C. (2011). Evaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et statistique*, 444–445, pp.181-199.

Geoghegan J., Lynch L., Bucholtz S. (2003). Capitalization of open spaces into housing values and the residential property tax revenue impacts of agricultural easement programs. *Agricultural and Resource Economic Review*, 32(1), pp.33–45.

Gerber B.J., Teske P.E. (2000). Regulatory policy-making in the American States : A review of theories and evidences. *Political Research Quartely*, 53, pp. 849-886.

Ghiotti S. (2006). *Les territoires de l'eau, gestion et développement en France,* Editions CNRS, 246p.

Ghoshal S., Moran P. (1996). Bad for practice: A critique of the transaction cost theory. *Academy of Management Review*, 21, pp.13–47.

Gibbons R. (2005). Four formal(izable) theories of the firm? *Journal of Economic Behavior & Organization*, 58, pp. 200–245.

Gibson C., Ostrom E., Ahn T-K. (2000). The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics,* 32, pp.217-239.

Glachant M. (2000). The Implementation of EU environmental policies – The need for Adaptability. *Research Policy Brie*, Cerna, Ecole des Mines de Paris.

Glachant M. (2002). The political economy of water effluent charges in France: why are rates kept low? *European Journal of Law and Economics*, 14(1), pp. 27-43.

Glaeser E.L, Gyourko J., Saks R.E. (2005). Why is Manhattan so Expensive? Regulation and the Rise in Housing Prices. *Journal of Law and Economics*, 48(2), pp. 331-369.

Goldenberg A., Zheng A.X., Fienberg S.E., Airoldi E.M. (2009). A survey of statistical networks model. *Foundations and Trends in Machine Learning*, 2(2), pp. 129-233.

Golub J. (1996). Sovereignity and subsidiarity in EU environmental policy. *Political Studies*, 44, pp. 686-703.

Goyal S., Vega-Redondo F. (2005), Network formation and social coordination. *Games and Economic Behavior*, 50, 178-207

Goyal S. (2007). *Connections: an introduction to the economics of networks*, Princeton University Press

Granovetter M. (1973). The strength of weak tries. *American Journal of Sociology*, 78(6), pp.1360-1380.

Granovetter M., (1985). Economic action and social structure: The problem of embededdness. *American Journal of Sociology*, 91(3), pp. 481-510.

Granovetter M. (2000) *Le Marché Autrement.* Desclée De Brouwer, Collection Sociologie économique, Paris.

Greenstone M. (2002). The impacts of environmental regulations on industrial activity: Evidence from the 1970 and 1977 Clean Air Act amendments and the Census of manufacturers." *Journal of Political Economy*, 110(6), pp.1175-1219.

Greif A. (1998). Historical and comparative institutional analysis. *American Economic Review,* 88(2), pp. 80-4.

Greif A. (2006). *Institutions and the path to the modern economy: Lessons from medieval trade.* Cambridge University Press, Cambridge.

Griffin R.C., Bromley D.W. (1982). Agricultural run-off as a non point externality : a theoretical development. *American Journal of Agricultural Economics*, 64(3), pp. 547-552.

Grolleau G., Salhi S. (2009). L'externalité et la transaction environnementale les deux faces de la même pièce. *Economie rurale*, 311, pp.1-18.

Gulati R., (1995a). Does familiarity breeds trust? The implication of repeated ties for contractual choice in alliances. *Academy of Management Journal*, 38 (1), pp.85-112

Gulati R. (1995b). Social Structure and Alliance Formation Patterns : a Longitudinal Analysis. *Administrative Science Quarterly*, 40 (4), pp.619-652.

Gustafsson B. (1998). Scope and limits of the market mechanism in environmental management. *Ecological Economics*, 24, pp. 259-274.

H

Hagedorn K., Arzt K., Peters U. (2002). Institutional arrangements for environmental co-operatives: a conceptual framework. *In: Environmental Co-operation and Institutional Change: Theories and Policies for European Agriculture*, Hagedorn K.(eds.), Cheltenham, UK: Edward Elgar, pp.3–25.

Hahn R.W., Stavins R.N. (1991). Incentive-based environmental regulation: A new era from an old idea? *Ecology Law Quartely*, 18, pp.1-42.

Hamdouch A., Zuindeau B. (2010). Introduction – Diversité territoriale et dynamiques socio-institutionnelles du développement durable : Une mise en perspective. *Géogrpahies, Economie, Sociétés*, 12(3), pp. 261-279.

Harrington W., Morgenstern R.D., Sterner Th. (eds.) (2004). *Choosing environmental policy — comparing instruments and outcomes in the United States and Europe*, RFF Washington.

Hassenteufel P., Smith A. (2002). Essoufflement ou second soufflé? L'analyse des politiques publiques "à la française". *Revue française de science politique*, 52, pp. 53-73.

Heclo H. (1978). Issue networks and the executive establishment: Government growth in an ange of improvement. *In: The new American political system*, King A.(Ed.), Washington D.C, American Enterprise Institute.

Hein L. G., van Koppen C. S. A., de Groot R. S., van Ierland E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics,* 57(2), pp.209-228

Helland E. (1998). The revealed preferences of state EPAs: Stringency, enforcement, and substitution. *Journal of EnvironmentalEconomics and Management,* 35, pp. 242–261.

Héritier A. (2001). The White Paper on European Governance: A Response to Shifting Weights in Interinstitutional Decision-Making. *In: Symposium: Responses to the European Commission's White Paper* Governance, Joerges C., Meny Y., Weiler J.H.H(eds), European University Institute.

Héritier A. (2002). New modes of governance in Europe: policy-making without legislating? *In: Common Goods. Reinventing European and International Governance*, Héritier A.(ed.), Lanham, MD: Rowman & Littlefield.

Héritier A, Lehmkuhl D.(eds) (2008). The Shadow of hierarchy and new modes of governance. *Special Issue Journal of Public Policy,* 28 (1).

Herodes M, Adelle C, Pallemaerts M. (2007). Environmental Policy Integration at the EU Level – A Literature Review. *Ecologic,* EPIGOV Paper No. 5, Berlin.

Hilber C., Robert-Nicoud F. (2013). On the origins of land use regulations: theory and evidence from US metro areas. *Journal of urban economics*, 75, pp. 29-43.

Hodgson G. M. (1988). *Economics and institutions: A manifesto for a modern institutional economics.* Polity Press and University of Pennsylvania Press, Cambridge and Philadelphia.

Holcombe R.G. (1989). The Median Voter in Public Choice Theory. *Public Choice*, 61(2), pp. 115-125.

Holland P. W., Leinhardt S., (1976). Local Structure in Social Networks. *Sociological Methodology*, pp. 1–45.

Holland P. W., Leinhardt S. (1981). An exponential family of probability distributions for directed graphs. *Journal of the American Statistical Association*, 76(373), pp. 62-65.

Holzinger K, Knill C, Schafer A. (2006). Rhetoric or reality? New governance in EU environmental policy. *European Law Journal,* 12, pp. 403-420.

Hood C. (1991). A Public Management for All Seasons. *Public Administration*, 69, pp. 3-19.

Hood C. (1995). Contemporary Public Management: A New Global Paradigm? *Public Policy and Administration*, 10(2), pp.104-117.

Hooghe L., Marks G. (2003). Unraveling the central State, but how? Types of multi-level governance. *American Political Science Review*, 97(2), pp. 233-243.

Hooghe L., Marks G. (2004). Contrasting visions of multilevel governance. *In: Multilevel governance*, Bache I., Flinders M.(Eds.), Oxford University Press, (pp. 15-30).

Hooghe L., Marks G. (Eds.) (2010). Types of Multi-level governance. *In: Types of Multi-level governance*, Enderlein S., Wâlti S., Zürn M. (Eds.), Edward Elgar, Cheltenham, pp.17-31.

Hotelling H. (1931).The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39(2), pp. 137-175.

Hutchcroft P.D. (2001). Centralization and Decentralization in Administration and Politics: Assessing Territorial Dimensions of Authority and Power. *Governance: An International Journal of Policy and Administration*, 1(1), Blackwell Publishers.

I

Ifen (2007). Les collectivités locales soutiennent l'effort de protection de l'environnement, le 4 pages de l'Ifen, n°118.

Irwin E.G., Bockstael N.E. (2001). The problem of identifying land use spillovers: measuring the effects of open space on residential property values. *American Journal of Agricultural Economics*, 83(3), pp.698-704.

J

Jackson M.O., Wolinsky A. (1996). A Strategic model of social and economic networks. *Journal of Economic Theory*, 71(1), pp.44-74.

Jackson M.O.,Watts A. (2002). The Evolution of Social and Economic Networks. Jou*rnal of Economic Theory*, 106, pp.265–295.

Jaffe A., Peterson S., Portney P., Stavins R. (1995). Environmental regulations and the competitiveness of U.S. manufacturing: what does the evidence tell us? *Journal of Economic Literature*, 33, pp.132-163.

Jensen M.C., Meckling W.H. (1976). Theory of the firm : managerial behavior, agency costs and ownership structure. *Journal of Financial Economics*, 3, pp. 305-360.

Johnson C., Gilles R.P. (2000). Spatial Social Networks. *Reviewof Economic Design*, 5, pp.273-300.

Jordan A. (1999). The implementation of EU environmental policy: a policy problem without political solution? *Government and Policy,* 17(1), pp.69-90.

Jordan A. (2002). *The Europeanisation of British Environmental Policy*, Palgrave Macmillan. Basingstoke Hants.

Jordan A, Wurzel R., Zito A.R., Brückner L. (2003). European governance and the transfer of 'New' Environmental Policy Instruments (NEPIs) in the European Union. *Public Administration,* 81, 555-574.

Jordan A., Wurzel R.K.W, Zito A. (2005). The rise of "new" policy Instruments in comparative perspectives: Has governance eclipsed governance? *Political Studies*, 53, pp. 477-496.

Josselin J-M., Rocaboy Y., Tavéra C. (2008). The influence of population size on the relevance of demand or supply models for local public goods: evidence from France. *Papers in Regional Science*, 88(2), pp. 563-574.

K

Kaboolian L. (1998). The new public management: Challenging the boundaries of the management vs. Administration debate. *Public Administration Review*, 58(3), pp.159-193.

Kadushin C. (1966). The friends and supporters of psychotherapy: on social circles in urban life. *American Sociological Review*, 31(6), pp. 786-802.

Kandori M. (1992). Social norms and community enforcement. *Review of Economic Studies*, 59, pp. 63-80.

Katz E.G. (2000). Social capital and natural capital: a comparative analysis of land tenure and natural resource management in Guatemala. *Land Economics*, 76(1), pp. 114-132.

Kebir L., Maillat D. (2004). Ressources naturelles et culturelles, quels modes d'organisation ? *Xlème Colloque de l'ASDRLF*, 1, 2 et 3 septembre, Bruxelles, p.15

Kee J. E. (2004). Fiscal Decentralization: Theory as Reform. *In:* Financial management theory in the public sector, Aman K. W., Hildreth B. (eds.), Westport, CT: Praegers.

Keller W., Levinson A. (2002). Environmental regulations and foreign direct investment to U.S. States. *Review of Economics and Statistics* 84(4), pp.691-703

Keohane N.O, Revesz R.L., Stavins R.N. (1999). The Choice of regulatory Instruments in Environmental Policy. *Harvard Environmental Law Review*, pp. 313-367.

Kickert W.J.M. (ed) (2008). *The study of public management in Europe and the United States. A comparative analysis of national distinctiveness*. London: Routledge.

Kirchgassner G., Schneider F. (2003). On the Political Economy of Environmental Policy, *Public Choice*, 115(3-4), pp. 369-96

Klein B., Crawford R.G., Alchian A.A. (1978). Vertical integration, appropriable rents, and the competitive contracting process, *Journal of Law and Economics*, 21, pp. 297-326.

Klein B. (1996). Why hold-ups occur: the self-enforcing range of contractual relationships. *Economic Inquiry*, 34, pp. 444-463.

Knill C. (1998). European policies: the impact of national administrative traditions, *Journal of Public Policy*, 18(1), pp. 1-28.

Knill C., Lenschow A.(Eds) (2000). *Implementing EU Environmental Policy: New Directions and Old Problems*. Manchester University Press, 298 p.

Knill C. (2001) *The Europeanization of National Administrations: Patters of Institutional Change and Persistence* (Cambridge: Cambridge University

Knill C., Liefferink D. (2007). *Environmental politics in the European Union. Plolicy-making, implementation and patterns of multi-level governance*. Manchester: Manchester University Press.

Kolacyzk E.D (2009). *Statistical Anaysis of Network Models*. Springer, New York.

Konisky D.M. (2007). Regulatory competition and environmental enforcement: Is there a race to the bottom? *American Journal of Political Science 51*, 853-72.

Kosfeld M. (2004). Economic networks in the laboratory, a survey. *Review of Network Economics*, vol. 3(1), pp. 20-41.

Kraft M.E, Scheberle D. (1998). Environmental federalism at decade's end: New approaches and strategies", *Publius*, 28(1), pp.131-146.

Kunce M., Shogren J. (2005). On jurisdictional competition and environmental federalism. *Journal of Environmental Economics and Management,* 50(2), pp.212-224.

Kuperan K., Abdullah N., Pomeroy R., Genio E., Salamanca A. (2008). Measuring transaction costs of fisheries co-management. *Coastal Management*, 36(3), pp.225-240.

L

Lahaye N. (2004). Les réseaux de négociation créent-ils les conditions de résolution des conflits environnementaux ? *IVème journées de la proximité,* 17-18 juin, Marseille.

Lallement M. (2006). Capital social et théories sociologiques. *In : Le capital social. Performance, équité et réciprocité*, Bevort A., Lallement A.(eds.), La Découverte, Paris, pp.71-88.

Lamarzelle D. (2005). *La face cachée de la territoriale*, Editions du Papyrus, 111 p.

Larbi G.A. (1999). The new public management approach and crisis states. UNRISD Discussion Paper, n° 112, 65 p.

Laumann E.O., Papi F.U (1976). *Networks of collective action: a perspective on community influence systems. New York: Academic press.*

Laumann E.O., Marsden P.V., Prensky D. (1983). The boundary specification problem in network analysis. *In: Applied Network Analysis: A methodological Introduction*, Burt S., Minor M.J.(eds), Beverly Hills: SAGE.

Lazega E,. van Duijn M.A.J. (1997). Formal structure and exchanges of advice in a law firm: a random effects model. *Social Networks*, 19, pp.375-397.

Leavitt H. (1951). Some effects of certain communication patterns on group performance. *Journal of Abnormal and Social Psychology*, 46, pp. 38-50.

Lecat G. (2003). *En quoi le cadre de vie rural contribute-t-il à expliquer les prix fonciers dans les espaces périurbains ?* Dijon, Université de Bourgogne, INRA-ESR, ENESAD, 128 p.

Lee L. F. (2007). Identification and Estimation of Econometric Models with Group Interactions, Contextual Factors and Fixed Effects. *Journal of Econometrics,* 140(2)*,* pp.333-374.

Le Galès P., Thatcher M. (Dir.) (1995). *Les réseaux de politique publique*. L'Harmattan, Paris, 273 p.

Leibenstein H. (1966). Allocative efficiency vs. X-efficiency. *American Economic Review*, 56, pp. 392-415.

Lenschow A. (1997). Variation in EC environmental policy integration. *Journal of European Public Policy*, 4(1), pp.109–127.

Lenschow A. (1999). The greening of the EU: the Common Agricultural Policy and the Structural Funds. *Environment and Planning* C, 17, pp.91–108.

Lenschow A. (2002). New regulatory approaches in "greening" EU Policies. *European Law Journal,* 8(1), pp.19-37.

Lenschow A. (2006). Europeanisation of public policy. *In: European Union. Power and policy making*, Richardson J. (eds.), 3rd edition (Abingdon/Oxon: Routledge).

Levinson A. (2003), Environmental regulatory competition: A status report and some new Evidence. *National Tax Journal,* 56(2), pp. 91-106.

Libecap D.L., Smith J.L (1997). The structure and contributions of relational contracts: theory and evidence from oil and gas unit operating agreements, *Inaugural Conference of the international Society for New Institutional Economics*, Saint Louis, Missouri, 19-21 septembre.

Libecap G. (2005). State regulation of open-acces, common pool-resources. *In: Handbook of New Institutional Economics*, Ménard C., Shirley M. (Eds.), Dordrecht, Springer.

Liberatore A. (1997). The integration of sustainable development objectives into EU policy-making: Barriers and prospects. *In: The politics of sustainable development: Theory, policy and practice within the European Union*, S. Baker, M. Kousis, D. Richardson and S. Young(Eds.) London: Routledge.

Liefferink D., Wiering M., Uitenboogaart Y. (2011). The EU Water Frameword Directive: a multi-dimensional analysis of implementation and domestic impact. *Land Use Policy*, 28, pp. 712-722.

Lin N. (2001). *Social Capital*, Cambridge University Press

Lin X. (2010). Identifying peer effects in student academic achievement by spatial autoregressive models with group unobservables. *Journal of Labor Economics*, 28(2), pp.825-860.

List J.A., Gerking S. (2000). Regulatory Federalism and Environmental Protection in the United States. *Journal of Regional Science,* 40, 453-71.

Litvack J., Ahmad J., Bird R.M. (1998). *Rethinking Decentralization in Developing Countries*. Washington DC: The World Bank, 40p.

Lobry J. (2004). *Quel référentiel de fonctionnement pour les écosystèmes estuariens ? - Le cas des cortèges de poissons fréquentant l'estuaire de la Gironde*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux.

M

Macneil I.R (1978). Contracts: Adjustments of long-term economic relations under classical, neoclassical, and relational contract law. *Northwestern University Law Review,* 72, pp. 854-906.

Macrory R., Purdy R. (1997). The enforcement of EC environmental law against member states. *In: The Impact of EC Law in UK*, J. Holder (eds), Wiley Press, UK.

Maddala G. S. (1983). *Limited-Dependent and Qualitative Variables in Economics*. New York: Cambridge University Press, pp. 257-91

Madiès T. (2007). La concurrence fiscale entre collectivités territoriales » Concurrence fiscale et externalités horizontales et verticales : une grille de lecture des comportements stratégiques entre collectivités territoriales. *Regards croisés sur l'économie*, 1(1), pp. 218-230.

Manski, C. (1993). Identification of Endogenous Social Effects: The reflection problem. *Review of Economic Studies*, 60, pp. 531-542

Marcou G. (2012). Changements et permanences dans le système français d'administration territoriale. *Revue française d'administration publique*, 141, pp. 5-17.

Marwell O., Oliver P.E., Prahl R. (1988). Social networks and collective action : A theory of the critical mass. III, *American Journal of Sociology*, 94(3), pp.502-534.

Mazur E. (2011). Environmental Enforcement in Decentralized Governance Systems: Towards a Nationwide Level Playing Field, *OECD Environment Working Papers 34*, OECD Publishing, Paris.

McCann L., Easter K. (1999). Evaluating transaction costs of non-point source pollution policies. *Land Economics*, 75(3), pp.402-414.

McCann L., Colby B., Easter K., Kasterine A., Kuperan K. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52, 527-542.

McCubbins M.D (1985). The legislative design of regulatory structure. *American Journal of Political Science*, 29, pp. 721-748.

McCubbins M.D., Noll R.G, Weingast B.R (1987). Administrative procedures as instruments of political control. *Journal of Law, Economics, & Organization*, 3, 243-277

McDonald J., McMillen D. (2004). Determinants of suburban development controls : a Fischel expedition. *Urban Studies*, 41, pp. 341-362.

Meade J.E. (1952). External economies and deseconomies in competitive situation. *The Economic Journal*, 62(245), pp.54-67.

Mele A. (2011). A structural model of segregation in social networks. NET Institute Working Paper n° 10-16, 56p.

Ménard C. (2004). The economics of hybrid organizations. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 160 (3), pp.345-376

Ménard C. (2008). Governance of hybrids and relational contracts. *American Economic Association*, Annual Meeting, New Orleans.

Ménard C. (2011a). *Hybrid organizations, the Elgar Companion to transaction cost economics,* Peter Klein and Michael Sykuta (Ed.), pp. 176-184.

Ménard C. (2011b). A new institutional perspective on environmental issues. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1(1), pp. 115-120

Ménard C., 2012. Hybrid modes of organization. Alliances, Joint Ventures, Networks, and Other 'Strange' Animals". *In*: *Handbook of organizational* economics, Gibbons R., Roberts J., Princeton University Press.

Mercklé P. (2011). *Sociologie des réseaux sociaux*, La Découverte, coll. Repères.

Miller G.J., Moe T.M. (1983). Bureaucrats, Legislators, and the Size of Government. *American Political Science Review*, (77), pp.297-322.

Millimet D.L. (2003). Assessing the empirical impact of environmental federalism. *Journal of Regional Science*, 43(4), pp.711-733.

Millimet D.L., List J.A. (2003). A natural Experiment of the 'race to the bottom' hypothesis: Testing for stochastic dominance in temporal pollution trends. *Oxford Bulletin of Economics and Statistics,* 65, 395-420.

Milward H.B., Provan K.G. (2000).Governing the Hollow State. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 10(2), pp.359-379.

Mitnick B. M. (1980). *The Political Economy of Regulation*. New York, Columbia University Press.

Mitnick B.M. (1986). The Theory of Agency and Organizational Analysis. Paper presented at the annual meeting of the American Political Science Association. Washington, DC.

Moe T.M. (1982). Regulatory Performance and Presidential Administration. *American Journal of Political Science*, 26:197-224.

Moe T. (1984). The New Economics of Organization. *American Journal of Political Science*, 28(4), pp.739-777.

Moore G. (1979). The structure of a national elite network. *American Sociological Review*, 44(5), pp.673-692.

Mouzas S., Blois K. (2008). Relational Contract Theory: Confirmations and Contradictions. Paper presented at the 24th IMP-conference in Uppsala, Sweden

Mouzas, S., Ford D. (2007. Contracting in Asymmetric Relationships: The Role of Framework Contracts. *The IMP Journal*, 1(3), pp 42-63.

Mudambi R., Navarra P., Nicosia C. (1996). Plurality versus proportional representation: an analysis of Sicilian elections. *Public Choice*, n°86, pp. 341–357

Mueller D. C. (2003). *Public Choice III*. New York: Cambridge University Press

N

Nair H.S., Manchanda P., Bhatia T., (2010). Asymmetric social interactions in physician prescription behavior: the Role of opinion leaders. *Journal of Marketing Research*, 47(5), pp. 883-895

Napoleone C. (2005). *Prix fonciers et immobiliers et localisation des ménages au sein d'une agglomération urbaine*. Thèse de doctorat en sciences économiques, Marseille, EHESS, 297 pages.

Newig J., Fritsch O. (2009). Environmental governance: Participatory, multi-level - And effective? *Environmental Policy and Governance*, 19(3), pp.197-214.

Niskanen W. A. (1971). *Bureaucracy and representative government*. Chicago: Aldine-Atherton

North D. C. (1990). *Institutions, institutional change and economic performance*. New York, Cambridge University Press

North D.C (1991). Institutions. *Journal of Economic Perspectives*, 2(4), pp.97-112.

North D. C. (1995). *The new institutional economics and third world development*. London, Routledge.

O

Oates, W. E. (1972). *Fiscal Federalism*. Harcourt Brace Jovanovich, New York.

Oates, W.E., Schwab R.M. (1988). Economic competition among jurisdictions: Efficiency enhancing or distorsion inducing? *Journal of Public Economics,* 35, pp. 333-354.

Oates W. E., Schwab R.M. (1996). The theory of regulatory federalism: The case of environmental management. *In: The Economics of Environmental Regulation*. Oates W.E.(ed.), Cheltenham, UK and Northampton, MA: Edward Elgar, pp. 319-331.

Oates W. E. (1997). On the welfare gains from fiscal decentralization. *Journal of Public Finance and Public Choice,* 2–3: 83–92.

Oates, W. E. (1999). An essay on fiscal federalism. *Journal of Economic Literature,* 37, pp.1120–49.

Oates W.E., Portney P.R. (2001). The political economy of environmental policy. Resources for the Future, Discussion Paper 01-55, November 2001.

Oates W. E. (2002). A reconsideration of environmental federalism. *In: Recent advances in environmental economics*, List J.A., Zeeuw A.D.(Eds.), Cheltenham, UK: Elgar, pp. 1-32.

Oates W.E., Portney, P.R. (2003). The political economy of environmental policy. *In: Handbook of Environmental Economics*, Mäler K-G., Vincent J.R.(eds), Vol. 1, Elsevier, Amsterdam.

OCDE (1995). *Governance in transition: public management reforms in OECD countries*. Paris, France, 171 p.

Olson M. (1965). *The logic of collective action: Public goods and the theory of groups*. Harvard University Press.

Olson M. (1969). The principle of fiscal equivalence: The division of responsibilities among different levels of government. *American Economic Review Papers and Proceedings*, 59, pp.479-87

Ortalo-Magné F., Prat A. (2007). The political economy of housing supply : homeowners, workers and voters. LCE STICERD Research paper, n° TE514, 38p.

Osborne D., Gaebler T. (1992). *Reinventing Government*. Boston: Addison-Wesley.

Ostrom E. (1990). *Governing the Commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge: Cambridge University Press.

Ostrom E. (1992). *Crafting institutions for self-governing irrigation systems*. San Fransisco: institute for Contemporary Studies Press.

Ostrom E., Gardner R., Walker J. (1994). *Rules, games, and common-pool resources*. University of Michigan Press.

Ostrom V., Ostrom E. (1999). Public goods and public choices. *In: Polycentricity and local public economics: Readings from the Workshop in political theory and policy analysis,* McGinnis M. (Ed.), University of Michigan.

Ostrom E. (2000). Collective action and the evolution of social norms. *Journal of Economic Perspectives*, 14(3), pp.137-158.

Ostrom E., Ahn T.K.(eds.) (2003). *Foundations of social capital*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Robins, G.L.

Ostrom E. (2007). Institutional rational choice: An assessment of the institutional analysis and development framework. *In: Theories of the Policy Process*, Sabatier P. (Ed.),. Boulder, CO: Westview Press, pp. 21-64

P

Paavola J., Adger W.N. (2005). Institutional ecological economics. *Ecological Economics,* 53, pp.353-368.

Paavola J. (2007). Institutions and environmental governance: A reconceptualization. *Ecological Economics,* 63, pp.93-103.

Paavola, J., Gouldson, A., Kluvánková-Oravská T. (2009). Interplay of actors, scales, frameworks and regimes in the governance of biodiversity. *Environmental Policy and Governance,* 19, pp. 148-158.

Palay T.M. (1985). Avoiding regulatory constraints: contracting safeguards and the role of informal agreements. *Journal of law, Economics, and Organization*, 1, pp. 155-175.

Park S.O. (1996). Managing an interorganizational network: A framework of the institutional mechanism for network control. *Organization Studies*, 17 (5), pp.795-824.

Pattison P.E., Wasserman S. (1999). Logit models and logistic regressions for social networks. III. Valued relations. *Psychometrika*, 64, pp.371–394.

Pearce D., Barbier E. (2000). *Blueprint for a sustainable economy*. London: Earthscan.

Pecqueur B. (2000). *Le développement local*. Syros - Alternatives Economiques, 132 p.

Perrier-Cornet P. (2004). L'avenir des espaces ruraux français : dynamiques et prospectives à l'horizon 2020. *Futuribles*, 299, pp.77-95

Peters B.G., Pierre J. (1998). Governance without government ? Rethinking public administration. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 8, pp.223-243.

Peters B. G. (2003). *The future of governing: Four emerging models*. 2nd edition, Lawrence: University Press of Kansas.

Peters, B. G., Pierre, J. (2004). Multilevel governance and democratics: a Faustian bargain? *In: Multi-level governance*, Bache I., Flinders M.(Eds), Oxford: Oxford University Press, pp. 75-92.

Peters B. G., Pierre J., Sorenson E., Torfing J. (2011). *Interactive governance: advancing the paradigm*. Oxford: Oxford University Press.

Pierre J. (2000). Introduction: understanding governance. *In: Debating Governance Authority, Steering and Democracy*, Pierre J.(eds), Oxford, Oxford University Press.

Pigou A.C. (1929). *The economics of welfare*. London: Mcmillan.

Pinkerton E.(Eds.) (1989). *Co-operative management of local fisheries: new direction in improved management and community development*. University of British Columbia Press, Cancouver, British Columbia, Canada.

Plantinga A.J., Lubowski R.N., Stavins R.N. (2002). The effects of potential land development on agricultural land prices. *Journal of Urban Economics*, 52, pp.561-581.

Pogodzinski JM., Sass T.R. (1990). Measuring the effects of municipal zoning regulations, a survey. *Urban Studies*, 2(4), pp. 597-621.

Point P., Destandau F. (2000). Cheminement d'impact et partition efficace de l'espace. *Revue Economique*, 51(3), pp. 609-620.

Point P. (2010). Quelle méthodologie pour la confrontation des valeurs de conversion ou de conservation des zones humides? *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 5, pp. 855-876.

Polinsky M.A., Shavell S. (1982). Pigouvian taxation with administrative costs. *Journal of Public Economics*, 19(3), pp. 385-394.

Pollit C. (1993). *Managerialism and the public services*, Oxford, UK, Blackwell.

Pollitt C., Bouckaert G. (2004). *Public management reform: A comparative Analysis*. Oxford University Press.

Pontier J-M. (2012). Compétences locales et politiques publiques. *Revues française d'administration publique*, 141, pp. 139-156.

Posner R.A. (1971). Taxation by regulation. *Bell Journal of Economics*, The Rand Corporation, 2(1), pp.25-50.

Powell Walter W. (1990). Neither market nor hierarchy: Network forms of Organization. *In: Readings in Organizational Behavior*. Cummings L.L. and Staw B.(Eds), pp. 295-336.

Pretty J., Ward H. (2001). Social capital and the environment. *World Development*, 29(2), pp. 209-227.

R

Radaelli C.M. (2010). Européanisation. *In: Dictionnaire des politiques publiques*, Boussaguet L;, Jacquot S., Ravinet P.(eds.), Les Presses de Sciences Po., pp. 247-257.

Rallet A., Torre A. (2004). Proximité et localisation. *Economie Rurale*, 280, p.25-41.

Rambonilaza M., Boschet C., Brahic E., à paraître. Moving towards multilevel governance of wetland resources: local water organizations and institutional changes in France. *Environment & Planning C: Government and Policy.*

Rauschmayer F., Wittmer H. (2006). Evaluating deliberative and analytical methods for the resolution of environmental conflicts. *Land Use Policy,* 23(1), pp.108-122.

Rauschmayer F., Behrens V. (2008). Legitimacy of species management. *In: Legitimacy in European nature conservation policy: Case studies in multilevel governance*, Keulartz, J., Leistra, G. (Eds.), The Netherlands: Springer, pp. 55-75.

Rauschmayer F., Wittmer H., Berghöfer A. (2008). Institutional challenges for resolving conflicts between fisheries and endangered species conservation. *Marine Policy,* 32(2), pp.178-188.

Rauschmayer F., Paavola J., Wittmer H. (2009). European governance of natural resources and participation in a multi-level context: An editorial. *Environmental Policy and Governance*, 19(3), pp. 141-147.

Raynaud E. (1997). P*ropriété et exploitation partagée d'une marque commerciale : aléas contractuels et ordre privé.* Thèse de doctorat,, Université de Paris (Panthéon-Sorbonne)

Reuben E. (2003). The evolution of theories of collective action. Tinbergen Institute. Mimeo.

Revesz R.L. (1992). Rehabilitating interstate competition: Rethinking the 'race-to-the bottom. *New York University Law Review,* 67, pp.1210-1254.

Revesz R.L (1996). Federalism and interstate environmental externalities. *University of Pennsylvania Law Review*, 144, pp.2341–416.

Rhodes R. (1996). The New Governance: Governing without Government. *Political Studies*, 44, pp. 652-667.

Ribot J.C. (1999). Decentralization, participation and accountability in Sahelian forestry: legal instruments of political-administrative control. *Africa,* 69(1), pp. 23-65.

Ribot J.C., 2002. *Democratic decentralization of natural resources: Institutionalizing popular participation.* Washington DC: World Resources Institute.

Ribot J.C. (2003). Democratic decentralization of natural resources: Institutional choice and discretionary power transfers in Sub-Saharan Africa. *Public Administration and Development,* 23, pp. 53-65.

Richards K.-R. (2000). Framing Environmental Policy Instrument Choice. *Duke Environmental Law and Policy Forum,* 10(2), pp. 221-285.

Robins G., Pattison P.E., Kalish Y., Lusher D. (2007). An introduction to exponential random graph (*p**) models for social network. *Social Networks*, vol. 29(2), pp.173-191.

Rodden J. (2004). Comparative Federalism and decentralization: On meaning and Measurement. *Comparative Politics*, 36(4), pp.481-500.

Rondinelli, D., Cheema, G.S. (1983). Implementing decentralization policies. decentralization and development - Policy implementation in developing countries. *In:* Cheema G.S., Rondinelli D.A. (eds), pp. 9-34. London: Sage.

Rondinelli D. (1987). Administrative decentralization of agricultural and rural development programs in Asia: A comparative analysis. *In: Agricultural Extension Worldwide,* Rivera W.M., Schram S.G.(eds), London: Croom Helm, pp. 22-57.

Rondinelli D. (1990). Decentralization, Territorial Power and the State: A critical response. *Development and Change*, 21(3), pp. 491-500.

Rondinelli D., Nellis J.R (1986). Assessing decentralization policies in developing countries: The case for cautious optimism. *Development Policy Review*, 4(1), pp. 3-23.

Rondinelli D.A., McCullough J.S., Johnson R.W. (1989). Analysing decentralization policies in developing countries: A political economy framework. *Development and Change,* 20(1), pp.57-87.

Rothstein B., Toerell J. (2008). What is the quality of governance: A theory of impartial government institutions. *Governance,* 21, pp.165-90.

Rubin P.H. (1978). The theory of the firm and the structure of the franchise contract. *Journal of Law & Economics*, 21(1), pp.223-233.

S

Sacerdote B. (2001). Peer effects with random assignment: Results for Darmouth roommates. *Quartely Journal of Economics*, 116(2), pp. 681-704

Salmon P. (1987). Decentralization as an incentive scheme. *Oxford Review of Economic Policy* 3(2), pp. 24-43.

Samuelson P.A. (1954). The pure theory of public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, 36(4), pp. 387-389.

Sandström A., Carlsson L. (2008). The performance of policy networks: the relation between network structure and network performance. *Policy Studies Journal*, 36(4), pp.497-524.

Sandström A., Rova C. (2010). The network structure of adaptative governance – A single case study of fish management area. *International Journal of the Commons.* URL: http://www.thecommonsjournal.org/index.php/ijc/article/view/156/102.

Scharpf F.W. (1997). *Games real actors play: Actor centered institutionalism in policy research*. Boulder, Co: Westview Press.

Sharp J., Agnitsch K., Ryan V., Flora J. (2002). Social infrastructure and community economic development strategies: the case of self-development and industrial recruitment in rural Iowa. *Journal of rural studies*, 18, pp. 405-417.

Sharp J., Fora J. (1999). Entrepreneurial social infrastructure and growth machine characteristics associated with industrial-recruitment and self-development strategies in nonmetropolitan communities. *Journal of the community development society*, 30, pp. 131-153.

Scheberle D. (1997). *Federalism and Environmental Policy: Trust and the Politics of Implementation*. Washington DC: Georgetown University Press.

Scheuer S. (Eds) (2005). *EU environmental policy handbook: A Critical Analysis of EU Environmental Legislation*. European Environmental Bureau, 343 p.

Schlager E., Ostrom E. (1992). Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis. *Land Economics*, 68(3), pp. 249-262.

Schmid A.A. (1987). *Property power, and public choice: An inquiry into law and economics*. 2nd ed. Praeger, New York.

Schneider M., Scholz J., Lubell M., Mindruta D., Edwardsen M. (2003). Building concensual institutions: Networks and the National Estuary Programm. *American Journal f Political Science*, 47(1), pp. 143-158.

Schucht S. (2010). *Une evaluation inter-disciplinaire de la mise en oeuvre d'une politique environnementale européenne. La directive relative aux incinérateurs des déchets municipaux (89/429/CEE)*. Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Paris, 320p.

Shobe W.M., Burtraw D. (2012). Rethinking environmental federalism in a warming world. Discussion Paper 12-04, Washington DC: Resources for the Future.

Sigman H. (2002).International spillovers and water quality in rivers: do countries free ride? *The American Economic Review*, 92(4), pp. 1152-1159.

Simon E., 1957. Models of Man: social and rational. NY : John Wiley and Sons, 279 p.

Singleton S. (1998). *Constructing cooperation: the evolution of institutions of comanagement*. University of Michigan Press.

Slemrod J., Yitzhaki S. (2000). Tax avoidance, evasion, and administration. NBER Working Papers 7473, National Bureau of Economic Research, Inc.

Smirnov O.A. (2010). Modelling spatial discrete choice. *Advances in Spatial Econometrics*, 40(5), pp.292-289.

Snijders TA.B., Steglich C.EG., Schweinberger M. (2007). Modelling the co-evolution of networks and behaviour. *In: Longitudinal models in the behavorial and related sciences*, van Montfort K., Satorra A., Erblaum L. (eds.), pp.41-71.

Snijders T.A.B. (2001). The statistical evaluation of social network dynamics. *Sociological Methodology*, 31(1), pp. 361-395.

Snijders T.A.B., van de Bunt G.G, Steglich C.E.G. (2010). Introduction to stochastic actor-based models for network dynamics. *Social Networks,* 32, pp.44-60

Snyder F. (1994). Soft law and institutional practice in the EC. *In: The Construction of Europe,* S. Martin (ed.), Kluwer Academic Publishers.

Solé-Ollé A., Viladecans-Marsal E. (2012). Lobbying, political competition and local land supply: recent evidence from Spain. *Journal of Public Economics,* 96(1-2), pp.10-19.

Solomon B.D. (1999). New directions in emission trading: the potential contribution of new institutional economics. *Ecological Economics*, 30(3), pp. 371-387.

Spagnolo G. (1999). Social relations and cooperation in organisations. *Journal of Economic Behavior and Organizations*, 38(1), pp. 1-26.

Stavins R.N. (1995). Transaction costs and tradeable permits. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29, pp.133-148.

Stavins R.N. (2004). *The Political Economy of Environmental Regulation*. Northampton , Massachusetts : Edward Elgar Publishing.

Stoker G. (1998). Governance as theory: Five propositions. *International Social Science Journal*, 155, pp.17-28.

Svara J.H. (2001). The myth of the dichotomy: Complementarity of politics and administration in the past and future of public administration. *Public Administration Review,* 61(2), pp.176-183.

T

Talbot D. (2006). La gouvernance locale, une forme de développement local et durable? Une illustration par les pays. *Développement durable et territoires*, http://developpementdurable.revues.org/2666

Talbot D. (2010). La dimension politique dans l'approche de la proximité. *Géographie, Économie, Société*, 12, pp. 125-144

Thorelli H.B. (1986). Networks: Between markets and hierarchies.. *Strategic Management Journal*, 7(1), pp. 37-51.

Tiebout, C. (1956). A pure theory of local expenditures. *Journal of Political Economy,* 64(5), pp.416-24.

Tietenberg T.H (1980). Transferable discharge permits and the control of stationary source air pollution: a survey and synthesis. *Land Economics,* 56(4), pp.391-416.

Tietenberg T.H. (1991). Economic instruments for environmental regulation. *Oxford Review of Economic Policy*, 6, pp. 125-148.

Tietenberg T.H. (2007). Tradable permits in principle and practive, *In: Moving to Markets in Environmental Regulation*, Freeman J., Kolstad C.D.(Eds.), pp. 63-94.

Torre A., Rallet A. (2005). Proximity and localization. *Regional Studies*, 39(1), pp. 47-60.

Torre A., Aznar O., Bonin M., Caron A., Chia E., Galman M., Guérin M., Jeanneau Ph., Kirat Th., Lefranc Ch., Melot R., Paoli J.C., Salazar M.I., Thinon P. (2006). Conflits et tensions autour des usages de l'espace dans les territoires ruraux et périurbains. Le cas de six zones géographiques françaises. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 3, pp. 415-453.

Torre A., Zuindeau B. (2009). Les apports de l'économie de la proximité aux approches environnementales : inventaire et perspectives. *Nature Sciences Sociétés,* 17, pp. 349-360.

Travers J., Milgram S. (1969). An experimental study of the small world problem. *Sociometry*, 32(4), pp. 425-443.

Turnbull G.K., Mitias P.M. (1999). The median voter model across levels of government. *Public Choice,* 99, pp.119–138.

U

Udry C., Conley T. (2004). Social networks in Ghana. Working Paper 888, Economic growth Center ,Yale University.

Useem M. (1980). Corporations and the corporate elite. *Annual review of Sociology*, 5, pp.41-77.

V

Van Duijn M. A. J., Snijders T. A. B, Zijlstra B. J. H. (2004). p2: a random effects model with covariates for directed graphs. *Statistica Neerlandica,* 58, pp.234–254.

Vaillancourt F., Monty L. (1985). The effects of agricultural zoning on land prices, Quebec, 1975-1981. *Land Economics*, 61, pp. 36-42.

Vatn A. (1998). Input vs. emission taxes. Environmental taxes in a mass balance and transaction costs perspective. *Land Economics*, 74(4), pp. 514-525.

Vig N.J, Faure M.G (2004). *Green Giants ? Environmental Policies of The United States and the European Union.* MIT Press, 414 p.

Vogel D., Toffel M., Post D. (2005). Environmental federalism in the European Union and the United States. *In: The handbook of globalization and environmental policy: National government interventions in a global arena,* Wiken F., Zoeteman K., Pieters J. (eds), Edward Elgar.

W

Wade R. (1988). *Village republics: Economic conditions for collective action in South India*. Oakland: ICS Press.

Wasserman S. (1980). Analysing social networks as stochastic process. *Journal of the American Statistical Association*, 370, pp.280-294

Wasserman S., Faust K. (1994). *Social network analysis, methods and applications*, Cambridge University Press.

Wasserman S., Patisson P. (1996). Logit model and logistic regressions for social networks : an introduction to Markov graphs and p*. *Psychometrika*, 60, pp.401-425.

Waterman R.W., Meier K.J (1998). Principal-agent models: An expansion? *Journal of Public Administration Research and Theory*, 2, pp. 173-202.

Watts D.J., Strogatz, S.H. (1998). Collective dynamics of 'small-world' networks. *Nature,* 393 (6684), pp.409–410.

Weber M. (1964). *The sociology of religion translation: Ephraim Fischoff; Introduction: Talcott Parsons*. Boston: Beacon Books

Weingast B. (1995). The economic role of political institutions: Market-preserving federalism and economic development. *Journal of law, Economics and Organizations*, 11, pp. 1-31.

Wellisch D. (1995). Locational choices of firms and decentralized environmental policy with various instruments. *Journal of Urban Economics,* 37(3), pp. 290-310.

Weingast B.R, Witman D.(Eds.) (2006). *The Oxford handbook of political economy*. Oxford University Press.

Wellisch, D. (2000). *Theory of Public Finance in a Federal State*. Cambridge, U.K. Cambridge University Press.

Wellman, B. (1983). Network analysis: Some basic principles. In Collins, R. (ed.). Sociological Theory. 1983, pages 155-199. San Francisco: Jossey-Bass.

Wellman B. (1988). Structural analysis : from method and metaphor to theory and substance", *In: Social structure: A network approach*, Wellamn B., Berkowitz D. (eds.), Cambridge, England : Cambridge University Press, pp.19-61.

Wesselink A., Paavola J., Renn O., Fritsch O. (2011). Rationales for public participation in environmental policy and governance. A practicioners' perspective. Environment and Planning A, 43(11), pp. 2688-2704.

Williamson OE. (1964). The economics of discretionary behavior: Managerial objectives in a theory of the firm. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Williamson O.E. (1979). Transaction-cost economics : the governance of contractual relations. *Journal of Law and Economics,* 22(2), pp. 233-271.

Williamson O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism: Firms, markets, relational contracting*. The Free Press, New York.

Williamson O. (1991). Comparative economic organization: The analysis of discrete structural alternatives. *Administrative Science Quarterly,* 36(2), pp. 269-296

Williamson O.E. (1999). Public and private bureaucracies: a transaction cost economics perspective. *Journal of Law, Economics, and Organization,* 15(1), pp.306-342.

Williamson O.E. (2000). The new institutional economics: tacking stock, looking ahead, *Journal of Economic Literature*, 38, pp.595-613.

Woerdman E. (2001). Emissions trading and transaction costs: analyzing the flaws in the discussion. *Ecological Economics*, 38(2), pp. 293-304.

Woolcock, M., Narayan D. (2000). Social capital: Implications for development theory, research, and policy. *World Bank Research Observer,* 15(2), pp.225-250.

Work R. (2002). Overview of Decentralization Worldwide: A Stepping Stone to Improved Governance and Human Development, *UNDP: 2nd International Conference on Decentralization,* XLIV, pp.652-667.

Y

Yilmaz S.S., Ebel R.D. (2002). On the measurement and impact of fiscal decentralization. Policy Research Working Paper, n° 2809, 26p.

Young O. (2002). *The institutional dimensions of environmental change: fit, interplay, and scale*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Young, O. (2002). Institutionnal interplay : the environmental consequences of cross-scale interactions. *In: The drama of the commons*, Ostrom E. Dietz D., Dolsak N., Stern P.C., Stonich S., Weber E.U. (Eds),, Washington DC : National Academy Press, pp. 263-291.

Z

Zijlstra B.J.H., Veenstra R., Van Duijn, M.A.J. (2008). A multilevel p2 model with covariates for the analysis of binary bully–victim network data in multiple classrooms. *In: Modeling dyadic and interdependent data in the developmental and behavioral sciences*, Card NA., Selig J.P., &T.D. Little T.D. (Eds), New York, (pp. 369–389).

Zimmerman D.J. (2003). Peer effects in academic outcomes: evidence from a natural experiment. *The Review of Economics and Statistics*, 85(1), pp.9-23

Zimmermann J-B. (2010). La question des bifurcations en économie: irréversibilités et processus de dépendance du sentier. *In: Bifurcations – les sciences sociales face aux ruptures et à l'évènement*, Bessin M., Bidart C., Grossetti(Eds.), La Découverte, Paris.

Zimmerman J.E. (2005). *Congressional Preemption: Regulatory Federalism*. Albany, NY: State Univ. of New York Press.

Zuindeau B. (2009). Analyse régulationniste de l'environnement: elements théoriques et pistes de recherché. *Ecological Economics*, 62(3), pp. 159-188.

Zuindeau B. (2009). Responding to environmental risks: what can Albert Hirschman contribute? *Ecological Economics*, 69(1), pp. 155-165.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS 4

SOMMAIRE 6

INTRODUCTION GÉNÉRALE 8

PARTIE 1. LES RESSORTS INSTITUTIONNELS DE L'IMPLEMENTATION DES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES A L'ECHELLE LOCALE 25

CHAPITRE 1. LES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES, DE L'ECHELLE EUROPEENNE A L'ECHELLE LOCALE 30

SECTION 1. LES SPECIFICITES DES REGLEMENTATIONS ENVIRONNEMENTALES 31

1.1 Les instruments de la politique environnementale européenne et leur degré d'enforceabilité pour les Etats membres 31

1.2. La nécessité d'une cohérence multisectorielle : le principe d'intégration et ses limites 37

SECTION 2. L'APPROCHE REGLEMENTAIRE EUROPEENNE A L'EPREUVE DE LA COMPLEXITE DES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX 40

2.1. Les PAE successifs au prisme des enjeux environnementaux portés par la Commission 41

2.2 Les soft-law et la gouvernance multi-niveaux comme solution institutionnelle 44

CONCLUSION DU CHAPITRE 48

CHAPITRE 2. LA DECENTRALISATION DE LA MISE EN ŒUVRE DES REGLEMENTATIONS EUROPEENNES PAR LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS 50

SECTION 1. LE REPOSITIONNEMENT DU ROLE DE L'ETAT DANS LES PROCESSUS DE DECENTRALISATION : DU GOUVERNEMENT A LA GOUVERNANCE 53

1.1. Décentralisation : dimensions et catégories d'un concept en voie de définition 53

1.2. La problématique de la gestion administrative sous l'angle de la rationalisation de l'appareil public 57

1.3. La gouvernance ou le repositionnement du rôle du gouvernement dans les dispositifs contractuels et transversaux 60

SECTION 2. LES PRESCRIPTIONS NORMATIVES DU FEDERALISME ENVIRONNEMENTAL 61

2.2. Le plaidoyer pour la centralisation de la régulation environnementale 63

2.3. La centralisation, pas nécessairement optimale même en présence de compétition inter-juridictionnelle 64

2.4. Le modèle délégataire et ses limites en présence d'effets de débordements en matière environnementale 67

SECTION 3. LA GOUVERNANCE DE LA GESTION ENVIRONNEMENTALE EN UNIVERS DECONCENTRE : LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS ENVIRONNEMENTAUX EN FRANCE 70

3.1. Schématisation de la gestion environnementale en France 73

CONCLUSION DU CHAPITRE 79

CHAPITRE 3. LES DIE A L'EPREUVE DES COMPETENCES POLITIQUES DES COMMUNES : LE CAS DES ZONAGES PRIORITAIRES DU SAGE 81

SECTION 1. L'ECONOMIE POLITIQUE DES ZONAGES DANS LES ESPACES RURAUX....85
1.1. Interaction entre enjeux économiques et décisions politiques à travers le zonage....85
1.2. Les territoires ruraux : lieu d'influence des groupes d'intérêts....88
1.3. Profil socio-économique des territoires et rente foncière....89
1.4. Les décisions des élus ruraux face aux groupes d'intérêts....92
SECTION 2. TRAJECTOIRES ECONOMIQUES DES TERRITOIRES RURAUX DU SAGE DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE....96
2.1. Les territoires de l'estuaire de la Gironde, vers de nouveaux enjeux économiques....96
2.2. Les disparités communales dans un contexte d'émergence d'une dynamique résidentielle .. 100
SECTION 3 : ZONAGES D'ACTIONS PRIORITAIRES ET ENJEUX ECONOMIQUES COMMUNAUX, QUELLE ADEQUATION ? 109
3.1. Le SAGE « Estuaire de la Gironde » face aux élus communaux.... 109
3.2. Modélisation économétrique des positions des élus 115
3.3. Estimation d'un modèle logit simple et ses résultats 119
3.4. Correction de l'auto corrélation spatiale des erreurs et résultats.... 124
CONCLUSION DU CHAPITRE 126

CONCLUSION DE LA PARTIE 1 129

PARTIE 2: LA COORDINATION D'ACTEURS PAR LES DISPOSITIFS INSTITUTIONNELS EN QUESTION 133

CHAPITRE 4. APPROCHE ECONOMIQUE DE LA GOUVERNANCE : DES INSTITUTIONS A LA COORDINATION 136
SECTION 1 : LA GOUVERNANCE PAR LES FORMES HYBRIDES 136
1.1. Les relations contractuelles comme focus de l'analyse économique des institutions 136
1.2. Des formes hybrides aux arrangements contractuels 139
1.3 Des formes hybrides aux contrats relationnels 146
1.4. Les mécanismes de coordination dans les formes hybrides 150
SECTION 2. LES NOTIONS DE TRANSACTION ENVIRONNEMENTALE ET LEUR MODE DE GOUVERNANCE 153
2.1. Les modes de gouvernance de la transaction environnementale dans une perspective a-territorialisée : de « l'Etat ou marché » à « L'Etat et marché » 154
2.2. La transaction environnementale en tant que de transfert de droit à polluer.... 156
2.2. La transaction environnementale en tant que processus de mise en œuvre des politiques publiques.... 159
2.3. Vers une redéfinition de la transaction environnementale.... 162
SECTION 3. LA GOUVERNANCE DES TRANSACTIONS ENVIRONNEMENTALES AU REGARD DES SPECIFICITES DES ACTEURS 165
3.1. La gouvernance environnementale comme résultante de la frontière administrative de l'Etat 166

3.2. La gouvernance environnementale comme résultante des frontières institutionnelles de l'intervention de l'Etat ... 168
3.3. Les DIE comme modes de gouvernance des enjeux environnementaux à l'échelle locale ... 171
CONCLUSION DU CHAPITRE ... 173
CHAPITRE 5. ANALYSE EN TERMES DE RESEAUX DES COORDINATIONS INTERINDIVIDUELLES : ELEMENTS DE METHODOLOGIE ... 175
SECTION 1. STRUCTURES SOCIALES ET ACTIONS INDIVIDUELLES : LES FRONTIERES D'UNE APPROCHE ECONOMIQUE ... 176
1.1. La coordination économique à travers les relations entre acteurs ... 176
1.2. Les réseaux sociaux comme objectif des actions individuelles et collectives ... 184
SECTION 2. MODELISATIONS STATISTIQUES DES INTERACTIONS SOCIALES : ENJEUX ET SOLUTIONS ... 189
2.1 L'influence du réseau de relations sur les comportements individuels ... 190
2.2. Les avancées méthodologiques fournies par l'économétrie spatiale ... 193
2.3. Modélisation empirique de la formation des réseaux ... 194
2.4 Caractéristiques des liens et formations des réseaux ... 196
SECTION 3. REGLES DE RECONSTRUCTION DES FRONTIERES DES SYSTEMES RELATIONNELS DES RESEAUX COMPLETS ... 203
CONCLUSION DU CHAPITRE ... 206
CHAPITRE 6. DISPOSITIFS ENVIRONNEMENTAUX ET COORDINATION D'ACTEURS A L'ECHELLE TERRITORIALE : UNE ANALYSE EMPIRIQUE ... 208
SECTION 1 : DES ACTEURS DES DISPOSITIFS AU RESEAU DE COLLABORATION ENTRE ACTEURS ... 211
1.1 Des acteurs des territoires aux participants dans les DIE ... 211
1.2. Les spécificités des participations dans les DIE et identification d'acteurs-clés ... 214
1.3. Acteurs-clés et réseau local de collaborations autour des enjeux environnementaux ... 219
SECTION 2. INTERACTION ELU-BUREAUCRATE ET RELATIONS DE COLLABORATION POUR LE PORTAGE DES ACTIONS COLLECTIVES ENVIRONNEMENTALES ... 228
2.1. L'interaction élu-bureaucrate comme constitutive du fonctionnement de l'appareil politico-administratif ... 229
2.2. L'interaction élu-bureaucrate guidée par le partage des rôles et des compétences ... 232
2.3. L'interaction élu-bureaucrate comme relevant d'une stratégie de formation de liens de collaboration ... 236
2.4. Analyse économétrique des déterminants de la formation des liens de collaboration ... 242
2.5 Le modèle d'analyse économétrique ... 244
2.6. Limites et perspectives des résultats économétriques ... 249
CONCLUSION DU CHAPITRE ... 250
CONCLUSION DE LA PARTIE 2 ... 254
CONCLUSION GENERALE ... 256
ANNEXES ... 262

BIBLIOGRAPHIE **307**

TABLE DES MATIERES **334**

LISTE DES FIGURES **338**

LISTE DES TABLEAUX **340**

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Nombre de contentieux par année (2003-2012) concernant la mise en œuvre des directives européennes dans le domaine de l'environnement (Source : DGE, 2013) 35

Figure 2 : Infractions par types dans le domaine de l'environnement en 2012 (Source : DGE, 2013) 36

Figure 3 : Externalités négatives (A), externalités positives (B), internalités (C). (à partir de Esty, 1996). ... 63

Figure 4: Les relations entre les différentes catégories de gouvernements locaux en matière de gestion environnementale 77

Figure 5: Evolution de la population en pourcentages de 1999 à 2009 (%) (Source : INSEE, RGP 1999, RGP 2009). 103

Figure 6 : Evolution de la population active occupée totale des communes de 1999 à 2009 (%) (Source : RGP,1999, 2009) 103

Figure 7 : Les secteurs d'emplois dominants par commune en 1999 105

Figure 8: Les secteurs d'emplois dominants par commune en 2009. 105

Figure 9 : Répartition de l'usage des terres selon l'activité agricole dominante (à partir de données RGA 2000) 106

Figure 10 : Répartition de l'usage des terres selon l'activité agricole dominante (à partir de données RGA 2010) 106

Figure 11 : Evolution du nombre de résidences secondaires à l'échelle communale entre 1999 et 2009 (Source : RGP 2009, INSEE) 108

Figure 12 : Evolution de la capacité d'accueil touristique entre 2003 et 2007 (Source données attributaires : Inventaire communal 1998 et 2006 Tourisme – DGCL, INSEE). 108

Figure 13 : Evolution des superficies en zones humides et espaces en eau de 1990 à 2006 (Source : Corine Land Cover, 2006) 111

Figure 14 : Les Zones de Protection Spéciale et les Sites d'intérêt Communautaire sur l'estuaire de la Gironde (Source : MNHN, 2007) 111

Figure 15 : Répartition géographique des résultats de la participation des communes à la consultation sur le projet de SAGE en 2011. 113

Figure 16 : Les rôles fondamentaux de l'Etat dans les politiques environnementales (Source : Richards, 2000, p.236). 134

Figure 17 : Forme d'hybride selon le degré de mutualisation des actifs et des droits de décision 142

Figure 18 : Types d'hybrides en fonction de la nature de l'interdépendance (adapté de Park, 1996) 146

Figure 19 : Une typologie d'hybrides selon le degré d'autonomie des parties transactantes (Ménard, 2011) 149

Figure 20 : Une typologie de mécanismes de coordination selon la spécificité des actifs (Ménard, 2004) 151

Figure 21 : Les relations couvertes par les transactions environnementales. En bleu : sphère publique, en orange : firmes (et/ou organisation relevant de la sphère publique), en vert : « société civile ». . 167

Figure 22 : Echelles écologiques et niveaux de décision institutionnels 170

Figure 23 : Les configurations extrêmes de la centralisation d'un réseau : le réseau en étoile (à gauche) versus la forme la plus équilibrée de répartition des liens (à droite) 180

Figure 24 : Répartition des organisations participantes aux DIE selon le nombre de personnels investis 217

Figure 25 : Participations cumulées dans les dispositifs au niveau des individus et au niveau des organisations 218
Figure 26 : Le protocole d'identification des acteurs et des liens 220
Figure 27 : Le réseau de reconnaissance par les pairs et le réseau de collaboration (adapté de Boschet et Rambonilaza (2012)) 222
Figure 28 : Répartition des individus selon leur nombre de liens sortants (*outdegrees*, à gauche) et entrants (*indegrees*, à droite). 224
Figure 29 : Le réseau de collaboration des organisations 225
Figure 30 : La co-participation aux dispositifs et les acteurs recherchés dans la collaboration 227
Figure 31 : Les étapes de construction du réseau Natura 2000 263
Figure 32 : La structure du réseau terrestre (données Ifen 2007) 265
Figure 33 : Procédure standardisée de l'élaboration des DOCOB 267
Figure 34 : Les bénéficiaires des contrats Natura 2000 269
Figure 35 : La gouvernance de la gestion à l'échelle des bassins 272
Figure 36 : Gouvernance de l'eau : procédure d'élaboration du SAGE 273
Figure 37 : Ventilation des aides financières attribuées par les Agences de l'EAU 273
Figure 38 : Financement des investissements sur le périmètre du SAGE en M€/an (Source : Agence de l'Eau Adour-Garonne) 274
Figure 39 : Répartition des domaines de contentieux sur le droit de l'environnement dans l'Union européenne 276
Figure 40 : Répartition des domaines de contentieux sur le droit de l'environnement en France 277
Figure 41 : Localisation et vocation des terminaux du PAB le long de l'estuaire de la Gironde 277
Figure 42 : Classes isomorphiques des triades (Holland et Leinhardt, 1976) 280
Figure 43 : Une illustration du diagramme de Moran 290
Figure 44 : Une illustration de l'étendue spatiale des clusters pour la variable spécialisation viticole 293
Figure 45 : Evolution de l'indicateur d'association spatiale pour la variable « spécialité viticole » (Source : RGA 2000 –à gauche-, RGA 2010 –à droite-.) 295
Figure 46 : Evolution des indicateurs d'association spatiale pour la capacité d'hébergement touristique sur la période 1998-2007. 297
Figure 47 : Indicateurs d'association spatiale pour les surfaces communales classées Natura 2000 en valeur absolue (Corinne Land Cover, 2009) 298
Figure 48 : Indicateurs d'association spatiale pour la part des superficies communales classées en Natura 2000 299
Figure 49 : Evolution des indicateurs d'association spatiale pour la base électorale des communes (Nombre de personnes en âge de voter, RGP 1999 –carte de gauche- et RGP 2009 –carte de droite-) 300

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Structures et modes d'administration de chacun des secteurs visés par l'EPI (Source : Agence européenne de l'environnement, 2005) 39

Tableau 2 : Evolution des enjeux et défis environnementaux (Source : EEA, 2010). 44

Tableau 3 : Les différents évènements fondateurs de la politique environnementale européenne 45

Tableau 4 : Dimensions de la décentralisation et indicateurs (repris de Schneider, 2003, p.41) 56

Tableau 5 : La répartition des compétences environnementales entre les collectivités locales (Source : Mission d'information présidée par Jean-Luc Warsmann, « *Une clarification de l'organisation et des compétences des collectivités territoriales* » sur *www.assemblee-nationale.fr/*, 8 octobre 2008) 74

Tableau 6 : Effets attendus des variables sur les différents groupes d'intérêt dans les communes rurales 94

Tableau 7 : Evolution de la population au sein des pays riverains de l'estuaire de la Gironde entre 1999 et 2009 (Source : calculs effectués à partir des données Insee Clap) 102

Tableau 8 : Répartition des emplois par secteurs d'activité (calculs à partir des données CLAP, INSEE). 104

Tableau 9 : Résultats de la consultation auprès des communes du SAGE sur le PAGD 112

Tableau 10 : Statistiques descriptives des variables intégrées dans le modèle 118

Tableau 11 : Résultats des estimations pour les 3 modèles A, B et C avec et sans la constante 121

Tableau 12 : Estimations du modèle B après correction de l'autocorrélation spatiale des erreurs et de l'endogénéité 125

Tableau 13 : Attributs des structures de gouvernance pour évaluer les coûts de transactions (tirée de Williamson, 1991) 141

Tableau 14 : Type de bien selon les critères de rivalité et d'excludabilité 155

Tableau 15 : Catégorie et types de coûts de transaction occasionnés durant les différentes étapes d'une politique publique (Coggan et al., 2010). 161

Tableau 16 : Les dimensions susceptibles de caractériser les transactions environnementales (d'après Grolleau et Salhi, 2009) 163

Tableau 17 : Les différentes formes de collaboration entre communautés locales (ou gouvernements locaux) et autorité étatique 169

Tableau 18: Types de gouvernance selon l'assignation des rôles dans l'implémentation des politiques environnementales 172

Tableau 19 : Mesures résiliaires du capital social chez Putnam et Burt 182

Tableau 20 : La structure de participation au sein des dispositifs 213

Tableau 21 : Répartition des participations au sein des dispositifs environnementaux. 214

Tableau 22 : Description des dispositifs environnementaux 215

Tableau 23 : Structure de participation aux DIE par collège 216

Tableau 24 : Statistiques descriptives du réseau de reconnaissance par les pairs et du réseau de collaboration 223

Tableau 25 : Contextes d'action de l'élu et du bureaucrate selon leur niveau d'information respectif dans un cadre non-coopératif 232

Tableau 26 : Contextes d'action de l'élu et du bureaucrate selon leur niveau d'information respectif dans un cadre coopératif 234
Tableau 27 : La répartition des taches entre l'élu et le technicien dans la coordination à l'échelle territoriale 236
Tableau 28 : Effets attendus des variables sur la formation des liens 240
Tableau 29 : Les déterminants de la collaboration environnementale à l'échelle territoriale 245
Tableau 30 : Les chiffres clés du réseau Natura 2000 au 1 er janvier 2009 (source : MEDD). 265
Tableau 31 : La situation du réseau en 2007 269
Tableau 32 : Synthèse des coûts des dispositions du SAGE (Source : PAGD). En bleu : les services de régulation ; en brun, les services d'approvisionnement ; en jaune : les services à caractère social.... 275
Tableau 33 : Description des variables explicatives 278
Tableau 34: Calcul des ratios de probabilité pour le modèle B sans constante 278
Tableau 35 : Classement des 20 organisations les plus représentées dans les dispositifs 281
Tableau 36 : Mesures d'autocorrélation spatiale globale 288
Tableau 37 : Statistiques LISA pour les surfaces communales en vignes en valeur absolue pour l'année 2010. 291
Tableau 38 : Répartition des statistiques LISA significatives pour la variable « spécialisation viticole ».... 294
Tableau 39 : Répartition des statistiques LISA significatives pour la variable « capacité d'accueil touristique » 296
Tableau 40 : Répartition des statistiques LISA significatives pour la variable « base électorale » 300
Tableau 41 : Un essai de synthèse des résultats sur les statistiques LISA à l'échelle communale 301

Résumé. Cette thèse s'inscrit dans une perspective d'économie politique pour aborder les contraintes institutionnelles engendrées par la mise en œuvre des réglementations environnementales à l'échelle locale. La pertinence des dispositifs institutionnels environnementaux (DIE) comme solution coopérative à la fragmentation de la structure politico-administrative française focalise l'analyse. La thèse développe deux types de travaux. Les propositions du fédéralisme environnemental, sur la supériorité de la centralisation des compétences de gestion en présence d'un enjeu environnemental avec effets de débordement, sont évaluées à l'aune des réalités politiques locales. Une analyse économétrique des votes des élus locaux pour le cas du SAGE « Estuaire de la Gironde » permet d'apprécier la coïncidence entre le plan de gestion du bassin versant et les enjeux économiques auxquels les élus sont confrontés, via les groupes d'intérêts. La portée incitative des DIE est ensuite abordée. La théorie des coûts de transactions permet de les considérer comme des contrats relationnels basés sur la spécificité des acteurs et leur positionnement les uns vis-à-vis des autres. La reconstruction du réseau des acteurs qui portent les enjeux environnementaux de l'estuaire de la Gironde montre l'importance des acteurs publics locaux. L'analyse statistique de la formation des liens de collaboration intègre cette particularité en se concentrant sur la relation élu-technicien. La thèse montre que les dimensions politique, administrative et économique des interactions entre les acteurs altèrent l'utilité et la portée des DIE pour la coordination autour de la gestion environnementale à l'échelle locale.

Mots-clés : gouvernance, acteurs publics locaux, politiques environnementales européennes, économie politique, fédéralisme environnemental, néo-institutionnalisme, analyse des réseaux sociaux.

Abstract. This thesis adopts a political economy perspective to address the institutional and political constraints influencing the implementation of environmental policies at a local level. A central focus of the analysis is on assessing the continued relevance of Environmental Institutional Devices (EIDs) as solutions for addressing French political and administrative fragmentation. The thesis pursues two core lines of inquiry. First, proposals developed within an environmental federalism tradition, which state that centralization of power is preferable in cases when environmental problems generate spillover, are evaluated against the realities of local community interests. Through carrying out an econometric test based on local elected representatives' votes, the thesis compares the contents of a watershed policy project in Gironde estuary with the types of issues representatives face on a daily basis, in particular from economic interest groups. Second, the thesis analyses incentives contained in EIDs. Transaction costs theory provides the tools for interpreting EIDs as relational contracts based on an actor's specificity and his/her respective positioning vis-à-vis others. Through this reconstruction of an environmental governance network on the Gironde estuary, I reveal the prevalence of public actors. A statistical analysis of network formation integrates this feature by focusing on the politician-bureaucrat relationship. The results show how political, administrative and economic dimensions of environmental coordination mitigate against the usefulness and the incentive-compatibility of EIDs as tools for environmental policy implementation at local level.

Keywords: governance, local public actors, European environmental policies, political economics, environmental federalism, neo-institutionalism, social network analysis.