



Effets géographiques et processus politiques dans la gestion de l'eau en France

Catherine Carre

► **To cite this version:**

Catherine Carre. Effets géographiques et processus politiques dans la gestion de l'eau en France. Environnement et Société. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 2015. <tel-01337462>

HAL Id: tel-01337462

<https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01337462>

Submitted on 26 Jun 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne
Habilitation à diriger des recherches**

**Présentée par
Catherine Carré**

**Effets géographiques et processus politiques
dans la gestion de l'eau en France**

Soutenue le 27 novembre 2015

Jury composé de

Rémi Barbier, Professeur, ENGEES Strasbourg (rapporteur)
Emmanuelle Hellier, Professeur, Université Rennes 2
Corinne Larrue, Professeur, Université Paris Est, IUP (rapporteur)
Jean-Marie Mouchel, Professeur, Université Pierre et Marie Curie
Pierre Pech, Professeur, Université Paris 1 (garant)
Anne Rivière-Honegger, Directeur de recherche (UMR 5600)
Lyon, (rapporteur)

**Université Paris 1 Panthéon Sorbonne
Habilitation à diriger des recherches**

Présentée par Catherine Carré

**Effets géographiques et processus politiques
dans la gestion de l'eau en France**

Positionnement de recherche

HDR soutenue le 27 novembre 2015

À Marianne et Élise, pour leur bienveillance et leur patience amusée

Sommaire

Liste des acronymes.....	5
Introduction	8
Chapitre 1. Explorer les relations entre les sociétés et l'eau, au prisme des effets géographiques et des processus politiques.....	16
Chapitre 2. L'eau et la ville : cohérence spatiale et cohésion sociale.....	66
Chapitre 3. Les figures de la territorialisation des politiques de l'eau et de sa gestion .	102
Chapitre 4. Des connaissances scientifiques au service d'une « raison publique » territorialisée.....	150
Bibliographie.....	195
Table des tableaux	210
Table des figures	211
Table des matières	214

Liste des acronymes

AEP : alimentation en eau potable
ANC : assainissement non collectif
ARCEAU-IDF : Association recherche collectivités dans le domaine de l'EAU en Île-de France
ARS : agence régionale de santé
CCSPL : commission consultative des services publics locaux
CIPEL : Commission internationale pour la protection des eaux du Léman
CJUE : Cour de justice de l'Union européenne
CLE : commission locale de l'eau
CNDP : commission nationale du débat public
CPDP : commission particulière du débat public
CSP : conseil supérieur de la pêche
DBO : demande biochimique en oxygène
DCE : Directive cadre sur l'eau
DCO : demande chimique en oxygène
DDT : direction départementale des territoires
DERU : Directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines
DGPR : direction générale de la prévention des risques
DPSIR : driving forces, pressures, state, impact, response
DREAL : direction de l'équipement, de l'agriculture, de l'environnement, de la santé
DRIEE : direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie
DSP : délégation de service public
DUP : déclaration d'utilité publique
EH : équivalent habitant
EP : eaux pluviales
EPAGE : établissement public d'aménagement et de gestion de l'eau
EPCI : établissement public de coopération intercommunale
EPTB : établissement public territorial de bassin
EU : eaux usées
FNDAE : Fonds national de développement des adductions d'eau
GEMAPI : gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations
GIRE : gestion intégrée de la ressource en eau
LADYSS : Laboratoire dynamiques sociales et recomposition des espaces
LEESU : Laboratoire eau environnement et systèmes urbains
LEMA : Loi sur l'eau et les milieux aquatiques
LENE : Loi portant engagement national pour l'environnement (dite aussi « Grenelle II »)
MEDD : Ministère de l'écologie et du développement durable
MEDDE : Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie
MEEDDM : Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer
MES : matières en suspension
MISE : missions interservices de l'eau
MO : matières organiques
OCDE : Organisation de coopération et de développement économique
ONEMA : Office national de l'eau et des milieux aquatiques

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est
PADD : projet d'aménagement et de développement durable
PAPI : plan d'action et de prévention des inondations
PCB : polychlorobiphényles
PDM : programme de mesures
PDU : plan de déplacement urbain
PIREN : Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine
PIRVE : Programme interdisciplinaire de recherche ville et environnement
PLU : plan local d'urbanisme
PPR : plan de prévention des risques
PPRI : plan de prévention du risque inondation
RGPP : révision générale des politiques publiques
SAGE : schéma d'aménagement et de gestion de l'eau
SCoT : schéma de cohérence territoriale
SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
SEDIF : Syndicat des eaux d'Île-de-France
SIAAP : Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne
SIVOA : Syndicat intercommunal de la vallée de l'Orge aval
SPANC : service public d'assainissement non collectif
SPL : service public local
SRCE : schéma régional de cohérence écologique
STEA : service technique eau et assainissement
STEP : station de traitement des eaux polluées
TA : techniques alternatives
TRI : territoire à risque important d'inondation
UE : Union européenne
VRD : voirie réseaux divers

Introduction

En travaillant sur la relation entre l'eau, comme processus physique mais aussi comme milieu de vie, et les villes comme espace d'action publique, j'aborde des interactions entre des objets complexes, autant par leur définition que leur analyse. J'ai le souci à travers les termes de processus et de milieu de vie d'évoquer les fonctionnalités de l'hydrosystème, dans une approche intégrée avec les sociétés humaines, et d'envisager cet hydrosystème comme un environnement au sein duquel se trouvent des humains pour qui l'eau et le cours d'eau ne se résument pas à une utilité économique. Quant aux villes, j'y replace les gestions de l'eau et des cours d'eau dans une dimension collective, recherchant le sens et les effets des pratiques des citoyens, de leur choix de gestion dans l'espace, à la lecture des politiques publiques et de leur mise en œuvre.

Pour traiter ces aspects, j'ai eu la chance d'arriver en tant que chercheuse à un moment où se sont calmés les querelles d'école, l'ostracisme entre les disciplines. J'ai ainsi pu croiser des modes d'action publique, en m'intéressant à la gestion de la ressource, des inondations, à la restauration des continuités écologiques, tout en pouvant associer géographie humaine et physique, penser la place de la nature et des interactions avec les sociétés sans risque d'exclusion pour faute grave de déterminisme physique, ou pour être sortie du champ de la géographie humaine, ou encore faire de la géographie humaine en accordant une place centrale aux processus naturels sans véritablement étudier les dimensions symboliques de l'eau. J'ai eu aussi la chance de pouvoir emprunter ou utiliser les résultats des autres disciplines (sciences de l'ingénieur, sciences de l'environnement) dans le cadre de programmes interdisciplinaires, tels le PIRVE et le PIREN-Seine.

La thématique dans laquelle j'inscris mon travail est celle de la gestion de l'eau, terme qui nécessite d'en préciser le contenu. La première acception de ce terme est d'abord « *l'activité qui consiste à planifier, développer, distribuer et gérer l'utilisation optimale des ressources en eau* » (site Wikipedia). Cependant les apports des lois sur l'eau depuis 1964 font que l'on peut compléter cette définition en y ajoutant la protection et la valorisation des milieux aquatiques¹ et en intégrant aux gestionnaires de l'eau (élus, techniciens, services de l'État) les habitants dans leur ensemble. L'eau étant reconnue « patrimoine commun de la nation » avec la loi de 1992, chacun devient en partie responsable de sa protection. « *Le terme de gestionnaire renvoie ainsi à un vaste panorama et réseaux, depuis l'État jusqu'à chaque propriétaire privé, avec des multiples intermédiaires tels que les établissements publics, les collectivités territoriales, les associations, ... chacun d'entre eux présentant des prérogatives et des responsabilités très variables* » (Rivière-Honegger, 2014, page 18).

Dans cette étude des modes de relation entre les villes, les territoires et l'eau, au fur et à mesure que mes travaux avancent se dessinent des voies privilégiant les acteurs collectifs et institutionnels sur les acteurs individuels. L'entrée par les institutions, pour réfléchir la place des acteurs dans les politiques et l'action publique, se fait en reprenant l'analyse de

¹ Les engagements principaux de la loi dite Grenelle 1 (loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement) concernent les écosystèmes et les milieux naturels afin de stopper la perte de biodiversité sauvage et domestique, de restaurer et maintenir ses capacités d'évolution, de retrouver une bonne qualité écologique de l'eau et d'assurer son caractère renouvelable dans le milieu et abordable pour le citoyen.

Mary Douglas et l'existence d'une pensée institutionnelle que les individus ont en tête et qu'ils mobilisent au moment de décider de la bonne réponse face au problème posé (Douglas, 2004, page 32). J'accorde ensuite dans l'analyse des effets géographiques de la gestion de l'eau une place centrale aux processus politiques.

Étant arrivée tardivement à la recherche en géographie, j'ai eu tendance - en néophyte zélée - à vouloir coller le plus possible à ce que seraient les questionnements et les démarches géographiques, dans une exigence épistémologique. Je me retrouve alors bien dans le diagnostic que dresse Bernard Debarbieux d'une géographie « *durablement conçue comme un exercice de typologie et de structuration des formes et des agencements spatiaux essentiellement différenciés en fonction de leur nature, de la complexité et de leur échelle* » (2004, page 11). J'ai en effet affaire dans mes recherches à des objets spatiaux produits par les politiques de l'eau et leur déclinaison. Les volontés d'une territorialisation de la gestion de l'eau en France ont été l'occasion depuis les années 1960 de créer de nouveaux objets spatiaux, depuis le cycle urbain de l'eau, le petit et le grand cycle de l'eau, les bassins d'alimentation de captage, la tête de bassin, le bassin versant et sa gestion territorialisée ou intégrée, jusqu'aux continuités écologiques des cours d'eau, les trames verte et bleue. Il me revient alors d'interroger ces objets comme les produits d'actions collectives, comme des réponses à des problèmes données par un groupe d'acteurs à une certaine échelle, « *suscitant un ensemble d'attentes en matière d'intervention sur les attributs et les composantes de l'objets (...) susceptibles de guider les pratiques et les transformations des espaces dans lesquels ils prennent place* » (Debarbieux, 2004, pages 25 et 14).

Il reste ensuite à replacer ces articulations entre objets et actions en tenant compte des caractéristiques de la gestion de l'eau depuis deux siècles : une gestion scientifique (les premières mesures et paramètres de l'eau remontent aux années 1850), de plus en plus techniciste, qu'il s'agisse de la production d'eau potable, de l'assainissement mais aussi du génie écologique à l'œuvre dans les opérations de restauration des cours d'eau, entre les mains d'experts. Les dernières directives européennes n'ont fait qu'accentuer cette tendance, asseyant les évaluations du bon état des masses d'eau sur des indicateurs incompréhensibles des non spécialistes. Les objets géographiques évoqués ci-dessus s'inscrivent tout à fait dans ce cadre cognitif et réglementaire imprégné de science et de technique, très loin des cultures ordinaires et profanes et même des connaissances locales.

Continuer d'emprunter à Bernard Debarbieux la notion d'effet géographique me permet d'étudier - au delà de l'identification et de la catégorisation de ces objets spatiaux - la diversité des processus géographiques à l'œuvre dans leur fabrication, les transformations d'ensemble que connaissent les territoires et les recompositions qui en résultent.

Cela me conduit à analyser les effets spatiaux qu'induisent les rencontres entre les intentions d'aménagement et les fonctionnements des sociétés humaines et des milieux. Ainsi une des pistes que j'explore interroge la confrontation des découpages zonaux, des discontinuités (réglementaire, technique, d'usage), avec les dynamiques de flux, humains et non humains (les mobilités des urbains, le ruissellement, les dynamiques des populations piscicoles), et leurs conséquences sur l'action publique. Cette confrontation permet de comprendre les transformations des services publics d'eau et d'assainissement, comme celles des projets d'aménagement urbain. Elle explique les enjeux et les limites effectives des politiques publiques de gestion de l'eau et des milieux, qu'il s'agisse de la protection de la ressource en eau, des restaurations des continuités écologiques, de la prévention de la dégradation de la qualité des masses d'eau.

Dans l'analyse des processus à l'œuvre dans la transformation de l'espace géographique, dans l'action et les intentions qui y président, j'accorde ainsi une place centrale à l'action publique et aux processus politiques.

Une des interrogations actuelles des chercheurs sur la gestion de l'eau porte sur la place et le rôle des habitants, du « citoyen lambda », que ce soit en termes assez génériques de gouvernance (en interrogeant alors le fonctionnement des agences de l'eau²), ou encore de participation avec la prise en compte des attentes dans la gestion des services d'eau et d'assainissement, dans les opérations de restauration des cours d'eau et, plus fondamentalement, dans la prise en charge de l'eau comme patrimoine commun de la nation.

Une première remarque tient à la place particulière de l'État et de ses services dans cette gestion, dans une conception assez éloignée de l'analyse que l'on en fait pour les autres secteurs de l'aménagement (énergie, transport, agriculture, logement, aéronautique). L'État et ses services interviennent localement bien avant les trente glorieuses, certains de ses ingénieurs essayant d'instituer dès le XIX^e siècle une vision universaliste du bassin versant qui l'emporterait sur les droits locaux (Ingold, 2011), là où d'autres négocient pour aboutir à un arbitrage entre les intérêts nationaux et locaux (Le Marec, 2000). Progressivement va s'imposer une gestion publique de l'eau assurée par les services de l'État et des collectivités, écartant une gestion en commun des habitants et des usagers des rivières pour ne garder qu'un face-à-face public - usager/citoyen/consommateur (Carré, 2010 ; Christin, 2013). À l'inverse l'action des services de l'État est relativement peu interventionniste après la seconde guerre mondiale (en comparaison des autres secteurs de l'aménagement du territoire), du fait même de la précocité d'une gestion territorialisée de l'eau avec la loi de 1964 et des financements passant par la facture d'eau³.

Parallèlement, on peut constater que la politique de l'eau en France même si elle a été marquée par une production régulière de grandes lois sur l'eau (1964, 1992, 2006) n'a pas bénéficié d'un ténor politique d'envergure nationale, portant les enjeux de la reconquête de sa qualité comme une priorité nationale. À cette idée on peut associer les résultats mitigés que le MEDDE, les agences de l'eau affichent en 2015 pour le rapportage européen de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), ou encore les menaces de condamnation récurrentes par l'Union Européenne (UE) pour non respect de ses directives, que ce soit au titre de la Directive Eaux Résiduaire Urbaines (DERU) ou de la Directive Nitrate⁴. On peut alors renvoyer à Bruno Latour (1999) et la difficulté d'une appropriation politique d'enjeux entre les mains d'experts, une dépolitisation de l'eau (absence de grands débats sur des options à prendre et celles à écarter) ou encore à Jean-Baptiste Fresoz (2012, 2013) qui, autour de la modernité, dénonce le refus d'affronter véritablement les effets de nos modes de production et de consommation sur l'eau et les milieux (gestion de la pollution chimique, des effets du changement climatique sur la ressource).

À l'inverse, cette politique de l'eau bénéficie de l'engagement d'acteurs locaux, d'hommes (et de femmes) politiques (conseillers généraux, sénateurs maires), bien ancrés dans les

² La Cour des comptes vient de rappeler dans son rapport de février 2015 les déséquilibres dans la représentativité des usagers au sein des comités de bassin et l'insuffisante sélectivité des aides des agences.

³ On peut voir cependant les ingénieurs de l'État rentrés des colonies rapporter les expériences de grande hydraulique sur le territoire métropolitain, l'attention portée à l'eau par le Commissariat général au Plan, aboutissant à un travail régional et local d'encadrement (auprès des nouvelles agences, des collectivités territoriales) et de soutien technique (DDE, DDAF).

⁴ Rapport de la Commission des finances du Sénat, 26 octobre 2011

territoires, dont l'action sur le long terme va - au delà d'un accès à un financement bon marché de leurs équipements grâce aux aides des agences de l'eau - tirer profit des innovations institutionnelles liées à la gestion de l'eau (Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau sur la Drôme, sur le bassin de Thau, Etablissement Public Territorial de Bassin sur la Mauldre ou la Dordogne) pour associer la gestion des cours d'eau au développement des territoires.

L'objectif n'est donc pas d'étudier les politiques de l'eau en tant que telles⁵ mais ce qui se construit collectivement dans la gestion de l'eau, autour du sens donné par l'ensemble des gestionnaires de l'eau à l'action publique et ses modes de faire. En gardant la définition très large que nous avons proposée précédemment de ces gestionnaires de l'eau, mon projet est d'étudier ce qui est défini comme intention, projet politique, ambition partagée pour l'eau et sa gestion. Il est alors possible de faire du processus politique l'objet même d'étude, en se demandant ce qui se joue collectivement dans la gestion de l'eau comme moment politique, et de mobiliser certains concepts de la science politique pour étudier l'eau comme dimension de l'action publique.

Laurent McFalls prend acte dans les pays occidentaux d'une autonomisation actuelle du politique, du détachement du politique des autres relations sociales et, « *avec ce détachement du politique, la nécessité d'un contenu, d'un projet de société* » auquel participent les acteurs sociaux individuels (2006, page 108). Il récuse l'idée d'une relation politique déjà catégorisée soit par l'échange (avec le marchandage ou la négociation), par l'autorité (la coercition), la communication (visant le consensus, sans garantie d'égalité dans la participation au débat) ou encore par la tromperie (la manipulation ou le mensonge). « *Le but de l'action politique étant toujours la détermination ultime d'une relation sociale* » (2006, page 55), la relation politique doit précisément être posée comme indéterminée. Le politique est alors défini comme « *une action sur une action de l'autre* »⁶ (2006, page 55), qui survient au moment de l'indétermination sociale : « *le politique n'existe que dans l'espace socialement indéterminé situé entre la coercition - ou la violence - et le consentement, ce qui est impliqué par le terme légitimité* » (2006, page 81). C'est cette conception du politique qui me guide lorsque je regarde les modes actuels de mobilisation, de participation dans la gestion de l'eau : étudier les différents arrangements entre les individus pour gérer l'eau sans préjuger d'un mode opératoire.

L'autre volet de ma démarche s'appuie sur les acquis de la science politique pour décrypter les mécanismes d'élaboration des politiques publiques, en les considérant dans leur mode de fabrication comme des objets sociaux en mutation (Massardier, 2003, page 2). Elle s'inspire des approches néo-institutionnalistes, en privilégiant les acteurs dans leur dimension institutionnelle comme les associations environnementales en tant que membres du collège d'usagers des commissions locales de l'eau (CLE) ou des comités de bassin, et en considérant que ces institutions sont à la fois des produits de la société et des structures qui influencent le jeu des acteurs sociaux (Massardier, 2003, page 153).

Il s'agit ici de rendre compte des transformations fondamentales des politiques publiques depuis 50 ans, la production de directives et de lois (décrets et règlements) induisant des

⁵ Selon Pierre Lascoumes et Jean-Pierre Le Bourhis (1998), les politiques de l'eau soulèvent à la fois des problèmes substantiels (répartir la ressource, assurer la qualité, préserver les écosystèmes) et procéduraux (favoriser la délibération publique, coordonner l'action publique et mobiliser des acteurs).

⁶ Ce qui est différent d'une détermination de la dimension politique, comme celle proposée dans Gumuchian et al. (2004, page 44) en termes de multiples voies, comme le règlement, la persuasion, la coercition (contraindre l'action par l'action).

transformations profondes de l'action publique. La gestion de l'eau passe d'une vision utilitariste de l'eau et des milieux - avec une gestion de l'eau au service des usages humains, selon une qualité physico-chimique et biologique déclinée par types d'usage comme dans la grille nationale de la qualité des cours d'eau de 1971- à une conception écologique d'une masse d'eau, dont le respect des fonctionnalités par les sociétés humaines garantit les usages (DCE, 2000). À ce renversement d'optique et de priorité s'ajoutent des transformations dans les conceptions des modes de gestion et des moyens. L'intervention humaine doit se faire au plus près du respect des processus naturels (en utilisant les services écosystémiques selon les contextes), dans une approche transversale (rompant avec une gestion sectorielle par grands types d'usage, eau potable, eau industrielle, eau agricole, eau de navigation, eau pour le refroidissement des centrales énergétiques, ...) et par une gestion respectant le principe de subsidiarité, associant selon les échelles spatiales l'ensemble des acteurs concernés par la gestion de l'eau et des milieux (lois sur l'eau de 1964, de 1992, DCE).

Cette transformation a touché toutes les échelles de gestion, à commencer par l'échelle communale où les gestionnaires en matière d'assainissement ont abandonné l'idée de collecter toutes les eaux sales de la ville et de les traiter dans une station d'épuration, pour remettre de l'eau à la surface des villes en envisageant localement l'infiltration des eaux de pluie et leur valorisation dans les projets urbains (Carré, 2014). À l'échelle régionale, la gestion de la ressource est passée d'une vision par tronçon de la qualité du cours d'eau à son intégration depuis l'amont du bassin jusqu'à l'estuaire et la mer, avec une approche de la pollution pensée en flux (ou en concentration pondérée par des débits) ; quant aux autorisations de rejets (industriels, d'ouvrages publics), la police de l'eau prend en compte l'effet de ces rejets sur le cours d'eau, selon son état amont et aval, et plus seulement la charge polluante à la sortie du tuyau.

Dans cette dynamique, les politiques publiques fonctionnent à travers des principes et des instruments d'action publique qui, particulièrement pour la gestion de l'eau, vont varier d'une agence de l'eau à une autre, d'un schéma de gestion par bassin à un autre, voire même d'une collectivité à une autre, au fur et à mesure que chaque groupe, chaque réseau d'acteurs locaux les interprète et les fait évoluer. L'élaboration des politiques publiques de l'eau n'est pas seulement l'affaire des échelons nationaux et européens mais aussi des échelons régionaux et locaux. Mon propos est alors d'étudier la mise en œuvre des politiques territorialisées de l'eau en insistant sur le rôle des échelons intermédiaires. Pour ce faire, j'étudie aussi bien les jeux d'acteurs d'une gestion quantitative de l'eau à travers les inondations fluviales (Carré, 2006 ; Bredif et Carré, 2009) et pluviales (Carré, 2014) qu'une gestion qualitative, en m'interrogeant sur la pertinence et le sens des mesures scientifiques de la qualité des cours d'eau, des grilles d'indicateurs d'évaluation de cette qualité, des modèles d'interprétation des résultats (Lestel et *al.*, 2013).

Privilégier en géographie l'étude de la qualité de l'eau et des milieux n'est pas l'entrée la plus courue, les travaux géographiques concernant principalement la gestion quantitative des excès et des insuffisances des cours d'eau (crue et étiage). Cependant, considérer la qualité est fondamental pour traiter l'action publique sur l'environnement parce qu'elle est celle aujourd'hui privilégiée par les politiques publiques et, particulièrement, par l'Union européenne⁷. Elle reste pour autant très mal définie, la DCE comprenant peu d'obligations substantielles de la qualité attendue des milieux aquatiques (Barone et Bouleau, 2011).

⁷ Calderón, Teresa Elola, 2010. La politique de l'eau de l'Union européenne : vers une gestion quantitative des ressources hydriques ? *Les Cahiers de droit*, vol. 51, n° 3-4, p. 859-878.

Il s'agit d'une part de retracer la complémentarité entre les dimensions quantitatives et qualitatives de l'eau, la quantité demeurant une des dimensions fondamentales de l'eau et des fonctionnalités des milieux, une composante centrale de la qualité (par le lien entre les débits et la dilution de la pollution) et de l'action publique, dans la part encore prioritaire accordée par les gestionnaires aux risques de débordement et de sécheresse.

D'autre part, entrer par la qualité permet d'interroger les valeurs que les acteurs prêtent aux cours d'eau, aux milieux aquatiques, l'existence (ou non) d'une ambition commune des différents habitants du bassin versant pour leur cours d'eau. En suivant les propositions d'Hervé Brédif d'une qualité comme moyen de repenser le développement durable d'un territoire, je considère la qualité dans son acception d'« *attribut, caractère, propriété, aptitude, capacité, don. Sans même qu'il soit question de porter un jugement de valeur, de dire si elles sont bonnes ou mauvaises, tout objet, tout être animé, toute réalité présente donc des qualités qui lui confèrent en retour une identité spécifique* » (Brédif, 2008). Il me faut voir à quelles dimensions des cours d'eau les acteurs ont été sensibles, les difficultés rencontrées pour agir, ce qui a pu être fait en matière d'action commune. Penser la qualité des cours d'eau et des milieux permet « *d'appréhender la relation, mieux, la tension qu'une personne entretient avec une entité donnée, par le truchement des aspects ou traits marquants auxquels elle se révèle sensible (...)* On réalise que la notion de qualité se situe au moins autant, sinon plus, du côté de l'action et de la stratégie, que de celui de la connaissance et de la prévision des phénomènes. » (Brédif, 2008)

Il me revient ainsi de questionner les acteurs territorialisés de la gestion de l'eau sur les façons dont ils ont vécu la période des années 1960 à 2014, depuis la plus forte dégradation de l'état des cours d'eau dans les années 1960-1970, puis la mise en place d'une politique très interventionniste de lutte contre cette dégradation. Les bilans des acteurs nationaux de ces années de politique de l'eau sont très contrastés, entre des constats plutôt positifs des agences de l'eau à l'occasion des 50 ans de la loi sur l'eau de 1964 (AESN, 2014) et ceux dressés par des associations comme France Nature Environnement : « *La loi sur l'eau de 1964, 50 ans de galère*⁸ ». Il nous faut donc comprendre les tensions, les ambiguïtés des résultats obtenus, en interrogeant les acteurs régionaux et locaux qui ont porté cette gestion.

La rédaction de cette HDR m'aura ainsi fourni l'occasion d'orienter mes premiers travaux de recherche sur les réseaux techniques d'eau potable et d'assainissement vers l'analyse des relations qu'entretiennent les services urbains avec les usagers, puis d'étudier la place de l'eau dans les aménagements urbains, ses caractéristiques, et de questionner la pertinence d'une catégorie urbaine de l'eau.

Elle m'aura permis de formuler une contribution originale à la territorialisation des acteurs de la gestion de l'eau, son autonomie et sa régionalisation à partir de la qualité de l'eau et des milieux.

Enfin, elle m'aura donné l'opportunité de poser l'étude de la qualité de l'eau et des cours d'eau dans le cadre d'une science réglementaire, en lien avec les instruments de l'action publique. Cette posture s'est avérée nécessaire pour rendre compte des interactions entre les chercheurs d'une qualité de l'eau et des milieux et l'action publique, à la fois parce que la qualité de l'eau est co-construite par les chercheurs et les gestionnaires, et parce que je travaille au sein d'équipes pluridisciplinaires dont les travaux de recherche sont orientés par les demandes des gestionnaires. Il me faut donc rendre compte des relations entre connaissance et action en travaillant sur l'utilisation des connaissances produites par les chercheurs, dans des dispositifs de science réglementaire comme celui du PIREN-Seine,

⁸ www.fne.asso.fr/documents/eau/lettre-eau/lettre-eau-na-68.pdf

par et pour l'action, en ayant l'ambition de poser des cadres d'une contribution scientifique à l'opérationnalité de l'action publique.

Cette HDR est rédigée pour restituer l'évolution de mes questions de recherche autour de cette approche de la gestion de l'eau et de ses acteurs territorialisés par les effets géographiques et les processus politiques

Elle est structurée en commençant par présenter mes questions de recherche et la méthodologie utilisée, pour ensuite présenter en trois temps les résultats de mes travaux. Ce déroulé suit une logique chronologique, en exposant les thématiques que j'ai abordées successivement dans ma recherche : l'eau urbaine, les territoires de la gestion de l'eau, les connaissances de l'eau et leur lien avec les politiques publiques de l'eau.

Cet enrichissement de mes thématiques de recherche correspond à un élargissement de mes terrains - des villes françaises aux villes européennes, des territoires urbains à l'ensemble des bassins hydrologiques -, et je les porte aujourd'hui conjointement. C'est pourquoi les perspectives de ma recherche seront précisées à la fin de chacune de ces parties.

Le choix de ces thématiques procède d'un changement d'échelle dans les objets étudiés avec le passage de l'étude de la relation des villes à l'eau, privilégiant une échelle locale, à l'analyse des territorialisations des politiques publiques de l'eau, à différentes échelles. Reste la dernière partie qui, elle, aborde les rapports entre l'eau et l'action publique sous un angle différent, centré sur les relations entre connaissance et action.

La seconde raison est plus dialectique. Il s'agit de regarder les dynamiques d'échange entre le champ de l'environnement et celui de l'urbanisme et de l'aménagement, en les observant d'abord dans un contexte localisé (celui de la ville) puis en variant les focales, dans le champ plus large du développement des territoires et, enfin, dans la production et l'utilisation des connaissances produites par les chercheurs et les gestionnaires, à différentes échelles.

Ces dynamiques d'échange sont à replacer dans l'interpénétration croissante du droit de l'environnement et de l'aménagement. Comme le précise Yves Jegouzo, la loi du 12 juillet 2010 portant engagement pour l'environnement est « *autant une loi de réforme de l'urbanisme qu'une loi de l'environnement* », s'inscrivant en cela « *dans la continuité d'une longue évolution qui a commencé dans les années 1976, conduisant à mettre en question le cloisonnement qui a longtemps été instauré entre ces deux corpus juridiques* », dans une intégration concernant autant les principes généraux des codes que les instruments de l'action publique (Jegouzo, 2011, page 5).

Ainsi, la première thématique est centrée sur l'eau en ville en tant que flux, les écoulements dans les réseaux techniques se rajoutant à l'eau de pluie ruisselée à la surface du sol, comme un plan supplémentaire d'écoulement, tel une « *seconde peau de la ville* » nous dit Sabine Barles (1999). Ces flux viennent traverser et bousculer les périmètres de la propriété du sol, les délimitations des compétences respectives des acteurs publics, les segmentations mentales des citoyens déclinant des formes et des fonctionnalités d'un cours d'eau qu'ils attendent plus ou moins sûr et naturel, selon qu'ils circulent dans les centres des villes ou à leurs périphéries.

Ma volonté de travailler sur ces liens étroits est d'abord une conséquence de la mise en tension du réseau et du territoire, des flux et des surfaces. Cela tient aussi à la spécificité des services d'eau et d'assainissement, dans un modèle français de monopole public local et d'universalité du réseau technique. Enfin cela correspond à une interrogation toujours d'actualité des formes de la domination des villes sur leurs hinterlands pour répondre aux nécessités de santé publique, dans la distribution d'eau potable, ou de préservation des

milieux aquatiques. Il s'agit alors d'étudier la mise en cohérence des espaces : ceux privés des particuliers et ceux publics des maîtres d'ouvrages ; la gestion des réseaux entre les collectivités territoriales, selon leur capacité à articuler l'espace de gestion des prélèvements d'eau brute et des rejets des eaux usées avec la préservation de la ressource et des milieux. L'enjeu est politique, dans les relations de domination et de dépendance entre les acteurs. Il l'est aussi à travers la capacité des collectivités à maintenir des services publics d'eau et d'assainissement pour tous les habitants de la ville, sans reporter leurs nuisances sur les territoires environnants.

La deuxième thématique questionne la spécificité des politiques publiques de l'eau et des modes d'action publique après 1945 pour revenir sur des lectures et interprétations de ces politiques publiques de l'eau. La gestion de l'eau est généralement montrée comme précurseur d'une territorialisation de l'action publique, avec des phases successives, marquées en 1964 par la création des agences de l'eau et des comités de bassin, la façon dont ils renouvellent les modes de faire et, avec la loi de 1992, la mise en place des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et des Schéma d'Aménagement de Gestion de l'Eau (SAGE), une planification environnementale et une gestion participative de l'eau. Les nouvelles figures de l'action publique, application et incarnation des nouveaux principes d'une gestion voulue désormais comme transsectorielle et plus participative (on pense ici au bassin versant et à la GIRE, Gestion intégrée de la ressource en eau) doivent être confrontées avec l'effectivité de leur mise en œuvre, d'une gestion au quotidien. Sans récuser ni refuser les apports des travaux sur les nouvelles territorialisations de la gestion de l'eau, il faut cependant en compléter l'étude par ce qui s'est fait et continue de se faire sur le terrain : en redonnant aux collectivités territoriales leur place, en interrogeant la participation des usagers dans leur formes les plus usuelles de négociation et de concertation (comme les CLE). C'est l'occasion de questionner la place des chercheurs dans les dispositifs de participation, d'une part parce qu'ils contribuent à construire des connaissances des cours d'eau plus ou moins mobilisées par les usagers, d'autre part parce qu'ils peuvent se retrouver embarqués dans ces dispositifs, étant eux-mêmes des usagers des cours d'eau qu'ils étudient.

La dernière partie replace cette analyse des relations entre les connaissances produites par les scientifiques et leurs usages dans les projets et les choix d'action publique, en inscrivant cette analyse dans le cadre théorique d'une science réglementaire, telle que Sheila Jasanoff l'a établie dans ses travaux (1998, 2010). Ce cadrage permet de comprendre les relations particulières qui unissent les chercheurs d'un programme comme celui du PIREN-Seine aux gestionnaires institutionnels (comme les agences de l'eau et les syndicats techniques). Il renvoie aussi à une pratique de la recherche en géographie qui s'apparente à de la recherche appliquée, Michel Phlipponneau évoquant une science « tournée vers des objectifs utilitaires destinés à mettre la connaissance au service de l'action » (1999, 4^e de couverture).

Cette étude espère alors contribuer à la notion de raison publique, mise en avant par Sheila Jasanoff (2012) : l'enjeu est politique, il faut pouvoir conserver une confiance dans l'expertise scientifique, qu'elle garde sa raison d'être dans la décision au service d'un choix collectif, et cela aux différents échelons et territoires de la gestion de l'eau. Plus largement, il faut envisager comment faire converger les productions scientifiques des chercheurs avec leurs usages par le politique.

Chapitre 1. Explorer les relations entre les sociétés et l'eau, au prisme des effets géographiques et des processus politiques

Lorsque je soutiens ma thèse en 2001, entrer dans les villes françaises par les réseaux techniques, particulièrement par les réseaux d'eau et d'assainissement, pour comprendre l'effet des techniques et de leurs usages sur les pratiques des citoyens, la production d'espace urbain, reste un questionnement relativement unique dans la recherche géographique (hormis les travaux de Sabine Barles, de Gabriel Dupuy et de Franck Scherrer)⁹. L'assainissement se révèle être le parent pauvre de l'aménagement, considéré comme une simple annexe des VRD dans les programmes urbains. Les pouvoirs publics et les usagers n'ont pas encore pris la mesure des coûts que venait d'imposer la réglementation européenne aux collectivités, la Directive Eaux Résiduaires Urbaines en 1991 obligeant la mise aux normes des stations d'épuration et se traduisant par une augmentation du prix de l'eau tout au long des années 1990 et 2000. La gestion de l'eau, les services urbains, les services publics de villes françaises ne font pas vraiment partie des grandes questions que se posent les géographes¹⁰.

Le travail de thèse (Carré, 2001) est alors l'occasion de comprendre la territorialisation de la gestion urbaine de la ressource, en intégrant l'eau potable et l'assainissement à travers la notion de cycle urbain de l'eau (Carré, 2003). L'utilisation d'une approche systémique permet de montrer pour l'agglomération parisienne les ancrages spatiaux des acteurs de cette gestion et l'articulation dans le temps des différentes échelles de gestion (Carré, 2002a). Une spécificité des villes européennes se dégage au regard des villes des pays en développement lorsque que l'on considère les contextes d'urbanisation. Ces villes, à l'instar des autres villes occidentales d'Amérique du Nord, d'Australie, de Nouvelle-Zélande et du Japon, gèrent aujourd'hui le renouvellement de leurs réseaux et non leur équipement. Elles partagent des contraintes réglementaires environnementales et d'urbanisme imposées par l'Union européenne et des savoir-faire techniques similaires, utilisés pour y répondre : les gestionnaires disposent d'outils d'exploitation et de surveillance des réseaux et des milieux aquatiques pour l'instant inexistant dans les pays en cours d'équipement.

Progressivement c'est la relation elle-même entre la ville et l'eau qui devient l'objet central d'étude, au fur et à mesure que j'intègre une vision plus globale de la place de l'eau en ville, depuis l'eau ruisselée à la parcelle jusqu'à l'eau rejetée dans le cours d'eau, la plus ou moins grande proximité des urbains avec l'eau et les cours d'eau, leurs usages et leur gestion.

⁹ De nombreux géographes s'intéressent aux réseaux techniques, mais principalement aux réseaux de transport et les nouvelles technologies (NTIC, Internet). D'autres posent ces questions essentiellement pour l'eau potable et les services urbains, en lien avec le développement et les sociétés dans les pays en voie d'équipement (pays africains, d'Amérique latine, d'Asie). Sylvie Jaglin occupe une place à part, en interrogeant la question de l'étalement urbain et des réseaux (Sylvie Jaglin (coordinatrice), 2008, *Étalement urbain et services en réseaux Réflexions exploratoires dans quatre villes moyennes européennes : Bordeaux, Nantes, Lausanne, Stockholm*, 113 pages, Rapport MEDDADT, <http://rp.urbanisme.equipement.gouv.fr/puca/activites/rapport-etalement-urbain-services-en-reseau.pdf> ; article « l'Étalement urbain, des faibles densités et les coûts de développement » en France, *Flux*, 2010, 79/80, pp. 6-15)

¹⁰ La relation entre la ville et l'eau est surtout traitée à travers l'accès à l'eau potable dans les pays en développement et, avec les objectifs du millénaire pour le développement, les questions de financement et les conflits autour d'une gestion publique ou privée de l'eau urbaine.

1.1 « La ville et l'eau » : rendre compte de la relation à travers les intrications entre sujets et objets

En questionnant le rôle que jouent les réseaux d'eau et d'assainissement dans les politiques urbaines et la fabrication des territoires urbains, j'explore une dimension jusque là restée à l'écart des préoccupations géographiques, des enjeux d'urbanisme et d'environnement. Il me revient alors de situer cette étude par rapport à celle des interactions ville - eau, exprimées généralement dans les travaux géographiques en termes de contrainte, de ressource, ou d'opportunité d'aménagement. Ces trois notions reprennent l'orientation des politiques publiques et des représentations symboliques attachées à l'eau. L'eau est tantôt inscrite comme une contrainte pour l'aménagement (en ville avec les risques d'inondation fluviale ou les mouvements de sol avec la sécheresse), comme une ressource (expliquant la localisation des villes, la genèse et le développement de la ville), ou encore déclinée en termes d'usages dans la filiation de la ressource et des activités qu'elle induit (transport), générant des aménagements (quais, ports, fronts d'eau, ...), donc progressivement comme une opportunité d'aménagement (tirer parti de l'eau pour valoriser le programme d'aménagement). C'est le choix fait par les géographes autour de Richard Laganier et de Gilles Arnaud-Fassetta (2009, chapitre 2) pour montrer l'évolution depuis deux siècles des politiques publiques dans les domaines de l'eau et des risques, en passant d'une stratégie de gestion des risques « contre » à une eau « considérée comme un atout de développement ».

En étudiant les réseaux d'eau et d'assainissement en aménagement urbain, je ne me suis pas attachée à analyser les modes de gestion public-privé des services, comme le fait Sylvain Petitet dans son étude d'un modèle français des services urbains (2001), mais plutôt à repartir des liens entre les réseaux d'eau et les services urbains (comme y invitent les travaux d'Olivier Coutard), ou encore des relations entre les pratiques des utilisateurs, les réseaux et les services d'eau et d'assainissement (voir ici les travaux de Franck Scherrer).

S'intéresser aux réseaux d'eau et d'assainissement en ville m'a alors conduite à étudier les services publics locaux. Ceci est la conséquence d'un développement des services d'eau et d'assainissement à la fin du XIX^e siècle sur le choix technique d'un réseau public et centralisé pour la desserte en eau potable comme pour l'évacuation des eaux usées (Carré, 2013c). Pour des raisons de santé publique, les dispositifs individuels en milieu urbain (puits et fosses septiques) sont découragés ou interdits. Un monopole public et local s'instaure dans la première moitié du XX^e siècle avec, pour le financer, le développement d'une redevance par l'usager parallèlement à l'impôt, pour aboutir aujourd'hui à un budget municipal spécifique, distinct du budget général. On peut alors très bien ne jamais s'intéresser à l'hydrosystème, en se limitant aux contraintes à l'amont des villes de qualité de l'eau des cours d'eau et des nappes pour les prélèvements d'eau brute et la production d'eau potable, et ne considérer l'eau dans la ville que comme un flux d'eau plus ou moins sale à évacuer à l'aval (voir la figure 1.1). La logique est avant tout une logique de santé publique et de lutte contre les inondations, prônée depuis la fin du XIX^e siècle par les services de l'État et appliquée par les services des collectivités (communes et leurs groupements, et pour l'agglomération parisienne le conseil général de l'ancien département de la Seine).

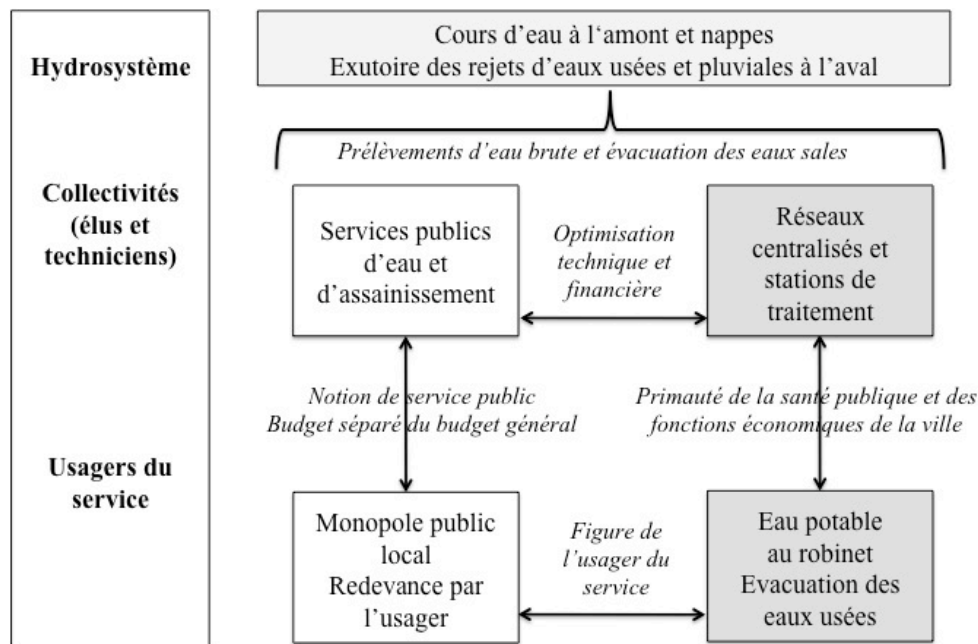


Figure 1.1 Le schéma de la citadelle technique et d'une relation restreinte aux contraintes techniques¹¹.

Les transformations des réseaux d'assainissement à partir des années 1970 sont dues à de nombreux facteurs, à commencer par la volonté des services techniques d'eau et d'assainissement de rompre avec l'évacuation systématique des eaux usées et des eaux pluviales de la surface des villes et leur rejet à l'aval. Le statut du service public n'a pas vraiment changé : il reste un monopole public local, dont le financement demeure assuré principalement par l'utilisateur, un usager qui bénéficie d'un droit de consultation pour l'ensemble des services communaux seulement à partir de 2002 dans le cadre de la Commission Consultative des Services Publics Locaux. Cependant, l'étude de l'hydrologie urbaine et des changements de paradigme dans les services techniques (notions de techniques alternatives, de contrôle à la source, mises en place pour lutter contre le ruissellement puis pour limiter les rejets polluants des réseaux) me permet d'étudier l'irruption de l'utilisateur dans le fonctionnement des services (Carré, Deroubaix, 2009) et ce que cela signifie dans les relations entre les services et un usager jusque là absent de échanges avec les techniciens (Tsanga *et al.*, 2007).

D'autre part, l'analyse de la prise en compte de l'eau comme facteur d'aménagement par l'urbanisme me permet d'observer le retour de l'eau en surface dans les opérations d'aménagement et l'intégration dans les documents de planification urbaine de recommandations pour limiter l'imperméabilisation des sols et développer les dispositifs de stockage et d'infiltration (Carré *et al.*, 2010). C'est alors un autre schéma des acteurs de l'eau et de la gestion de l'eau qui se met lentement en place, les services d'eau et d'assainissement sortant de leur citadelle technique, pour dialoguer avec l'utilisateur et avec les autres services techniques des villes (urbanisme, transport, espaces verts), sur des logiques qui peuvent donner lieu à plusieurs types d'interprétation, plusieurs cadres théoriques dont celui de l'économie de la proximité (Carré *et al.*, 2006).

L'analyse de ce type de relation n'est pas forcément originale. Dans ses travaux, Olivier Coutard lie les réseaux d'eau et les services urbains (2002, 2010) ; de son côté Franck

¹¹ Les figures et les tableaux sans référence ont été élaborés par l'auteur.

Scherrer associe les pratiques aux réseaux et aux services (1992, 1997). Pour autant, il s'agit pour moi d'interroger la place de l'eau dans la ville, à travers sa matérialisation aussi bien physique (les stocks et les flux d'eau, le lit et les berges du cours d'eau), que technique (les réseaux et autres dispositifs de gestion), et sociales (les usages de l'eau et des cours d'eau, les services urbains). Avec cette matérialisation, ce sont aussi les règles d'usage, les normes réglementaires et techniques qui sont questionnées. Au cœur de cette relation fonctionnent des logiques de flux (avec les écoulements des cours d'eau et le ruissellement sur les bassins versants, les dynamiques de la faune et de la flore des milieux aquatiques) et des logiques de zonage, celle de l'appropriation de l'espace urbain et de sa gestion (propriété foncière, domanialité ou non des cours d'eau, périmètres d'action publique). L'articulation de ces logiques doit alors être étudiée à différentes échelles spatiales et temporelles, « *l'objet géographique devant être décrypté non seulement en analysant le sens des formes et des processus mais aussi et surtout en considérant ce diptyque forme - processus comme indissociablement lié et intégré dans un système d'action* » (Gumuchian *et al.*, 2003, page 2) dont il faut rendre compte.

Parmi les facteurs modifiant la gestion de l'eau et la place de l'eau en ville, je choisis de mettre l'accent sur les modes d'aménagement des cours d'eau (ce qu'il y a à comprendre dans le retour de l'eau dans la ville) et les liens avec les politiques publiques environnementales (Carré et Chartier, 2003 ; Carré, 2010). Les aménageurs mobilisent désormais l'eau et les milieux aquatiques aussi bien pour améliorer les qualités urbaines, pour retrouver des fonctionnalités physiques des cours d'eau et obtenir un bon potentiel écologique des masses d'eau¹² ou encore, pour utiliser les services écosystémiques possibles, comme un potentiel de rafraîchissement de l'eau, des plantes, des sols, dans les politiques d'adaptation au changement climatique.

1.1.1 Nouvelles approches, nouvelles démarches d'étude pour une vieille relation géographique

Cependant la relation entre l'eau et la ville est restée peu étudiée par les géographes pour elle-même¹³. L'étude du rôle que jouent les réseaux d'eau et d'assainissement dans les politiques urbaines et la fabrication des territoires urbains me permet ensuite utiliser cette entrée pour questionner la relation que les urbains entretiennent avec l'eau et l'hydrosystème, les habitants avec l'eau de leurs espaces de vie.

L'approche que je mène vise la ville, et non la société urbaine, afin de pouvoir englober aussi bien :

- les tissus urbains et leurs transformations depuis le XIX^e siècle (avec le passage d'une dynamique d'extension spatiale à une dynamique actuelle de recomposition des périphéries et de recyclage des parties existantes (Carré et Deutsch, 2015),
- la place des processus physiques en ville, en privilégiant les apports de l'hydrologie urbaine (Deroubaix et Carré, 2010),
- les infrastructures techniques, en associant les pratiques des usagers, les réseaux et les services (Carré et Deroubaix, 2009),
- l'action publique territorialisée, pour ce qui est de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques, à travers les politiques de gestion de l'eau et de l'assainissement, en y associant la gestion des eaux ruisselées et leur intégration à l'aménagement et la gestion des risques. (Carré *et al.*, 2010).

¹² Plutôt qu'un bon état écologique pour des masses d'eau en ville généralement classées comme fortement modifiées.

¹³ À l'exception des travaux de Philippe Valette.

Mon travail de thèse a suivi une démarche systémique, en rendant visibles les interactions entre les acteurs de l'assainissement de l'agglomération parisienne, à travers la spatialisation de leurs pratiques et de leurs modes d'organisation (essentiellement institutionnels). Cela me permet d'utiliser la notion d'évènement spatial, de situer la mise en place du système parisien à l'échelle de l'agglomération dans sa dimension historique (Carré, 2002) et de comprendre les possibilités (et les contraintes) d'évolution de ce système. L'intérêt mais aussi la limite de l'analyse systémique sont exposés par Gui Di Méo et Pascal Buléon qui y voient « *l'explication classique en géographie, celle qui découle d'une approche purement structuraliste ou systémique tendant à objectiver les phénomènes* ». C'est cette objectivation qu'il faut dépasser pour pouvoir analyser ce qui se joue dans la relation entre les habitants des villes, l'eau et leurs cours d'eau. Les deux auteurs nous proposent de compléter ces modes d'analyse par « *la dialectique de l'idéal et du matériel* », pour tenter d'ajouter « *une autre dimension* » en « *faisant la part de l'objet et du sujet dans notre interprétation du monde* » (2005, page 130).

Il s'agit alors de définir le regard neuf que l'on veut apporter, en commençant par penser la relation entre la ville et l'eau pour elle-même, ce qui nécessite de bénéficier des apports d'autres disciplines ayant travaillé l'analyse des couples de mots (comme le tandem société nature), et de tirer profit de leurs questionnements ; ensuite de poser la relation comme une intrication sujet - objet, en privilégiant les effets spatiaux et géographiques.

1.1.2 L'analyse du couple ville – eau, de ses catégories, et de leur mise en relation

Plutôt que de poser sujet et objet en vis-à-vis, nous nous proposons de faire la part de l'objet et du sujet en regardant comment la société identifie les deux termes de la relation « eau » et « ville », construit ces catégories et pose la relation. Sheila Jasanoff nous invite à étudier les couples de mots en considérant les liaisons qui existent entre les mots, les manières dont ils se constituent mutuellement, plutôt que de les supposer donnés par avance et étanches les uns aux autres (2013, page 15). On peut alors retracer quelques exemples de couples utilisés actuellement par les acteurs de l'eau en ville, mettant en évidence les ressorts d'un dualisme constitutif de la relation entre l'eau et la ville (voir le tableau 1.1). Ces couples reviennent assez régulièrement dans les discours d'acteurs que nous avons rencontrés, soit lors d'enquêtes auprès des usagers de l'eau et des cours d'eau (Carré et al., 2009a), soit lors d'entretiens avec les gestionnaires des services publics, et qui sont aussi mentionnés dans la littérature (Laganier et al., 2009 ; Narcy, 2013).

Tableau 1.1 Quelques exemples du dualisme marquant la relation eau - ville.

Premier terme du couple	Second terme du couple
Eau contrainte, risque	Eau ressource, aménité
Ville contre le risque (protection, lutte)	Ville résiliente (faire avec les débordements, la sécheresse)
Aléa	Vulnérabilité
Bassin versant / territoire fonctionnel	Territoire administratif
Quais et berges rectilignes, bétonnés « artificiels »	Berges linéaires végétalisées « naturelles »
Intervention humaine en termes d'impacts négatifs, de dégradation (homme nuisible)	Intervention humaine nécessaire (pour maintenir les fonctionnalités des écosystèmes et les services rendus)
Eau individuelle et marchande	Eau collective et patrimoine commun
Gestion privée	Gestion publique

Il nous faut ensuite voir ce que ces catégories nous permettent de questionner de la relation et, ainsi, rajouter une « autre dimension » pour interpréter le monde, comme nous y invitent Gui Di Méo et Pascal Buléon.

On a alors à affaire à forte partie car dans l'explicitation de ce « d'un côté / de l'autre », entre sujet et objet, acteurs et actants (Gumuchian et *al.*, 2003, page 3), il ne s'agit pas moins que des couples « nature / société », « technique / société » ou encore, « science / politique ». Toutefois, on bénéficie pour cela de travaux de plusieurs disciplines pour nous aider à penser ces relations (voir le tableau 1.2), dans un contexte actuel de recherche apaisé et stimulant, tant sur les enjeux à penser ces couples que sur les démarches pour le faire.

Tableau 1.2 Comment la relation est posée aujourd'hui entre l'eau et les sociétés, à travers plusieurs dualismes analysés par d'autres disciplines scientifiques.

Catégories représentations du monde	Intérêt du questionnement, ce à quoi il s'attaque et pourquoi
<i>Nature</i> (l'eau) – <i>Société</i> (la ville)	Sheila Jasanoff (<i>droit</i>) énonce un partage structurant de la modernité entre : - d'une part le domaine de la nature, des faits, de l'objectivité, de la raison, de la politique - de l'autre celui de la culture, des valeurs, de la subjectivité, de l'émotion et des politiques. (2013, page 14)
<i>Naturel</i> (l'eau, les berges végétalisées) – <i>Artificiel</i> (la ville, les quais bétonnés)	Philippe Descola (<i>anthropologie</i>) : « Cette distinction devient de moins en moins plausible du fait de l'impossibilité de plus en plus manifeste de séparer nettement les entités et phénomènes dits naturels des artefacts et des chaînes socio-techniques. C'est l'efficacité croissante de l'artificialisation de la nature qui a rendu en partie caduque les catégorisations engendrées par un régime ontologique dissociant en droit les humains des non-humains. » (2011, page 103)
<i>Idéal</i> (les pratiques des techniques) – <i>Matériel</i> (les tuyaux d'évacuation des eaux pluviales)	Marcel Godelier (<i>anthropologie</i>) : « Dans aucune société y compris la nôtre où se sont développées diverses visions matérialistes de la nature, les réalités naturelles ne paraissent se réduire à leurs aspects sensibles. Partout l'homme se les présente comme composées de forces et de pouvoirs qui échappent à l'emprise des sens et en constituent la partie la plus importante pour sa propre reproduction. Pour cette raison, toutes les formes d'activités concrètes que l'homme a inventées pour s'approprier les réalités naturelles contiennent à la fois et nécessairement des gestes et des conduites « matérielles » pour agir sur leurs aspects visibles et tangibles, et des gestes et des conduites que nous appellerions aujourd'hui « symboliques » pour agir sur leur arrière-fond invisible... » (1984, page 114)

Sans trop de surprise, on retrouve un des grands dualismes de la pensée occidentale, à travers la séparation entre nature et culture¹⁴ dans la pensée occidentale, sa permanence, et l'appel de ces auteurs à la nécessité d'en sortir.

¹⁴ Philippe Descola la décrit en termes de « grand partage » (2005, page 91 et suivantes) ; Bruno Latour (1991) confère à cette dualité nature - culture un caractère constitutif, à la base des autres modes d'appréhension du monde pour Sheila Jasanoff (2013, page 86).

Si l'on suit Pascal Clerc : « *en reformulant ses interrogations sur les mises en relation (homme/milieu, espace/société, société/environnement) qui renvoient à autant de paradigmes, anciens et nouveaux, la géographie s'est enrichie d'autres méthodes issues des sciences sociales. (...) C'est surtout le caractère des problèmes soulevés par le chercheur, la nature des ignorances dont il prend la mesure et sa façon de les interroger qui font de lui un géographe avant les outils convoqués pour tenter de les résoudre.* » (2012, page 134)

En plus de permettre au chercheur de réfléchir le contexte de production scientifique qui l'entoure, l'analyse de la relation offre ainsi des pistes de sortie pour :

- *penser la nature comme une armature biologique de la condition humaine*
Je constate dans les enquêtes réalisées depuis 2007 auprès des usagers de l'eau et des cours d'eau urbains, l'importance du ressenti physique, du contact avec l'eau dans une ambiance que l'utilisateur souhaite apaisée¹⁵. Le contact est visuel mais pas seulement ; il est aussi auditif autour d'un effet calmant, reposant, de l'écoulement de l'eau ; tactile, avec le désir de toucher l'eau, de la sentir sur le corps, que ce soit par la demande de baignade mais aussi des trempettes dans les miroirs d'eau des centres villes. Pour y répondre, nous disposons de travaux en psychologie environnementale, de ceux des sociologues sur la ville et les cinq sens, mais aussi en géographie¹⁶.
- *penser la nature comme la base matérielle avec laquelle les humains doivent composer*
Gui Di Méo et Pascal Buléon nous rappellent qu' « *une géographie sociale ne saurait émerger sans le recours à la dialectique de l'idéal et du matériel. Celle-ci confère une incontestable « épaisseur » au concept d'espace géographique. Elle lui donne la dimension de la nature et de la culture (environnement et milieu), du construit social et du vécu humain, du réel et du représenté.* » (2005, page 131)
Il faut ainsi considérer l'ancrage physique, naturel des politiques publiques : on part de l'inscription matérielle (dans l'espace et le temps) des politiques d'aménagement pour élucider le réel : les jeux d'acteurs, la prise de décision, l'impact des choix.
Pour Erik Swyngedouw (2014) : « *Les relations sociales, économiques, politiques et culturelles ne peuvent être comprises sans considérer la façon active dont les objets non humains participent des relations ... l'eau n'existe qu'au sein de ces relations ... Il faut voir comment l'eau est instrumentée, des savoirs produits, des pratiques sociales développées et des luttes menées autour de sa gestion.* »
- *tenir plusieurs aspects de la nature dans les relations entre nature et société*
Philippe Descola nous propose la recherche « *d'une voie moyenne de l'être-dans-le monde, entre l'effacement des hommes dans la virginité d'un monde pratique sans règles ni représentations et la prépondérance de l'humain dans la définition de ce qui fait sens sur la terre* » (2011, page 68).
- *penser la naturalité de la nature*
Dans mes travaux, j'éprouve toujours une difficulté à mettre une signification sur le terme de naturel fourni par les personnes enquêtées, les arguments pour caractériser une rivière, une berge comme naturelle ou pas, ou ce qui est mis derrière les attentes de nature. Philippe Descola nous rappelle que la distinction naturel / artificiel dans nos sociétés n'a plus vraiment de sens. Cette situation est bien celle des objets de

¹⁵ Cette analyse peut faire écho avec le régime d'engagement familial proposé par Laurent Thévenot (2006, *L'Action au pluriel. Sociologie des régimes d'engagement*, Paris, Éditions La Découverte, 312 pages).

¹⁶ Faburel Guillaume, 2007. *Comment faire entrer le sensible en action : sens et essence des sens.* Intervention aux Journées annuelles du groupe Brémond, 14 juin 2007.

nature urbains, comme les techniques alternatives utilisées pour stocker - infiltrer l'eau en ville (système de noues, de chaussées réservoirs, de toitures végétalisées), objets techniques alliant « êtres naturels et êtres artificiels ». Pour autant, certains retours d'expérience¹⁷ et travaux de recherche¹⁸ indiquent que les bassins en eau ouverts et végétalisés semblent sur la durée moins faire l'objet de dégradation du public. À cela, Claire Beaudoin précise que « *dans les sociétés occidentales nous ne nous comportons pas de la même façon envers les entités que nous considérons comme naturelles et celles que nous considérons comme artificielles. Les premières relèvent ainsi d'une éthique du respect alors que les secondes sont l'objet d'une éthique de la responsabilité* » (cité in Descola, 2011, page 102).

Il convient ensuite de passer de l'analyse des catégories à l'analyse de la relation déjà construite par les sociétés. Pour cela, une fois les modes d'identification du couple questionnés, Philippe Descola nous propose d'interroger les liens établis entre les êtres et les choses, les relations que les humains nouent entre eux et avec le monde (2005, page 91 et suivantes).

Une première analyse de la relation est donnée par les connecteurs, par la désignation de l'autre et enfin par l'appréciation des résultats de la relation :

- *par les connecteurs dans le rapport à l'eau à partir des sociétés urbaines* : « contre », « avec », utilisés par Richard Laganier et *al.* (2009) ou encore Emmanuelle Delahaye (2004),
- *par les désignations de l'autre* : « ami », « ennemi », c'est d'ailleurs cette relation que l'on trouve chez Philippe Valette (2007), et qui nous est proposée par Jean Viard pour notre ouvrage aux éditions de l'Aube (Carré, Deutsch, 2015),
- *par les désignations des résultats de la relation* : des « bénéfiques », « des pertes », des valeurs de la relation.

On peut ici encore s'appuyer sur les travaux de Philippe Descola et son étude des « *formes de l'attachement* » (2005, chapitre 13, Écologie des relations, page 425) pour étudier « *les modes de relation qui viennent moduler chaque mode d'identification* », et qui peuvent être répartis en deux groupes : « *le premier caractérisant des relations potentiellement réversibles entre des termes qui se ressemblent* » - en précisant l'échange, la prédation, le don. Le second caractérise « *des relations univoques fondées sur la connexité entre des termes hiérarchisés* » - en précisant la production, la protection, la transmission (pages 439 et 456).

On peut alors lui emprunter ses catégories (avec les limites de l'exercice) :

- pour le premier mode de relation :
 - l'échange selon une relation symétrique où tout transfert exige une contrepartie en retour, on peut renvoyer à la restauration du bon état de la rivière, l'approche par les services écosystémiques,
 - la prédation sur une asymétrie négative, on pense à une eau et des milieux comme matière première, source d'énergie,

¹⁷ Piel Christian, Perez Isabelle, Maytraud Thierry, 1998. *Trois exemples d'espaces temporairement inondables en milieu urbain dense : une application du développement durable*. Actes de Novatech 1998. Graie, Villeurbanne, p. 165-172.

¹⁸ Ah-leung Sébastien (en cours). *Condition d'adoption des objets de nature en milieu urbain : analyse des effets sociaux, techniques, économiques et organisationnels de l'introduction d'un système de gestion et de traitement des eaux urbaines pluviales à base de filtres plantés de roseaux*. Thèse de doctorat, INSA de Lyon.

- enfin sur une asymétrie positive, le don sans attendre de compensation, à la volonté de certains acteurs de redonner une place à la faune et la flore en ville, de restaurer des rivières « sacrifiées » (Carré et *al.*, 2010) ;
- pour le second mode de relation, lui univoque, autour de la production, la protection, la transmission, on peut alors :
 - dans une connexion matérielle, renvoyer à l'eau ressource et à l'instrumentalisation de l'eau et des milieux,
 - dans une connexion spatiale, considérer les mesures de protection face aux manques ou aux trop plein d'eau (dans une relation de dépendance des processus physiques à la maîtrise technique et organisationnelle des sociétés),
 - dans une connexion temporelle, la transmission, la filiation, renvoyer à l'eau patrimoine commun de la nation.

1.1.3 Rendre compte des intrications entre sujets et objets et de leur spatialisation

Une fois les couples étudiés et ce qu'ils déterminent dans la façon dont les sociétés posent leur relation à l'eau, il faut voir comment il est possible d'aller plus loin que l'opération de déconstruction, afin de prendre en compte les effets spatiaux, géographiques dans la mise en relation. Certains auteurs ont recherché la voie « *d'une médiation, d'un entre-deux signifiant, d'une liaison constitutive entre ... d'un côté, une objectivité qui ne se réduit pas à une analyse des matérialités irréfutables et de l'autre une subjectivité qui ne s'inscrit pas seulement dans l'inévitable construction du réel social.* » (Gumuchian, 2003, p. 3)

La démarche que je suis dans mes travaux répond alors à l'invitation de Dominique Pestre de « *prendre les choses comme toujours déjà mélangées, d'emblée interpénétrés* », « *donner à voir cette intrication, déployer ces dimensions feuilletées qui font les univers humains-naturels* » (2013, page 8). Pour cela, je positionne objet et sujet (eau et ville, technique et société urbaine, eau et territoires des politiques de l'eau, science et action publique) non pas comme deux entités séparées, distinctes, en interaction et dont j'étudierai la relation, mais en les posant d'emblée comme mêlées, interpénétrées.

Des manifestations des actions à leurs implications spatiales

Alice Ingold nous invite pour sortir des métaphores qui n'expliquent rien (l'eau miroir des sociétés, l'ordre hydraulique), qui superposent au lieu de relier, à « *travailler sur les articulations des configurations spatiales et sociales, en ne se limitant pas à une vision fonctionnaliste mais en étudiant les médiations, les dynamiques temporelles entre espace et société, ce qui se joue dans ces articulations, autour des formes matérielles, des usages, des pratiques, et les représentations que l'on en a.* » (Ingold, 2014)

Une des voies pour garder mêlés sujet et objet, matérialité et subjectivité, rendre compte des formes et de processus, est alors possible à travers l'étude de la projection au sol des systèmes d'idées, en considérant par là les différentes règles, normes, valeurs produites par les acteurs en ville pour aménager leur territoire. Parmi les différentes projections étudiées je considère les effets spatiaux des intrications entre technique et société (voir le tableau 1.3). On peut y voir les effets de l'application du code civil, les autorités municipales ayant évité de toucher à la propriété privée en limitant les servitudes publiques liées aux réseaux d'eau et d'assainissement. Pour cela, elles ont séparé dans la construction des réseaux la partie des canalisations à la charge de la collectivité sur le domaine public et la partie à la charge du particulier, depuis le branchement en limite de parcelle.

Il est ensuite possible d'examiner comment ces projections au sol évoluent en fonction des divers processus qui participent des recompositions des villes. Ainsi, l'urbanisation des

banlieues, les volontés de protéger les nouvelles habitations des risques d'inondation dus à l'imperméabilisation des sols, de rendre les rues praticables aux automobilistes, été comme hiver, a conduit à partir de la fin du XIX^e siècle à évacuer les eaux de surface par des canalisations soient séparées soient mélangées aux eaux-vannes.

Tableau 1.3 L'intrication « technique de l'eau et de l'assainissement » et « société urbaine » à travers quelques unes de ses manifestations spatiales actuelles.

<p>La technique adaptée aux attentes de la société urbaine</p> <ul style="list-style-type: none"> • Des réseaux centralisés dans le cadre d'un monopôle public local (services municipaux d'eau et d'assainissement) • Autonomie vis à vis de la ressource en eau et sécurisation des réseaux <p>Les cadres sociétaux de la technique</p> <ul style="list-style-type: none"> • Droit du sol et appropriation des usages de l'eau • Modes d'urbanisation et de financement des réseaux • Les conceptions de la place de l'eau et de la nature dans la ville 	<p>Effets spatiaux</p> <ul style="list-style-type: none"> • Passage d'une pollution diffuse à une pollution concentrée • Régionalisation des prélèvements d'eau brute et des rejets d'eau usée • Déconnexion du petit cycle et du grand cycle de l'eau <ul style="list-style-type: none"> • Distinction du domaine public et privé du réseau et de sa gestion • Mise en place des techniques de stockage et d'infiltration de l'eau de pluie • Approche essentiellement paysagère et esthétique de l'aménagement de l'eau et des milieux aquatiques
---	---

Confrontés aux limites techniques et financières du « tout-tuyau », les services techniques ont promu à partir des années 1980 la retenue des eaux de pluie sur le terrain du particulier, lui transférant ainsi le coût et la responsabilité du nouveau dispositif (Carré, 2002b). Pour les dispositifs de stockage et d'infiltration d'eau de pluie, les aménageurs attendent des habitants qu'ils comprennent leur usage de lutte contre l'inondation. Or celui-ci n'est pas toujours compris, ce qui peut conduire à l'inefficacité, voire à la disparition du dispositif (comme sur la figure 1.2). Là où les dispositions du PLU souhaitent conserver des parcelles nues, les particuliers imperméabilisent les jardins pour limiter les parties boueuses (bétonnage de l'entrée de parking à l'avant de la maison, terrassement en dur à l'arrière). Quant aux particuliers achetant des maisons sans gouttières, ils peuvent les rajouter, s'étonnant de ne pas les trouver.



La photographie montre un bassin de rétention des eaux de pluie qui paraît être bien entretenu. En fait, l'ouvrage de régulation au premier plan a été saboté par les riverains pour maintenir le plan d'eau à son niveau maximal, afin que les canards qui y sont installés n'aient pas de mal pour grimper sur les berges. Ce bassin ne joue donc plus aucun rôle de protection contre les inondations.

Figure 1.2 Le « sabotage » d'un ouvrage de régulation des eaux pluviales (photos Pierre Bourgoine, 2007, Bordeaux).

On peut enfin considérer ce que Nathalie Blanc et Philippe Estèbe appellent « *l'atterrissement des politiques publiques* ». D'une manière très large, les deux auteurs considèrent la rupture qu'introduisent des politiques publiques devant trouver leur place et répondre à un contexte territorial précis : « *la problématique environnementale, entre autres, oblige à prendre en considération l'habitant en tant qu'il est porteur d'une expérience locale et d'une portion du territoire* » (2003, page 86). Je développe cette analyse autour des contradictions possibles entre des aménageurs soucieux de restaurer des cours d'eau en retrouvant une faune et une flore et une demande sociale de promenade, dont les résultats en termes de pression sont peu compatibles avec les objectifs de restauration des milieux (Carré (dir.) 2010).

De façon plus aménagiste, dans une volonté de restauration de la biodiversité et des fonctionnalités des hydrosystèmes, cette matérialisation des politiques publiques est aujourd'hui confrontée à une contradiction entre un droit qui protège par du zonage et des dynamiques physiques de flux et de mobilité par delà les périmètres et les surfaces réglementaires.

La figure 1.3 fait la synthèse de ces situations urbaines actuelles mêlant la segmentation des services et de politiques publiques urbaines (eau et assainissement, aménagement, environnement), avec l'imbrication des différentes finalités (comme la mobilisation des dispositifs de stockage de l'eau pour limiter les inondations et la restauration d'une faune et une flore de milieu humide).

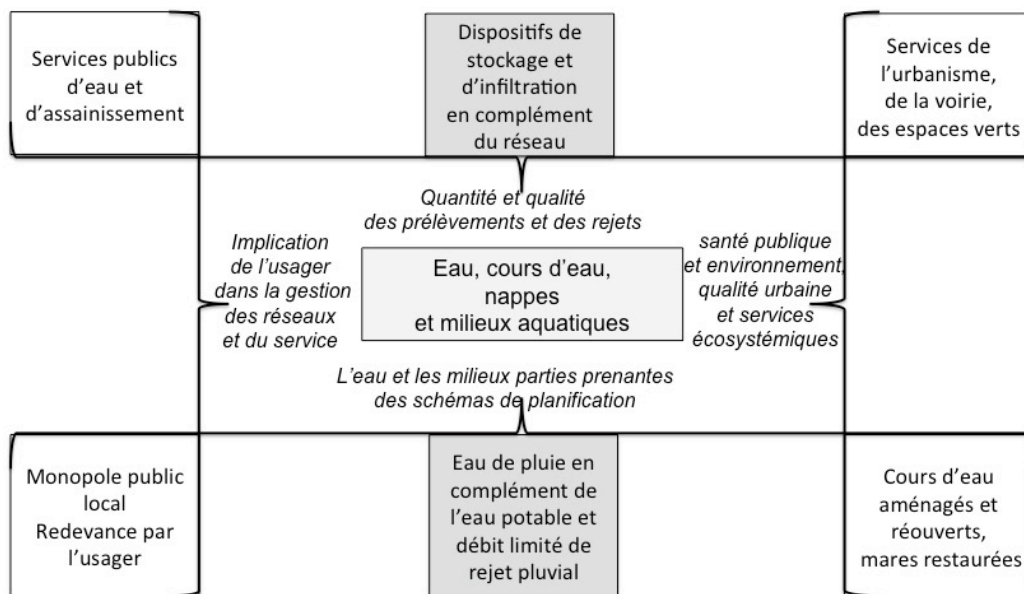


Figure 1.3 L'articulation de la gestion de l'eau potable et de l'assainissement avec les politiques d'aménagement de la ville.

À travers cette juxtaposition de politiques publiques, la production d'objets de nature (noues, berges végétalisées), il s'agit de comprendre ce qui est échangé entre les acteurs urbains, que ce soit dans le fonctionnement des services publics autour de la ressource en eau et sa gestion, dans l'évolution des techniques vers un « mix urbain » mêlant les réseaux publics d'assainissement et les dispositifs décentralisés de stockage-infiltration. Dans les opérations de restauration des cours d'eau, quelle est la qualité sociale projetée ? Quelles sont les contestations autour des usages (et des savoirs) des rivières ?

La démarche enclenchée nous permet de traiter plusieurs questions pour analyser la relation entre l'eau et les villes françaises (développées dans la deuxième partie de ce volume) :

- les effets d'un assainissement décentralisé, géré localement, à travers la mise en œuvre des techniques alternatives d'assainissement et l'articulation avec le réseau d'assainissement (dont elles assurent au final la pérennité),
- la séparation « public – privé » dans les réseaux et les services d'eau et d'assainissement, et sa mise en cause par les transformations des usages et des modes de gestion,
- la compréhension des rapports des habitants aux cours d'eau et aux milieux aquatiques en ville,
- les représentations que se font les habitants des modes de restauration des cours d'eau,
- les hiatus entre les objectifs déclarés par les services de l'État et les agences de l'eau du bon état des cours d'eau urbains, et le sens des actions de restauration donné par les acteurs locaux,
- et plus largement la place que peut jouer une rivière en ville comme enjeu de qualité urbaine.

1.2 Les intrications sujets – objets à travers les processus politiques dans la mise en œuvre des politiques publiques

L'évolution de ma recherche s'est faite d'abord en intégrant les résultats d'autres chercheurs et d'autres disciplines que la géographie, pour insister sur la dimension politique des réseaux d'eau et d'assainissement dans l'équipement des communes et la relation aux usagers, que ce soit au niveau local ou régional. Puis j'ai adopté une approche actionniste de l'analyse de la gestion de l'eau, qui positionne le contexte d'action comme une catégorie clé de l'analyse et qui renvoie en géographie aux notions d'action territorialisée, de système d'action local.

Cela me permet d'injecter les retours de mes terrains d'étude pour affirmer l'originalité des systèmes territorialisés d'acteurs en ce qui concerne la gestion de l'eau en France (Carré et Deutsch, 2015), en intégrant les deux dimensions territoriales de cette gestion, administrative et fonctionnelle, avec le maintien des structures administratives (communes et leurs groupements avec leur syndicats de services et de rivière, département, et région), cohabitant avec des structures issues d'une approche fonctionnelle de la gestion de l'eau (comités d'usagers des grands bassins hydrographiques, CLE pour les bassins versants, EPTB et tout récemment EPAGE), cohabitation qu'il s'agit d'interroger.

1.2.1 L'échelle locale, le réseau technique et le politique

L'intérêt que je porte aux relations entre le réseau, le système socio-technique et le politique, reste assez loin de l'analyse du rôle des usagers dans les services de l'eau et leur place dans la gouvernance locale. Il s'agit cependant d'un volet important de la recherche récente, que ce soit pour y étudier les impératifs de participation et les dispositifs participatifs dans la gestion de l'eau et des services publics (CCSPL, observatoires divers), ou encore « *une mise en politique à froid de l'eau potable* », comme le traite Clémence Bedu dans sa thèse interrogeant « *les conditions de possibilité de démocratie technique* »

hors de situation de controverse » (2010, page 522) à travers un dispositif d'atelier citoyen *Dem'eau* à Nantes.

Mon entrée dans la relation entre les usagers, les services, leur territorialisation, demeure néanmoins celle du système technique, en premier lieu pour continuer d'interroger l'importance de la technique en tant que telle, sa place dans l'action publique, la décision collective, et pour revenir sur l'idée d'un sentier de la dépendance technique ou experte qui s'imposerait aux autres dimensions de l'action publique. Ensuite je souhaite comprendre le lien à l'eau des usagers à travers les services d'eau et d'assainissement et les influences sur les pratiques de gestion, voire la redéfinition des missions de ces services (Carré et Deroubaix, 2009).

En 2003 Jean-Marc Offner s'est demandé « *en quoi il y a du politique dans la question des réseaux techniques et de leurs interactions avec les territoires* », pour y apporter une triple réponse : 1 - l'accès aux réseaux est construit comme un problème politique ; 2 - les logiques technico-économiques ne suffisent pas à expliquer leurs formes de développement ; 3 - les autorités publiques disposent d'outils de régulation des interactions entre réseaux et territoires.

Cette triple réponse s'étendait dans l'article de Jean-Marc Offner à l'ensemble des réseaux techniques. Elle mérite toutefois d'être précisée pour les réseaux d'eau et d'assainissement en la replaçant dans la dynamique des politiques d'équipement des communes, en considérant la dimension spatiale et sociale de cet équipement. Il faut commencer par rappeler la spécificité d'un service qui fonctionne sur une fourniture par un réseau, exploité sous forme de monopole public local (voir le chapitre suivant). Puis, en suivant la progression de la desserte des ménages au domicile, retracer comment elle se fait d'une façon différée dans le temps (voir la figure 1.4), selon que l'on est un habitant d'une ville centre, ou d'une commune de banlieue, et enfin d'une commune rurale (l'équipement ayant pu se faire seulement dans les années 1970).

	1850	1900	1930	1970	2000
Logiques mixtes gestion privée – publique financement redevance - impôt	Fontaine publique Quelques habitations desservies par abonnement	Eau municipale à tous les étages	Réseau payé par le syndicat intercommunal et le conseil général	Aides des agences de l'eau	Coût du réseau intégré dans le coût global de l'urbanisation Facture d'eau impayée et question du prix de l'eau
De l'accès à la ressource à sa sécurisation	Recherche des volumes nécessaires dans un périmètre régional	Constitution de syndicat en opposition aux communes centres	Regroupement syndical encouragé par les services de l'État	Interconnexion technique pour répondre à la dégradation de la ressource	EPCI sur des logiques de visibilité des services et de sécurisation de la ressource
De l'équipement des villes-centres à l'universalité du réseau d'eau potable	Alimentation des villes centres	Alimentation des communes de banlieue	Alimentation des communes rurales	Alimentation des extensions périurbaines	Renouvellement du patrimoine réseau d'eau potable

Figure 1.4 Les questionnements territoriaux dans l'équipement des communes françaises en distribution d'eau potable.

L'accès à l'eau, au robinet du domicile, nécessite un financement qui mobilise de façon alternée le recours à l'impôt ou le paiement d'une redevance par l'utilisateur. La régulation entre commune et entreprise est obtenue par la voie judiciaire et le recours au tribunal administratif (Guerin Schneider, 2011). Quel que soit le mode de financement, il interroge la solidarité entre les habitants d'un même territoire et entre les territoires. L'impôt est mobilisé dans la première moitié du XX^e siècle pour aider les communes urbaines à s'équiper, puis avec la facturation de l'utilisateur, il reste cependant actif à travers le Fonds national de développement des adductions d'eau (supprimé seulement en 2005).

Retracer le cheminement de cet équipement permet de questionner un certain nombre de solutions proposées pour équiper les pays en développement (comme les objectifs du millénaire pour le développement et l'eau des Nations Unies en 2000, avec l'idée d'un financement par l'utilisateur, pour un résultat à obtenir en une décennie). Cela permet aussi de participer à la réflexion sur les modalités d'équipement possible de ces pays non seulement en eau potable mais en évacuation et traitement des eaux usées, pour cela en interrogeant le coût du « tout réseau technique » dans l'assainissement des villes françaises et européennes, dont celui du réseau centralisé (analyse développée dans le chapitre suivant). Il permet aussi d'interroger la période actuelle de renouvellement des réseaux par les collectivités françaises et, à travers la redéfinition des missions des services et de leurs moyens, les façons dont elles gèrent les difficultés d'une partie des ménages à s'acquitter de leur facture d'eau, ou encore la dégradation de la qualité de la ressource et les moyens pour y remédier. La question de la desserte en eau potable dans les villes touristiques interroge plus fondamentalement la finalité actuelle de ces services, autour de la question d'un service minimum et d'une solidarité des habitants permanents par rapport aux résidents temporaires, y compris les SDF (ou les campements nomades) et les formes que ce service peut prendre (Carré, 2013b). Pour Gumuchian et *al.*, c'est « *la capacité de pérennisation par la transformation* » qu'il faut examiner, « *l'adaptation aux nouveaux horizons du quotidien ; cette dernière passant par la recréation de solidarité* » (2003, page 42). On retrouve ainsi des questionnements récurrents de la géographie sociale, autour des rapports de pouvoir et de domination, comme les précisent Rodolphe et Séché : « *Il ne faudrait pas que l'intérêt pour le local qui donne à la recherche géographique une légitimité renouvelée dans l'étude des politiques publiques n'aboutisse qu'à une évolution des objets par lesquels les géographes n'auraient comme finalité que d'éclairer les décideurs politiques. Cela au détriment de la dimension critique qu'impose l'étude des politiques publiques territoriales ou territorialisées et à laquelle les géographes sociaux semblent être restés attachés malgré un contexte idéologique et scientifique peu favorable.* » (2009, conclusion)

Une autre entrée est celle de la fixation à l'espace des choix d'infrastructure, renvoyés plus largement à la notion de « path dependence » (dépendance au chemin emprunté), que Patrick Hassenteufel explique comme « *le caractère fortement contraint des choix présents puisque le domaine du possible est verrouillé par l'existant, découlant du choix initial* » en rappelant pour les choix techniques comment « *l'importance des coûts fixes (investissement initial) et les interdépendances (effets de coordination) peuvent fortement verrouiller l'espace des possibles d'une politique publique* » (2011, pages 259 et 260).

Les réseaux d'eau et d'assainissement correspondent parfaitement à ces techniques aux coûts fixes très élevés. Cela permet ainsi de comprendre la durée des contrats de délégations de services publics qui correspondaient à la durée du retour sur investissement et de l'amortissement (quatre-vingt dix ans pour le canal de la Siagne, garantissant l'apport en eau à la ville de Cannes dans la seconde moitié du XIX^e siècle, trente ans pour une

station d'épuration dans les années 1980). Mais si l'on considère la question avec un regard surplombant l'ensemble des situations locales, ces infrastructures aujourd'hui sont généralement payées, l'équipement des communes cède la place au renouvellement des réseaux et des ouvrages, sur un financement possible par la facture de l'utilisateur et des aides des agences de l'eau. Cela permet de réviser les durées de contrats (elles sont aujourd'hui descendues en dessous de dix ans) et d'interpeller les maîtres d'ouvrage et les entreprises exploitantes sur leurs responsabilités réciproques.

On peut ensuite se demander quels effets joue le poids de la technique et, particulièrement, des choix techniques, dans les trajectoires des relations des villes avec leur ressource, à travers l'ajustement des logiques fonctionnelles et des logiques administratives.

1.2.2 Les territorialisations des politiques de l'eau et leurs effets sur les systèmes d'action locaux

Le point d'entrée de mon travail est d'appréhender l'eau dans sa dimension publique et l'intervention des acteurs institutionnels à travers les questions de santé publique, de lutte puis de prévention des inondations, de protection de l'environnement. La production réglementaire cadrant les modes de gestion de l'eau et des milieux aquatiques n'a fait qu'augmenter à partir de la fin du XIX^e siècle, pour s'accélérer dans la seconde moitié du XX^e siècle (figure 1.6).

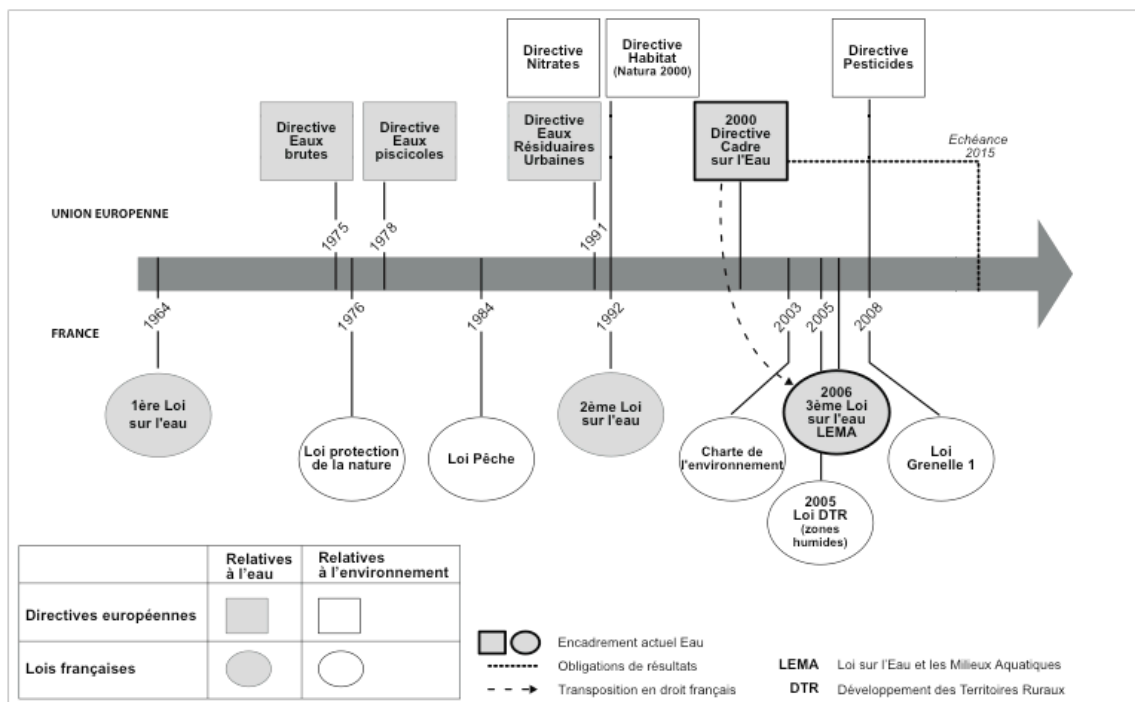


Figure 1.6 L'accélération de la production de lois et de directives à partir des années 1960 (Hellier et al., 2009, page 105).

Pour définir ce que l'on entend par politiques publiques de l'eau, je reprends la définition d'une politique publique telle que l'énoncent les sciences politiques, soit « l'ensemble des mesures prises par les responsables politiques d'un territoire afin de résoudre un problème collectif relatif à la gestion de l'eau (comme la pénurie d'eau, la prévention contre les inondations). Ces mesures donnent lieu à des actes formalisés (lois, décrets, circulaires, contrats) de nature plus ou moins coercitive, en vue de modifier le

comportement de groupes cibles (consommateurs, pollueurs, aménageurs) supposé à l'origine du problème à résoudre. » (Brun, 2006, page 2)

Une des originalités des politiques de l'eau a été, pour répondre aux sectorisations et aux segmentations de la gestion de l'eau, de rajouter un découpage fonctionnel au découpage administratif et ce, dès 1964 avec la loi sur l'eau. La gestion de l'eau par les usagers à l'échelle du bassin hydrographique s'impose en France, avec la création des six agences de l'eau et celle des comités de bassin. Elle ne se substitue pas à l'action sectorielle mais elle l'organise, la gestion par bassin consistant à planifier et coordonner des programmes d'action à l'échelle du bassin versant (Brun, 2006, page 5).

Un de mes objectifs de recherche est d'interroger le rôle des territoires administratifs par rapport aux territoires fonctionnels dans la définition et la mise en œuvre des politiques de l'eau.

Cela invite à poser le territoire comme objet au centre des recherches : l'intérêt des sciences politiques pour le territoire, érigé en catégorie de l'action publique, et pour les acteurs rejoint celui des géographes (voir la figure 1.5). Pour de nombreux chercheurs en sciences politiques « *le territoire, plus que l'appareil d'État, constitue désormais le lieu de définition des problèmes publics* » (Duran et Thoenig, 1996, page 582).

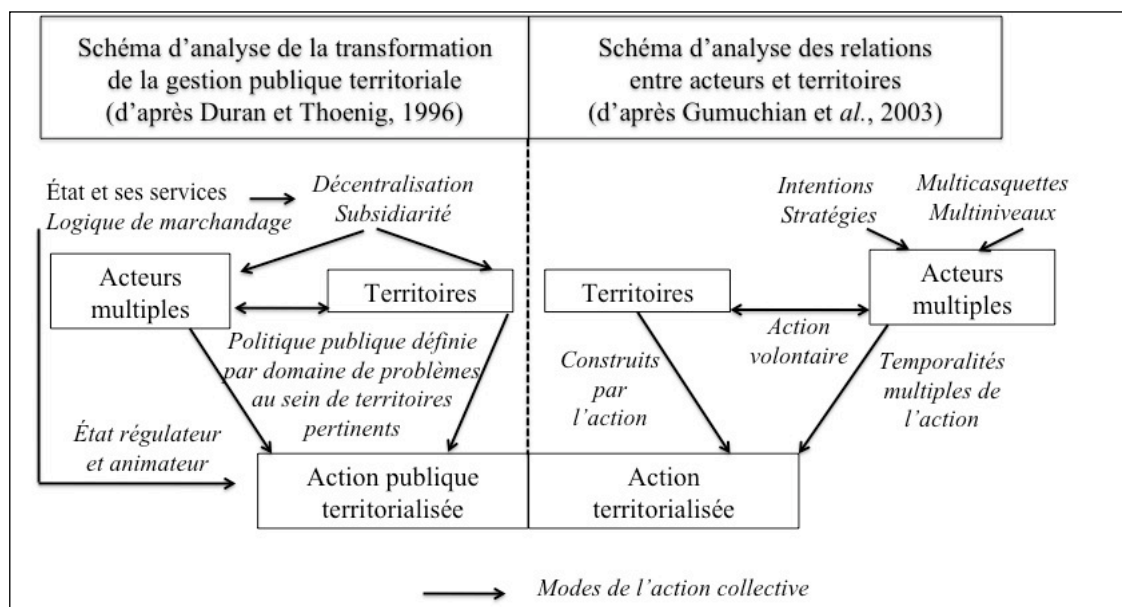


Figure 1.5 Apports des sciences politiques et de la géographie à l'analyse des acteurs et des territoires dans les mises en œuvre des politiques publiques de l'eau.

Redonner aux territoires administratifs leur importance s'appuie sur le constat établi par d'autres chercheurs de ce que ces territoires « *restent néanmoins des lieux de référence pour l'ensemble des acteurs* » (...) « *peu pris en considération dans l'analyse de la construction des territoires, ou alors simplement comme l'espace d'action des élus* » (Gumuchian et al., 2003, page 40). Ce constat s'impose pour les services d'eau et d'assainissement, avec les compétences générales mais aussi particulières confiées aux élus locaux depuis la fin du XIX^e siècle et l'affirmation des dites compétences dans les lois récentes (1992 et LEMA).

Il faut ensuite rapporter les missions et les actions des élus des différentes collectivités territoriales (dont les conseils généraux et régionaux) en y rajoutant celles issues de la territorialisation des politiques publiques de l'eau, avec les lois de 1964 et 1992.

Les territoires fonctionnels ont beaucoup été étudiés et critiqués¹⁹, à commencer par la figure du bassin versant. On pense à l'analyse qu'a faite Stéphane Ghiotti des solidarités territoriales à travers les enjeux de la gestion par bassin (2007). Mon étude ne porte pas sur une analyse supplémentaire de cet optimum de l'action publique que l'on croyait avoir trouvé avec le bassin versant pour obtenir une gestion intégrée de l'eau dans les territoires. Il convient néanmoins de prendre ces nouvelles structures au sérieux, qu'il s'agisse des agences de l'eau, des comités de bassin, des commissions locales de l'eau, de voir comment fonctionne cet échelon original et unique au regard des autres politiques d'aménagement.

En étudiant les agences de l'eau, il ne s'agit pas de les étudier dans leur dimension juridique et politique dans une logique de décentralisation - recentralisation. Cette analyse a été faite, que ce soit dans des ouvrages scientifiques - comme celui de Carole Évrard (2006) qui questionne la nature juridique des agences (entre établissement public et collectivité territoriale), de leur redevance, leurs compétences et les missions qui leur sont confiées - ou dans des rapports publics. Celui de la Cour des comptes de 2015 présente les agences de l'eau comme un « *des opérateurs nationaux spécialisés* ». À côté de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) chargé de la police de l'eau, « *les agences de l'eau collectent auprès des usagers des taxes appelées « redevances » et les distribuent sous forme d'aides financières* », étant à ce titre « *le principal financeur de la politique de l'eau : entre 2007 et 2012, elles ont ainsi accordé 14,9 Md€ d'aides* » (2015, page 69).

Il s'agit plutôt dans mon travail d'examiner comment les nouvelles structures (agences de l'eau, CLE) s'articulent avec les acteurs classiques de la gestion de l'eau (collectivités territoriales, syndicats techniques, services de l'État) en place depuis la fin du XIX^e siècle, à travers des modes qui peuvent être ceux de la juxtaposition, de la coexistence, ou de la cohabitation.

En cela nous rejoignons les préoccupations de géographes et de politistes, à replacer ces différentes catégories et logiques territoriales, entre modèle descendant et ascendant de l'action publique, pour voir comment « *l'auto organisation et la capacité de coordination horizontale de différents secteurs deviennent aussi vitales que l'imposition impérative et l'administration verticale* » (Leca, cité dans Gumuchian et al., 2003, page 61). Je souhaite donc étudier comment - à travers les actions menées, les principes d'action et les outils utilisés - les agences de l'eau construisent avec les autres acteurs régionaux de l'eau (collectivités, syndicats techniques, associations, mais aussi comités de bassin, CLE) des systèmes d'action locaux.

1.2.3 Interroger ce qui se passe aux échelons intermédiaires des politiques publiques

Les acteurs des politiques publiques de l'eau et de leur gestion sont souvent présentés selon une logique de division du travail, avec une dimension hiérarchique et descendante (voir par exemple le *Rapport d'évaluation CIMAP*, juin 2013), aboutissant à méconnaître le travail des échelons intermédiaires et la relative autonomie des échelles locales de gestion de l'eau.

¹⁹ Pour l'ensemble des critiques et leurs auteurs, nous renvoyons à la présentation faite par Alexandre Brun (2006, pages 8 et 9).

Les échelons locaux et régionaux sont présentés comme des échelons de planification et de financement pour l'échelon régional (comme sur le tableau 1.4), appliquant les principes et les normes décidées aux échelons supérieurs, et de mise en œuvre opérationnelle pour l'échelon local. On attend des acteurs locaux qu'ils déclinent des outils et des indicateurs pensés au niveau national, voire européen. Tout ceci présume d'une gestion intégrée, alors que nous avons vu dans le paragraphe précédent que la gestion du petit cycle de l'eau continuait de se faire en parallèle de celle du grand cycle de l'eau. L'introduction de la GEMAPI suppose que l'inondation ne soit pas le seul driver de l'action des collectivités au détriment de la qualité des milieux ; avec des collectivités qui poursuivent leur sécurisation de l'eau potable (Hellier, 2010) sans véritablement s'attaquer à la dégradation de la ressource et qui, faute de moyens, continuent de dégrader la qualité des cours d'eau par les rejets de temps de pluie (Carré, 2010).

Tableau 1.4 La répartition des tâches entre les échelons spatiaux des politiques de l'eau en France, telle que posée dans le *Rapport d'évaluation CIMAP*, juin 2013.

Echelon national	Elaboration et suivi de la politique de l'eau Articulation avec l'UE	Ministères ONEMA Comité N ^l de l'eau Associations
Echelon régional	Planification et financement	Agences de l'eau Comité de bassin Services déconcentrés Conseils régionaux et généraux
Echelon local	Mise en œuvre et suivi	Communes Syndicat - EPTB MISE et Services déconcentrés de l'État Parquet

La question soulevée n'est pas tant celle des contradictions dans la gestion des acteurs (question par ailleurs tout à fait pertinente pour la question de la qualité de l'eau) que celle du rôle et du sens des actions entreprises par l'ensemble des gestionnaires, entre niveau national et européen et niveau local.

Mon hypothèse est que les acteurs à ce niveau intermédiaire ne sont pas seulement des gestionnaires ayant à appliquer les principes et les normes issus des politiques nationales et européennes, et à naviguer entre les contradictions issues des différentes politiques publiques. Les acteurs de cet échelon agissent à la fois comme des producteurs de normes (techniques et juridiques), parfois inexistantes à l'échelon national (comme les débits de fuite en sortie de parcelle imposés dans les SAGE) et comme des arbitres des tensions et des conflits d'usage. Je m'intéresse particulièrement aux services de l'État, au niveau régional et départemental (DREAL, ARS, MISE), à ceux de ses établissements publics (agences de l'eau, EPTB) ou encore aux services des collectivités territoriales et des syndicats de communes et, enfin, aux chercheurs des laboratoires impliqués dans la gestion des cours d'eau et des milieux.

Cette approche me permet ensuite de considérer une autonomie de ces acteurs en matière de gestion de l'eau, à la fois quantitative et qualitative. Comme le rappelle Olivier Giraud (2012) : « *Les échelles peuvent être formées par les capacités organisationnelles de certains acteurs sociaux, mais elles peuvent aussi résulter de la capacité d'acteurs ou de*

coalitions d'acteurs à faire exister un tel espace d'interaction ou le rendre pertinent à partir d'une construction discursive. Les éléments discursifs sont souvent un élément déterminant, car l'attribution d'un enjeu ou d'un problème public à une échelle d'action publique participe directement de la construction du problème public en lui-même. » (2012, page 23) L'entrée par la qualité des cours d'eau et des milieux nous permet de tester cette autonomie des acteurs locaux dans la définition qu'ils donnent de la qualité de l'eau, leur mise en œuvre de la surveillance et les actions entreprises pour répondre à une dégradation ou une restauration de la qualité (voir la figure 1.7).

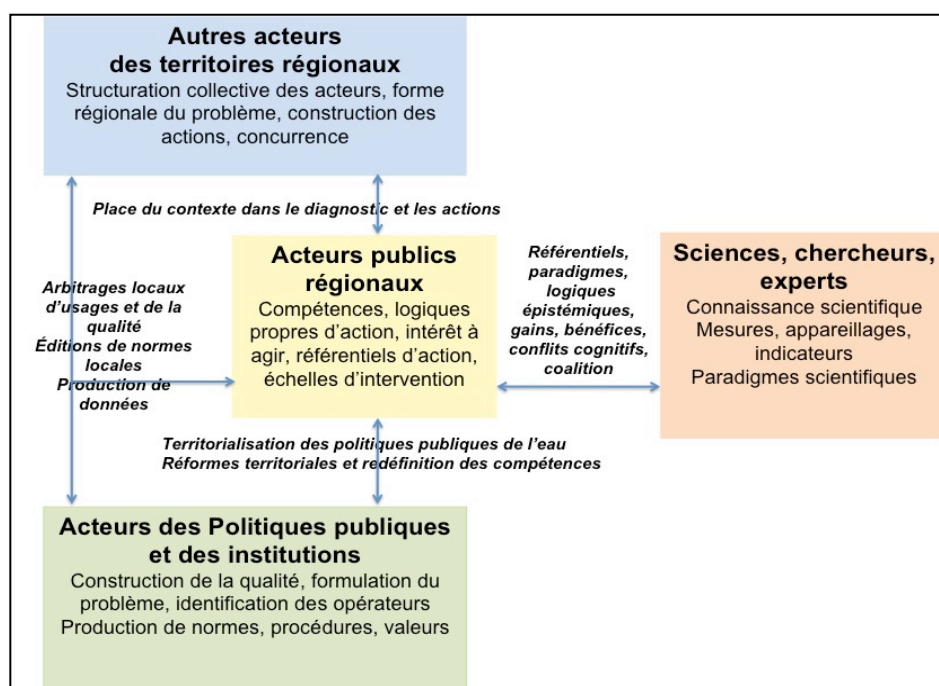


Figure 1.7 Les interactions possibles entre les acteurs publics de l'échelon intermédiaire et les autres acteurs des politiques publiques de l'eau.

Dans les interactions et les stratégies d'action développées par les acteurs, il faut faire une place à part entière à la concertation et la négociation. La négociation demeure une des interactions les plus pratiquées par les acteurs, d'une part parce que « *l'acteur territorialisé négocie continuellement sa place par des jeux de pouvoirs* » (Gumuchian, 2003, page 34), d'autre part parce que la négociation se retrouve comme un des modes d'interaction prévus par la loi (voir les comités de bassin et les CLE dans les politiques de l'eau, les comités de pilotage Alimentation d'Aire de Captage²⁰). Pour Jean-Baptiste Nancy, la négociation est un des « *deux modèles archétypaux de conception du processus de concertation, susceptibles de servir de repère pour organiser, dans la pratique, une démarche de changement concerté* » (2013, page 12). La participation au sens d'avoir la prétention d'impliquer « Monsieur tout le monde », au delà des obligations d'information et de consultation, est finalement très peu présente dans les pratiques d'aménagement et de gestion de l'eau. C'est pourtant elle qui est évoquée par la littérature, là où la négociation l'est peu, tout en restant finalement peu traitée ou alors de façon assez dogmatique.

²⁰ Ils sont créés dès lors qu'un captage est identifié comme prioritaire, mettant à la charge du maître d'ouvrage de réunir toutes les parties prenantes : le préfet met les agriculteurs de force sur la même aire de captage, un lien qui permet ensuite d'échanger sur des pratiques.

1.3 Sciences et politiques : la question de la connaissance scientifique (production et utilisation) et ses relations avec l'action publique (action, décision)

Mon travail est guidé par le fil rouge d'une gestion de l'eau toujours plus techniciste et scientifique, quels que soient les appels, les rappels, à considérer le caractère politique des politiques de l'eau²¹. Pour ce qui est de la dimension scientifique de la gestion, elle est avant tout dominée par les sciences de l'environnement avec, au final, une faible place accordée aux sciences humaines et sociales. Ce propos peut sembler discordant avec l'image d'une politique de l'eau présentée comme soucieuse d'une intégration des usagers et de leur participation (voir le concept même de GIRE ou le considérant 14 de la DCE). Plusieurs auteurs ont cependant déjà fait ce constat, comme Patrick Steyaert and Guillaume Ollivier (2007) s'appuyant sur une analyse lexicale du texte de la DCE pour montrer comment une certaine approche scientifique du fonctionnement des écosystèmes formate le contenu substantif de la DCE et l'approche qu'elle impose de la compréhension du bon état des masses d'eau (voir le graphique et le texte des auteurs sur la figure 1.8).

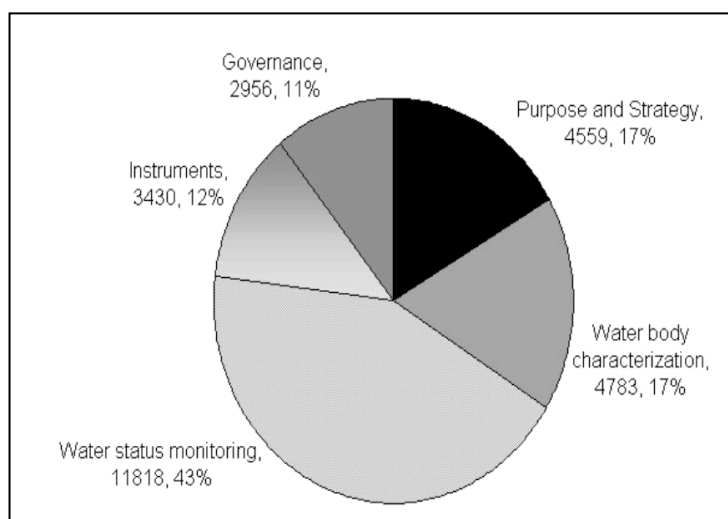


Figure 1.8 Catégorisation des articles et des annexes par occurrence des mots et des thématiques (Steyaert et Ollivier, 2007).

« We have used a qualitative analysis of the WFD text which shows the ecological dimension of the WFD dedicates its quasi-exclusive attention to a particular current of thought in ecosystems science focusing on ecosystems status and stability and considering human activities as disturbance factors.

We argue that the dominant substantive approach of the WFD, comprising particular ecological assumptions built upon "compositionism," seems to be contradictory with its espoused intention of involving the public²². »

L'analyse critique des contenus substantifs, normatifs et instrumentaux a été étendue à l'ensemble des outils mobilisés dans la gestion de l'eau par les grands organismes internationaux (OCDE, UE), comme celle du DPSIR faite par Sara Fernandez, Gabrielle Bouleau et Sébastien Treyer. « *Le modèle « Forces motrices – Pressions – État – Impact – Réponse » ou DPSIR selon son acronyme anglais (Driving forces-Pressures-State-Impact-Response), développé par l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques et l'Agence Européenne de l'Environnement à partir du concept d'impact,*

²¹ Jean Baptiste Narcy : « *En tant que telles (politiques), elles ont donc affaire à des choix de société, aux délibérations censées y présider, aux processus spatiaux qui les déterminent ou les rendent possibles, aux réactions qu'elles suscitent. En tant que telles, elles poursuivent le plus souvent des visées de changement qui leur confèrent une dimension stratégique. C'est pourquoi elles n'engagent pas des savoirs scientifiques liés à l'eau et aux milieux : elles comportent aussi des dimensions philosophiques, sociologiques, politiques, stratégiques ...* » (2013, page 18).

²² Lorsqu'il n'existe pas de traduction française, le texte est présenté dans sa langue d'origine.

est devenu incontournable dans le secteur de la planification des ressources en eau en Europe. Cet article propose de remettre en cause les méthodes prospectives fondées sur ce modèle qui n'aborde le changement qu'à travers ses effets sur les ressources naturelles. La société n'y est représentée que comme une force homogène, perturbatrice de l'environnement si elle n'est pas régulée par une gouvernance adéquate. » (2011, résumé de l'article)

Pour Aubriot Olivia, Riaux Jeanne, cette logique s'inscrit dans le passage d'une gestion sociale de l'eau à une gestion naturelle : « *à l'heure actuelle les politiques et réformes publiques tout comme la majorité des projets de développement sont dominés par une logique d'efficacité technique et économique. Cette logique repose sur une conception moderne de l'eau, accentuant les aspects « naturels » de la ressource, tel le cycle de l'eau ou le bassin-versant, où l'eau est devenue simplement H₂O* » (2013, page 13).

Cette tentation n'est pas récente et elle va avec une rationalisation de l'action publique : observée par Alice Ingold comme voulue par les ingénieurs de l'État dès le XIX^e siècle (2011), poursuivie avec la figure du bassin versant promue par les agences de l'eau, et qui s'impose avec l'Union européenne et la DCE s'appuyant sur des valeurs et des modèles universels (Barbier et al., 2010). Les gestionnaires et les usagers de l'eau ont alors affaire à des outils qui accompagnent une domination d'un type de savoir - celui des sciences de l'environnement - sur les autres, dans des rapports de domination, ce qui nécessite nous disent Olivia Aubriot Jeanne Riaux de déconstruire le discours scientifique sur l'eau, aujourd'hui omniprésent et dominant dans les politiques (2013, page 22).

Cette ambition sous-tend une partie de ma recherche, que ce soit dans le programme Petites rivières urbaines franciliennes pour apprécier les écarts entre les objectifs de restauration des cours d'eau des gestionnaires et ceux des usagers (Carré, 2010, 2011), le programme Sciences et Territoires (Carré, 2014) avec une confrontation des objectifs de restauration des différents membres d'une CLE et une possible co-construction des actions de restauration, ou encore dans le programme Makara, pour comprendre les différentes constructions de la qualité des eaux superficielles des gestionnaires de l'eau (voir le chapitre 4 de ce volume).

Une partie de ces travaux de recherche concerne les connaissances, les savoirs produits par la recherche « fondamentale » mais aussi coproduits avec les opérationnels (techniciens, élus, représentation des associations), dans le cadre de programmes ou d'action financés par ces opérationnels (Piren-Seine, programme Cosmét'eau) ou au sein d'un collectif associatif regroupant des chercheurs et des opérationnels (ARCEAU-IDF). Il n'est alors pas seulement question des mesures, de données, d'indicateurs, de modélisation fournis ou utilisés par ces opérationnels mais aussi de leur engagement au service d'un type d'action publique (programme d'action des agences de l'eau, SAGE, opération de restauration par les collectivités et leurs syndicats). Le chercheur a alors à faire avec des connaissances, des savoirs produits dans des cadres spatiaux spécifiques, selon les différents modes de territorialisation.

Mon travail de recherche a pu largement évoluer grâce à ma participation à des programmes de recherche pluri/interdisciplinaires, intégrant des chercheurs et des gestionnaires,

- en associant des chercheurs de sciences sociales et de sciences juridiques avec des chercheurs des sciences de l'environnement,
- en associant aussi des « non scientifiques »,

- en choisissant un objet de recherche commun, selon une démarche désormais classique de pratiques de recherches interdisciplinaires autour d'un même objet (voir les programmes Petites rivières urbaines, Science et territoire, PIRVE, Makara),
- dans des programmes de recherche autour d'objectifs partagés, tels que :
 - l'utilisation des données produites par les instruments de mesure et la modélisation dans les discussions et les prises de décision au sein des commissions locales de l'eau (Carré, 2014),
 - la production mutualisée de données pour faire fonctionner les modèles scientifiques (programme PIREN-Seine phase 7, voir les perspectives de recherche de la partie 4),
 - la comparaison de la compréhension et de l'usage des indicateurs scientifiques par les gestionnaires des cours d'eau et les usagers de ces cours d'eau (Carré, 2010, 2012), soit pour développer leur propre politique de gestion, soit pour appliquer les réglementations nationales et européennes (voir les perspectives de recherche à la fin de la partie 3).

La dernière partie de ce volume est ainsi construite en interrogeant le travail de production scientifique sur l'eau et sa gestion par les acteurs institutionnels, l'étude de ces relations entre connaissance scientifique de l'eau et action publique, en continuant de regarder une science en action (publique).

Il faut maintenant préciser comment on peut situer les connaissances produites par les scientifiques dans le cadre des programmes de recherche associant scientifiques et opérationnels, au service d'une action publique. Comment comprendre les relations qui unissent les gestionnaires et les chercheurs dans la production de données, de modèles, d'indicateurs, et leur utilisation pour agir ? Comment resituer la notion d'instrument d'action publique, omniprésente dans les modes de faire des politiques publiques et des acteurs institutionnels ?

Deux cadrages théoriques sont utilisés : celui de la coproduction, cadre désormais usuel lorsqu'il s'agit d'associer des types d'acteurs et de rationalité différents, et celui de la science réglementaire, mélangeant scientifiques et gestionnaires.

1.3.1 Un premier cadre théorique : celui de la coproduction

Nous reprenons à notre compte la notion de coproduction énoncée par Sheila Jasanoff, selon une approche similaire à la méthode d'analyse qu'elle développe (2004) : « *The book develops the theme of 'co-production', showing how scientific knowledge both embeds and is embedded in social identities, institutions, representations and discourses. Accordingly, the authors argue, ways of knowing the world are inseparably linked to the ways in which people seek to organize and control it.* » La coproduction passe ainsi par un certain nombre de vecteurs qui sont autant d'objets d'étude : la fabrique des identités, la fabrique des institutions, la fabrique des représentations et celle des langages (*the idiom of co production*, chapitre II, cité 2013 page 15).

Dans le cadre de nos travaux sur l'eau et la ville avec l'étude des interactions entre les savoirs scientifiques, les applications techniques au service de la satisfaction des usages urbains (voir le schéma 1.9), la prise en compte de ces différentes fabriques nous conduit à centrer notre recherche sur les éléments suivants.

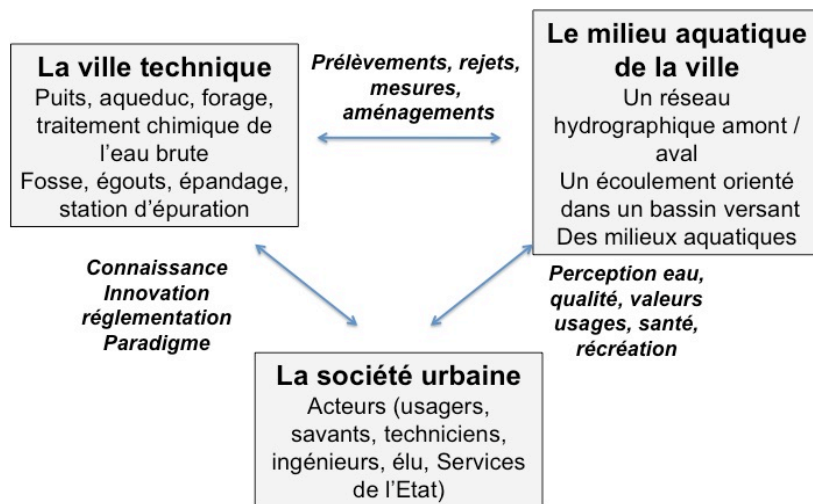


Figure 1.9 La construction de la qualité de l'eau en ville par les scientifiques et les gestionnaires des services d'eau et d'assainissement (Lestel et al., 2013).

La fabrique des identités s'intéresse à l'apparition ou la transformation de figures, comme celle de l'utilisateur, du gestionnaire, de l'expert. On peut ici s'interroger sur le rôle qu'y joue la science, le savoir, l'activité de recherche dans la fabrication des identités collectives (le gestionnaire du réseau, l'utilisateur-consommateur, l'habitant des dispositifs de participation).

La fabrique des institutions concerne la production de connaissances et de normes, comme celles concernant l'eau potable, la baignade (dont la réglementation n'est forcément liée à la qualité bactériologique de l'eau mais a eu plutôt à voir avec le respect des bonnes mœurs au XIX^e siècle), les procédures d'expertise, les règles de fonctionnement des laboratoires pour établir les mesures de l'eau. On arrive alors à la situation où lorsque les connaissances sont institutionnalisées, elles sont intégrées par les acteurs et rejouées sans être remises en cause : des résultats scientifiques peu stabilisés peuvent devenir des normes inscrites dans le marbre (voir des valeurs seuil actuelles dans les grilles de qualité de la DCE).

La fabrique des représentations tient compte des moyens humains et matériels utilisés pour produire des représentations scientifiques et les rendre intelligibles. Notre intérêt porte aussi bien sur la production de normes (voir les valeurs seuil, les indicateurs des grilles de qualité de l'eau et leur évolution) que sur les cadres cognitifs pour comprendre le fonctionnement des milieux (comme l'auto épuration) et les relations entre les sociétés et le bon état des milieux (modèle DPSIR, grilles de qualité de la DCE).

La fabrique des langages s'intéresse aux conceptions souvent tacites, sur la nature, la technique, dans les discours. On pense d'abord aux notions de petit cycle et de grand cycle de l'eau, qui se sont répandues depuis une dizaine d'années pour faire le grand écart entre la gestion administrative des services d'eau et d'assainissement, donnant la priorité à la sécurisation de la ressource, et celle du fonctionnement du cours d'eau et les enjeux de reconquête du bon état écologique. On peut aussi interroger les modalités de restauration des cours d'eau en ville : la naturalité de l'eau en ville, celle des milieux aquatiques, est inséparable du contexte urbain, conduisant les urbains à décliner les formes de la rivière selon un gradient allant du très minéral (au centre ville) au très végétal (en périphérie). Les discours institutionnels mélangent souvent sans le dire les répertoires normatifs et techniques. Ainsi en ville à partir des années 1970 les institutions (agences de l'eau,

services de l'État et des collectivités) vont interdire les fosses septiques, le réseau unitaire (mélangeant les eaux usées et les eaux pluviales) et obliger au raccordement sur des réseaux d'eaux usées pour traiter les eaux vannes dans les stations d'épuration, mettant en avant aussi bien des arguments d'efficacité, de santé, d'environnement, de modernité ... pour revenir sur ce discours récemment, dans les zones en cours d'urbanisation, selon le coût des réseaux, le raccordement possible, tout en faisant le constat des mauvais raccordements dans les zones déjà urbanisées (inversion des branchements des particuliers entre les canalisations d'eau usée et d'eau pluviale).

L'ensemble de ces investigations permet bien de comprendre et de rendre compte du jeu entre science, production de connaissance et de techniques, et société. Cependant, il ne dit rien de ce qui se joue pour le scientifique aujourd'hui producteur des connaissances et de normes pour l'action publique, transformant l'objet de sa curiosité (comme le processus d'eutrophisation des cours d'eau) en un outil, un instrument au service de la gestion de l'eau (avec l'édiction de valeurs seuils de nitrates et de phosphates dans les eaux).

1.3.2 Le concept de science réglementaire : son adéquation avec nos questions de recherche

La science réglementaire correspond à un travail de production de connaissances de façon à en faire des instruments d'action et de régulation (Barbier et *al.*, 2010). La science réglementaire est soumise à des contraintes spécifiques qui, sans évidemment l'invalider, la distinguent de la science académique (voir le chapitre 4). Elle s'inscrit dans le cadre d'une action publique marquée par l'importance des instruments, des outils (techniques, organisationnels) permettant de la matérialiser et de la rendre opérationnelle (Lascoumes et Le Galès, 2004).

Le concept de science réglementaire a été développé par Sheila Jasanoff dans le contexte particulier des États-Unis des années 1960, de la création d'agences fédérales confrontées à la production de lois et de règlements augmentant « *the need of the executive agencies for scientific information* ». Ces agences devaient alors faire face à des questionnements où elles ne pouvaient plus se limiter à trouver des faits mais où elles devaient vérifier la qualité des bases de données produites par une diversité de producteurs (non gouvernementaux comme les associations) et faire elles-mêmes de la science, pour se retrouver prescripteurs, à travers des guides techniques (*The fifth branch: science advisors as policy makers*, 1990, page 40 et suivantes). Sheila Jasanoff constate que « *regulatory agencies acquired more power to produce and interpret scientific information* » et que ces agences fédérales émergent « *as major science centers, responsible for creating a body of public knowledge, and the accompanying growth of agency discretion in matters of scientific interpretation.* » Dans ce contexte, c'est la prolifération de comités scientifiques travaillant de façon cloisonnée et opaque qui est qualifiée de « 5^e branche du gouvernement », en dehors du contrôle démocratique, et que vise le Federal Advisory Committee Act de 1972, succédant au Freedom of Information Act de 1970, stipulant l'accès du public aux documents gouvernementaux.

L'ouvrage est l'occasion pour Sheila Jasanoff de créer le terme de regulatory science qu'elle décrit comme « *a hybrid activity that combines elements of scientific evidence and reasoning with large doses of social and political judgement* » (1990, p. 229). Pour l'auteure, l'action du Congrès américain a confié aux agences un genre hybride de prise de décision « *science Policy – encompassing both scientific and policy consideration* » (1990, page 49).

Cette analyse nous permet d'introduire des acteurs institutionnels à cheval entre science et politique, comme l'ONEMA, les agences de l'eau, les grands syndicats techniques produisant leurs propres données et programmes d'action (comme le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne - SIAAP), mais aussi des collectivités territoriales, comme le Conseil régional de Bretagne développant ses propres réseaux de mesure et programmes d'action (Bretagne eau pure). Ces structures travaillent avec les scientifiques à travers des programmes de recherche, des contrats, tout en ayant leur propre production scientifique. Cela nous permet de continuer d'explorer l'analyse faite par Bruno Latour (1999) d'une constitution du monde avec d'un côté la nature, laissée aux savants et, de l'autre, la politique qui relèverait des passions, pour nous demander quelle politique se fabrique au sein de ces structures, autour du sens donné aux mesures et à leur utilisation.

1.3.3 Profiter du tournant spatial qui traversent les différentes sciences sociales

Pour m'aider à construire l'étude de la relation entre connaissance et action, il est possible de bénéficier des travaux produits par d'autres sciences sociales, dans un « tournant » spatial et géographique des disciplines. Ce tournant est présenté par les chercheurs du Tigr (Travaux de l'Institut de Géographie de Reims) en 2004 dans leur appel à proposition²³ « *Comment les sciences sociales abordent-elles la question de l'espace ?* Ils nous disent que cette question « *naguère incongrue, s'impose de plus en plus aujourd'hui, depuis que non seulement la géographie, mais aussi les autres sciences sociales s'emparent du concept d'espace pour faire avancer leurs questionnements sur les sociétés humaines. C'est ce que Soja (1989) appelle le « spatial turn » et Gauchet (1996) et Lévy (1999) le « tournant géographique » dans les sciences sociales. Il affecte les disciplines de différentes façons et se manifeste par exemple : en sociologie où une sociologie de l'espace émerge ; en économie avec la reconnaissance de l'importance des phénomènes de concentration spatiale, de proximité, de la distance etc., dans les échanges et les décisions d'ordre économique ; en philosophie, notamment la spatialité et l'espace vécu de la phénoménologie (...).* »

Le tournant géographique est mobilisé par Dominique Pestre pour travailler « *une géographie historique des dynamiques des sciences* » (1996, page 49). Pour Dominique Pestre, cette entrée par le spatial dans les sciences studies répond à la critique qu'adressent Bruno Latour et Michel Callon « *au cadre d'analyse adopté par les études de controverses étroit en deux sens : spatialement et conceptuellement. Spatialement parce que le sens qu'il convient d'attribuer aux énoncés contradictoires qu'avancent les experts varie d'un espace, d'un groupe ou d'un individu à l'autre (...) parce que, en retour, la manière dont une société comprend les choses (...) conduit à favoriser certaines approches et compréhensions contre d'autres.* » (Pestre, 2006, page 47). « *On comprend que la dimension spatiale, la cartographie du déploiement des convictions et des pratiques, la géographie des réappropriations et des traductions remplacent avantageusement les lectures temporelles et linéaires.* » (Pestre, 2006, page 48)

La question est alors de décrire comment des énoncés scientifiques, des objets techniques, des pratiques s'imposent de façon spatialement différenciée. « *Fruits de composantes très diverses, ils [les dire et faire de la science] peuvent être victorieux ici, transformés là, refusés ailleurs – et décrits comme toujours identiques à eux-mêmes.* » (Pestre, 2006, page 48)

²³ Nouvelles approches de l'espace. *EspacesTemps.net*, Brèves, 20.10.2004
<http://www.espacestemp.net/articles/nouvelles-approches-de-lrsquoespace/>

C'est cette approche qui est utilisée dans le dernier chapitre de ce volume pour interroger le lien entre connaissance et action, la surveillance de la qualité de l'eau et la décision politique (voir les biographies scientifiques d'objets comme le phosphore, la variété des valeurs et des réglementations des nitrates selon les contextes temporels et spatiaux).

Dans mes travaux, je considère que les gestionnaires sont eux-mêmes producteurs et administrateurs de preuves (connaissances, argumentations qu'ils mobilisent pour agir et justifier leur action), la question étant de savoir si cette production et administration suit (et comment) les échelons régionaux de la politique de l'eau, avec pour chaque échelon, sa mesure, son utilisation par les gestionnaires, sa justification par des prises de position publiques.

Dominique Pestre rappelle l'importance des lieux de science et des espaces particuliers dans la dynamique des sciences, qu'il s'agisse de l'apprentissage (le long processus d'acculturation par lequel on devient scientifique) ou de la science mûre. Il souligne l'importance de trois choses : le laboratoire de recherche ; les institutions de toute nature qui font les sciences (page 52), des entités plus vastes (page 53), qu'il ne définit pas vraiment, autrement que par une référence à la contribution « *de ces espaces qui cadrent et qui font naître* » renvoyant à « *l'apparition de nouvelles questions, la création de nouveaux outils, la cristallisation de nouveaux faits* », pour ensuite donner l'exemple de la Silicon Valley. Cela me conduit à interroger le rôle des acteurs régionaux, dans leur contribution à cette production de connaissances scientifiques et à leur utilisation (voir les chapitres 3 et 4 de ce volume).

1.4 Méthodologie d'ensemble

L'ensemble de mes travaux est mené avec l'ambition de pouvoir proposer des explications sur :

- les formes d'organisation de l'espace issues des modes de desserte en eau et en assainissement, des fonctionnements et des modes de gestion des services,
- les logiques d'organisation des acteurs locaux et régionaux et leur construction de la connaissance et de l'action dans la gestion de l'eau,
- le lien entre les usages de l'eau, les réglementations et les gestions de l'eau et des cours d'eau,
- l'apport des données scientifiques issues des instruments de mesure et des modèles de sciences dures (statistiques et intégrés), leur utilisation dans la gestion.

Ces explications sont proposées avec l'intention de contribuer à la prise en charge commune de la gestion de l'eau (par tous types d'acteurs), son amélioration et plus particulièrement celle de la qualité des cours d'eau et des milieux associés.

L'approche générale des programmes auxquels je participe endosse une posture de recherche plutôt constructiviste, non pas pour nier l'existence d'une réalité extérieure à la connaissance et la compréhension du monde, mais davantage par définir des objectifs à l'amont du travail de recherche. Ainsi la catégorie « petite rivière urbaine » est posée au début du programme à la fois pour permettre aux différentes disciplines scientifiques de sortir de leur cadre conceptuel et pour annoncer des objectifs opérationnels et cognitifs (Carré et *al.*, 2008). Dans le programme Makara la qualité de l'eau est définie comme une construction pour inciter les chercheurs des différentes disciplines à questionner les productions scientifiques, aux côtés des politiques publiques, des réglementations et des techniques.

Pour ce faire, il me faut maintenant préciser la posture adoptée face au réel et l'appréhension de ce réel par les différents acteurs (1), une approche constructiviste des relations des acteurs à l'eau et sa gestion, puis la démarche (2), une démarche comparative dans le temps et l'espace pour rendre compte des connaissances et techniques mobilisées dans la gestion de l'eau et des rapports avec l'action, enfin dégager les objectifs finaux de la recherche (3), autour de la recherche d'explications et la formulation de précautions.

1.4.1 Une posture constructiviste

Pour travailler avec les différents scientifiques du PIREN-Seine, à commencer par ceux des sciences de l'environnement, je présente mon cadre d'analyse des rapports des acteurs au réel (les processus physiques, la matérialité de l'eau) comme une construction à travers « *des filtres, des grilles de lecture, des systèmes de représentation ou des façons d'agir qui configurent notre inscription en son sein et nos interactions avec le monde* » (Olivier Orain, article constructivisme, <http://www.hypergeo.eu/spip.php?article407>).

Pour autant, je respecte (et j'admets) l'idée généralement présente chez les scientifiques des sciences de l'environnement (en tout cas pour certains de mes collègues du PIREN-Seine) qu'il existe une réalité indépendante du chercheur, tout en revendiquant une forme modérée de constructivisme comme la présentent Svarstad *et al.* (2007, page 3) : « *A social constructivism and discourse perspective. In defining social constructivism, we can distinguish between epistemological relativism and ontological relativism. Epistemological relativism implies that we can never know reality exactly as it is. Ontological relativism goes further to argue that reality itself is determined by the observer. The former implies that nature is seen as material reality, which exists independently of human thought. As such, many human perceptions of aspects of nature and the environment can, through research, be shown to be correct or incorrect. For instance, it can be shown whether or not there has been an increase in nutrients emissions to a given marine area over a period of time; whether or not the presence of various species in this area has or has not diminished over this same period; and perhaps even the causal relationship between these phenomena. The moderate form of constructivism, upon which this paper is based, accepts epistemological while rejecting ontological relativism.* »

On peut alors compléter l'intérêt de cette approche constructiviste (comme sur la figure 1.8) par ce que nous disent Gumuchian *et al.* (2003, pages 25 et 26) de sa contribution à la définition des acteurs territorialisés - en recherchant les mobiles spatiaux de ces acteurs, les implications spatiales à venir de leurs actions - et à celle d'un territoire, produit des intentions des acteurs et des interactions avec les autres logiques à différentes échelles (notion de système imbriqué d'actions).

Cela permet d'interroger la fabrication des territoires à travers la coproduction des savoirs dans un contexte spatial et temporel particulier : savoirs de l'expert, du scientifique, du citoyen mobilisé, de l'utilisateur, du politique mais aussi du chercheur en sciences sociales. Cette coproduction participe à la fabrication d'un sens commun, partagé par ces groupes hétérogènes.

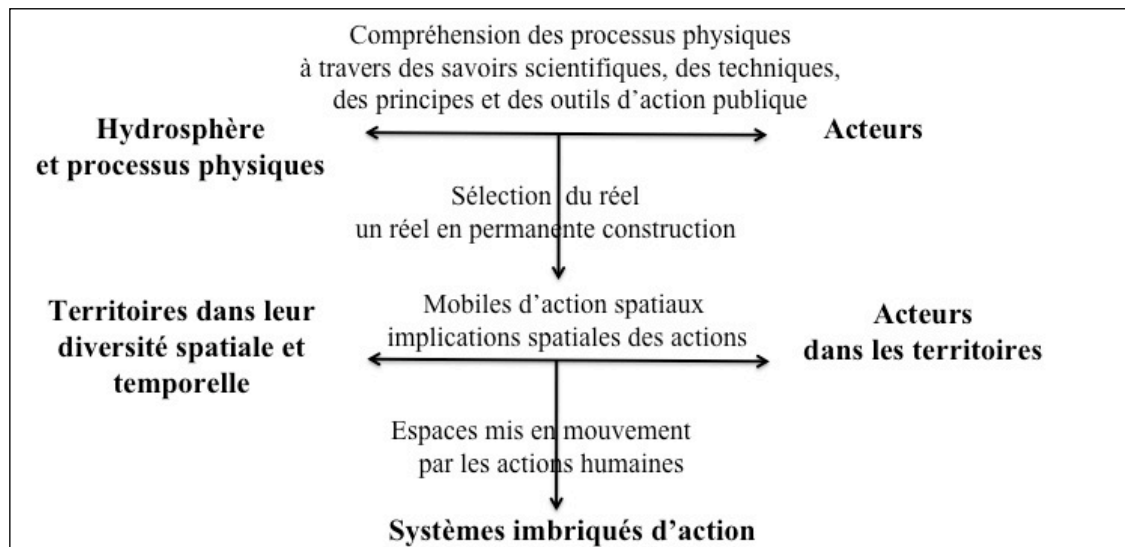


Figure 1.10 Une posture constructiviste pour saisir les rapports des acteurs au réel, dans le contexte spatial de la production de sa connaissance et de l'action.

L'analyse des modes de construction de la connaissance

Sheila Jasanoff recommande de s'attacher à la façon dont les connaissances sont acquises : cette voie de recherche part du fait que ni la science ni la société n'arrivent sur une table rase. Elles opèrent sur fond de l'existant alors que les individus « *savent déjà concrètement ce qui appartient à la nature ou à la science, à la société ou à la culture. De la même manière la reconnaissance de nouveaux phénomènes entraîne souvent la confrontation entre des épistémologies concurrentes. Les travaux qui retiennent une démarche interactionniste explorent la façon dont les êtres humains organisent, et réorganisent périodiquement, les idées qu'ils se font de la réalité dans ces circonstances nouvelles. Ils s'efforcent de démêler les myriades d'accommodations réciproques entre le social et les pratiques scientifiques qui se produisent dans les activités socio-techniques lorsque surviennent des conflits ou des changements ... particulièrement pour les conflits de connaissances dans des univers qui ont déjà fait l'objet de démarcations fonctionnelles entre le naturel et le social.* » (2013, pages 79 et 80). Et cela, toujours en appliquant ce que Dominique Pestre nous dit de nos manières de faire de la science, en abandonnant la césure entre l'histoire des idées d'une part et l'étude des institutions et des cadres de la culture de l'autre « *au profit d'une analyse conjointe des actes de connaissance, des opérations cognitives et de classement, de ce qui contribue à la fixation des significations en situation concrète – à travers la matérialité des objets ou des procédures par exemple.* » (page 4, 2006)

1.4.2 L'apport des comparaisons à travers des trajectoires spatiales et temporelles de la relation entre les villes et l'eau

Les travaux réalisés concernent essentiellement des terrains français, dans une pratique de terrain qui mêle les informations issues d'un travail d'archive, les enquêtes et les entretiens, l'utilisation de données produites par une modélisation (statistique et graphique). Les informations sont ensuite organisées dans une logique comparative.

La variété des informations mobilisées

Les enquêtes et les entretiens de terrain : une recherche essentiellement qualitative.

Le nombre d'entretiens effectués, de personnes enquêtées peut être important mais le traitement statistique reste relativement basique - tri croisé, analyse lexicale d'occurrence, analyses des correspondances (Carré et *al.*, 2009a) - pour dégager des familles, des profils types, en usant de précaution dans les montées en généralité.

Tableau 1.5 Enquêtes auprès des habitants des communes riveraines des rivières franciliennes pour la période 2008 – 2010 (fascicule 2011, PIREN-Seine)

	Yvette	Croult	Vieille Mer	Bièvre	Orge	Essonne	Grand Morin
Personnes interrogées	28	37	240	61	290	25	40
Lieu d'enquête	Villebon	Goussainville Dugny	Saint-Denis	Cachan Guyancourt	Athis-Mons Morsang Saint-Michel, Egly	Gironville Maisse, Boutigny	Crécy-la-Chapelle Saint-Rémy-la-Vanne
Période	Nov. 2008	Nov. 2008	Avril 2010	Nov.2008	Avril 2009	Déc. 2008	Janvier 2010

La démarche utilise l'épreuve du terrain pour fonder les hypothèses (sur une démarche que les sociologues qualifient de « grounded theory »). Je ne cherche pas à faire « entrer de force » l'objet dans une théorie préexistante. J'ambitionne d'abord de décrypter, de caractériser, de singulariser le réel plutôt que de l'interpréter, avec une préférence dans un premier temps pour le « comment ? » (comment les usagers pratiquent la rivière, comment les gestionnaires font tourner les services, les motifs d'action...) sur le « pourquoi ? » de ces pratiques, des choix établis.

Un travail de recherche d'information aux archives

Ce travail est nécessaire pour retracer les évolutions de la réglementation et de la planification de l'eau. Il est mobilisé pour comprendre l'évolution de la répression des rejets polluants dans les cours d'eau et le fonctionnement de la police de l'eau (Lestel et *al.*, 2013, ce volume chapitre 3). Il permet en l'absence de données d'utiliser des informations fournies dans les rapports publics pour alimenter des modèles capables de reconstituer une information. C'est le cas dans le cadre du programme PIRVE de l'évaluation que nous menons des effets du passage d'un assainissement individuel des habitations de Paris et des communes du département de la Seine à un raccordement des matières de vidange dans des réseaux collectifs pour mesurer les effets sur la qualité sanitaire de la Seine (Carré et *al.*, à paraître). La ville de Paris va être la première ville française à imposer le raccordement des fosses d'aisance à des égouts, avec la loi de 1893 dite du « tout-à-l'égout ». Progressivement les habitations des communes voisines sont raccordées sur les canalisations parisiennes, au grès des équipements parisiens et des capacités de traitement des champs d'épandage à l'aval de Paris.

Cependant, pour reconstituer les effets sanitaires des rejets directs en Seine, il faudrait pouvoir disposer des données de raccordement des habitations aux égouts et des points de rejets directs en Seine. Ces rejets sont dus à l'absence de collecteurs de transport vers les champs d'épandage, l'effluent en attendant le raccordement aboutissant provisoirement en rivière. Malheureusement nous ne disposons pas de ces données, ce qui suppose d'estimer ces rejets à partir d'hypothèses, en alimentant en données le modèle Sénèque pour calculer la contamination des cours d'eau du bassin de la Seine.

Nous disposons pour les populations communales des recensements de population. En revanche nous ne connaissons pas les linéaires d'égout ni les points de rejet direct en Seine. Les recherches aux archives²⁴ nationales et départementales nous permettent alors, à partir des biographies communales mais surtout des schémas généraux d'assainissement des services de l'État, dont ceux du département de la Seine, de construire une typologie des communes en fonction du type d'équipement des habitants (fosses septiques, raccordement des eaux vannes à un égout), des déversements dans une canalisation d'eau usée et directement dans le cours d'eau le plus proche, et de leur évolution entre 1891 et 1936. Cette typologie nous permet d'affecter un % de déversement d'eaux vannes dans le cours d'eau le plus proche. Le tableau ci-dessous récapitule les différents types de communes considérés par le modèle.

Tableau 1.6 Situations communales et estimations des rejets directs dans le cours d'eau, établis à partir des informations des rapports aux archives.

Type de commune	% de déversement direct dans le cours d'eau le plus proche	Trajectoire d'équipement entre 1891 et 1936
Type A - Commune équipée en fosse septique vidangée, sans égout	1 % dû aux déversements des matières de vidange par les entreprises	Petite commune < 5 000 habitants Ne s'équipe pas jusqu'en 1936
Type B - Commune de plus de 5 000 habitants, avec des égouts dans lesquels se déversent les eaux vannes	Un % de rejet direct dans la rivière la plus proche en augmentation : passe de 1 % en 1890 à 40 % en 1939	Passé du type A au type B en franchissant la barre de 5000 habitants Une augmentation sigmoïde du % à partir de l'année où la commune dépasse 5 000 habitants et pas avant 1900
Type C - Communes du département de la Seine intégrées au réseau parisien équipées en totalité en réseau unitaire en 1929	5 % : correspond à des déversements directs dans le cours d'eau en raison d'une mauvaise conception de certains points du réseau	Passent de type A ou B à C à une certaine date : dès 1907 pour celles autorisées par la préfecture, à partir de 1920 pour celles indiquées comme possédant déjà un réseau unitaire en 1929
Type D - Commune du département de la Seine dont une partie seulement du réseau est unitaire	La proportion des habitants a été arbitrairement répartie pour moitié entre les deux types de réseaux (unitaire et eau pluviale)	Passage en 1920 pour celles indiquées comme possédant un réseau mixte en 1929
Type E - Commune du département de la Seine équipée en réseau unitaire en 1929 non connecté au réseau parisien	La totalité des égouts va directement en Seine	Asnières, Boulogne, Colombes, Courbevoie, Gennevilliers, Maisons-Alfort, Nanterre, Puteaux, Suresnes

²⁴ Sources

Lemarchand Georges, Peuch Louis, Marin Auguste, 1929, *Rapport général sur l'assainissement général du département de la Seine*, n°97, Conseil de la Ville de Paris, Conseil général de la Seine.

Préfecture de la Seine, 1930, *Mémoire préfectoral*, cité dans le *Rapport général sur l'assainissement général du département de la Seine* de 1929.

Préfecture de la Seine, Direction des travaux de Paris, Service de l'assainissement, 1892, *Renseignement statistique sur les opérations d'épandage*.

Département de la Seine, arrondissement du Nord-Est, 29 juin 1907, *Liste des communes ou parties de communes où le tout-à-l'égout est interdit*.

Lavollée G., *Rapport des rejets des communes* du 7 juillet 1906, *Recherche des causes de contamination de la rivière*, Services de la navigation de la Seine, Département de Seine et Seine-et-Oise, 8 juillet 1907.

La modélisation mathématique et hydraulique

Les modèles sont utilisés pour pallier l'absence de données et permettre de « fabriquer » de nouvelles données, avec toutes les limites dues au choix des variables et aux approximations.

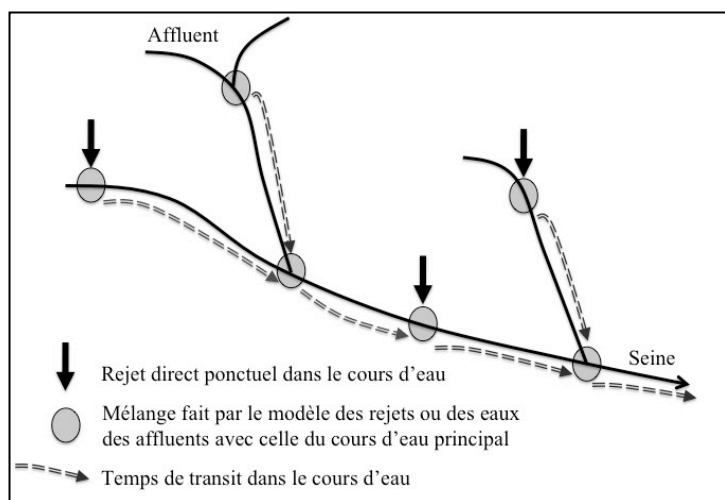


Figure 1.11 Schéma explicatif des simulations effectuées par le modèle Seneque (Carré et *al.*, à paraître).

Le modèle Seneque simule l'écoulement des eaux dans les différentes rivières selon un pas de temps de dix jours. Il mélange en chaque point de rejet ou de confluence la charge polluante apportée dans l'eau de la rivière et il simule le transport et les transformations des contaminants au cours de leur transit vers l'aval. Le modèle permet donc de calculer les fluctuations temporelles et spatiales des contaminants dans le réseau hydrographique. L'utilisation du modèle nécessite de renseigner les flux de contamination par point d'apport ponctuel dans la Seine, soit dans le cas ici étudié les apports des égouts communaux de banlieue non traités.

L'intérêt spatial du modèle Sèneque est d'homogénéiser les informations de population et d'estimation des rejets sur l'ensemble du bassin versant, en croisant les débits des différents cours d'eau de la région parisienne avec les apports estimés, en fonction des types communaux présentés dans le tableau 1.6. Ces informations sont mobilisées dans le modèle pour établir les rejets dans la Seine et ses affluents avec leurs effets sur le milieu, le rapport entre la matière fécale, le débit et le temps de transport dans le cours d'eau (voir la présentation des résultats dans le chapitre suivant).

La modélisation graphique

L'utilisation d'une modélisation mathématique est complétée par le recours à des schémas graphiques pour produire un cadre spatialisé d'interprétation générique du fonctionnement des services d'eau et d'assainissement des villes.

Ainsi, pour la figure 1.12, les objectifs de ce schéma sont de décrire le couple ville - cours d'eau pour :

- 1) mettre en relation les sources d'approvisionnement en eau de la ville, leurs bassins de prélèvement, avec les points de rejets des eaux usées et leurs effets sur le bassin versant servant d'exutoire. Les bassins et sous bassins versants sont donc délimités pour montrer cette concordance (ou non) entre les zones de prélèvements et de rejets.
- 2) montrer l'impact de la ville sur les milieux aquatiques, et ce jusqu'à la mer. Ce deuxième point est basé sur des descriptions qualitatives du milieu.

La ville est schématisée tout d'abord par deux entités : un cœur urbain très dense et une banlieue moins dense.

Le milieu aquatique est organisé autour d'un axe fluvial orienté d'amont vers l'aval, dont le bassin versant hydrographique naturel est bien délimité. Les eaux de surface naturelles

(rivières, lacs) sont représentées sur le schéma alors que les eaux souterraines ne sont figurées que dans la mesure où elles servent d’approvisionnement pour la production d’eau potable. Le bassin versant est fermé sur l’exutoire de la rivière qui aboutit à un milieu récepteur plus important (fleuve, estuaire). Pour un couple ville - cours d’eau donné, les limites naturelles du bassin versant dans son ensemble restent en général invariables.

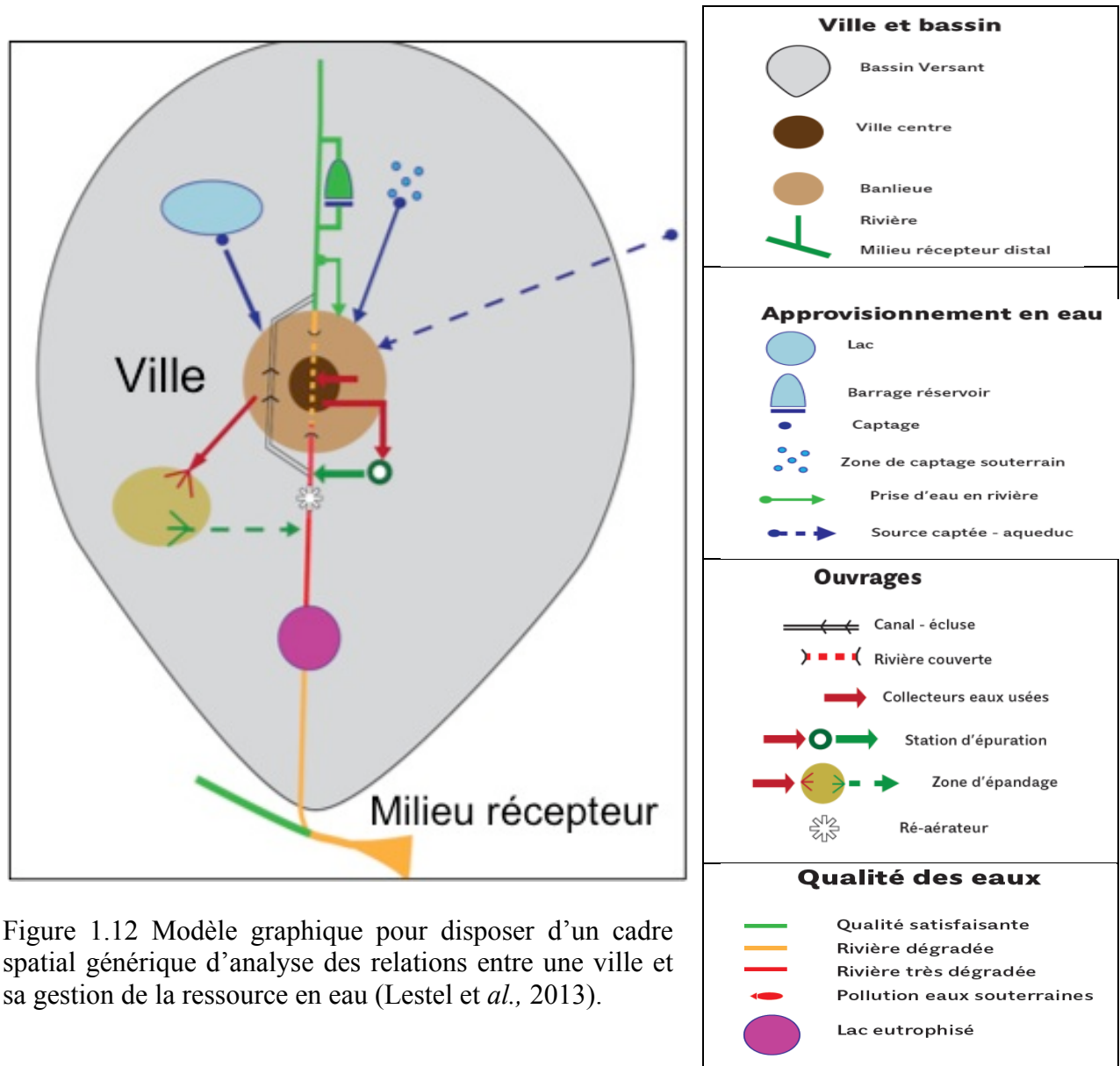


Figure 1.12 Modèle graphique pour disposer d'un cadre spatial générique d'analyse des relations entre une ville et sa gestion de la ressource en eau (Lestel et *al.*, 2013).

Le schéma vise à restituer la variété des modes d'approvisionnement en eau :

- une prise d'eau sur le cours d'eau,
- une prise d'eau dans un lac,
- une source captée et amenée par aqueduc,
- un ensemble de puits et de captages dans la nappe,
- un barrage-réservoir.

Les usines de potabilisation de l'eau brute ne sont pas représentées sur le schéma, la tendance d'ensemble ayant été de passer dans la seconde moitié du XIX^e siècle du captage d'eau dans la nappe et les sources pour aller ensuite vers le traitement chimique de l'eau brute en usine. Les ouvrages modifiant le cours d'eau, son régime hydrologique, sa qualité, incluent les barrages-réservoirs, les canaux, les couvertures de rivière, les exutoires des collecteurs d'eau usée non raccordés en station d'épuration, les stations d'épuration, les drains de sortie d'épandage agricole, les installations dans le milieu aquatique pour améliorer la qualité (tels que les injecteurs d'oxygène et la déphosphatation du milieu). La qualité des cours d'eau est codée à trois niveaux : bon, médiocre et très dégradé. Les lacs eutrophisés sont aussi signalés ainsi que les entrées de pollution des nappes souterraines. C'est ce modèle qui va ensuite être mobilisé pour établir des comparaisons entre les villes européennes (voir la figure 1.15)

La comparaison spatiale et temporelle

Au fur et à mesure d'un approfondissement de la connaissance et de la compréhension de mes terrains, la méthode de travail est allée vers la comparaison, spatiale et temporelle, méthode induite en partie par ma participation à des programmes de recherche pluri(inter)disciplinaire.

Les programmes auxquels j'ai participé ont été construits sur un gros travail préliminaire d'accumulation de matériaux d'analyse pour chacun des cas étudiés, puis d'une formulation collective des points de comparaison (voir le tableau 1.7).

Tableau 1.7 Les matériaux et les méthodes de comparaison mobilisés.

Programme de recherche	Matériaux	Mutualisation
<i>Petites rivières urbaines</i> 2007-2011 PIREN-Seine	<ul style="list-style-type: none"> Enquêtes auprès des riverains et usagers des cours d'eau (701 personnes interrogées) 4 monographies (Bièvre, Orge, Essonne, Grand Morin) 	<ul style="list-style-type: none"> Comparaison thématique : usages et évolution, connaissances de la rivière, modes de gestion, mobilisations et actions locales, Modèles interprétatifs : trajectoires des gestions urbaines des petits cours d'eau, relations entre les sociétés locales et leurs cours d'eau
<i>Les métropoles européennes et leurs impacts sur leurs cours d'eau</i> 2011-2013 PIRVE	<ul style="list-style-type: none"> 4 monographies (Berlin, Bruxelles, Milan, Paris) Études thématiques des évolutions : pollution des cours d'eau (carottes sédimentaires, modélisation des rejets des réseaux), population piscicoles 	<ul style="list-style-type: none"> Comparaison thématique : évolution des connaissances, des pollutions, des gestions des services d'eau et d'assainissement Modèle interprétatif : schéma spatial des interactions ville - rivière Reformulation du modèle DPSIR
<i>Makara La construction de la qualité des cours d'eau</i> 2013 - 2016 ANR-12-SENV-009	<ul style="list-style-type: none"> Monographie du bassin de la Seine et du bassin Loire Bretagne Entretiens avec les gestionnaires des bassins (agence de l'eau, Collectivités, associations, agriculteurs) Analyse des réseaux de mesure et de l'agrégation spatiale et temporelle des données de stations de mesure (Loire, Bretagne, Seine) 	<ul style="list-style-type: none"> Comparaison thématique : territorialisation des agences de l'eau et de leurs dispositifs de gestion, relation entre la mesure scientifique, le réseau de surveillance et la décision de gestion de la qualité Schéma interprétatif des concordances ou divergences entre l'évolution des réseaux de surveillance des agences et ceux des autres acteurs, la mutualisation des données avec les usagers locaux

Pour cela, des outils d'interprétation et de confrontation des résultats entre les disciplines ont été élaborés (modèle d'évolution des petits cours d'eau urbains, des relations rivières - sociétés locales, modèle spatial de localisation des prélèvements et des rejets des villes en fonction des bassins versants).

Ici vont donc être exposés comment la démarche comparative a été mobilisée, aussi bien pour étudier l'enjeu des cours d'eau dans les villes françaises (voir le chapitre 2), que la construction de la qualité des cours d'eau à l'échelle régionale (chapitre 3). Les résultats seront développés dans les chapitres respectifs.

La démarche comparative est une méthode usuelle des sciences sociales dont la géographie, avec un retour en force récent de cette méthode (Goeldner et *al.*, 2015). Pour Cynthia Ghorra Gobin (1999), le contexte d'une production scientifique est désormais transnational et transdisciplinaire ; l'émergence de thématiques comme l'environnement s'inscrit dans cette nouvelle représentation d'un monde planétarisé. La comparaison devient un outil indispensable à la production des connaissances, tout en posant un certain nombre de problèmes aux chercheurs.

Les travaux récents en sciences politiques et en sociologie (numéros spéciaux *Revue internationale de politique comparée*, 2012/2, *Terrains & travaux*, 2012/2) rappellent l'intérêt de continuer d'interroger l'échelon national, l'État restant central dans la définition et la déclinaison des politiques publiques, tout en montrant la nécessité d'enquêter aux échelles infra nationales. Ils insistent sur la rigueur d'écriture collective, les précautions à prendre pour travailler en équipe sur des terrains de recherche complexes, et la mutualisation des résultats par les chercheurs des équipes pluridisciplinaires.

Sartori (1991) distingue trois questions préalables à toute démarche comparative :

- pourquoi comparer ? et les raisons pour engager une démarche comparative,
- qu'est-ce qui est comparable ? avec le mode et le degré de comparabilité des objets,
- comment comparer ? et les dispositifs pour parvenir à la construction de la comparaison.

Le recours à la comparaison m'est en partie imposé dans ma recherche par des attentes scientifiques en termes de construction de catégories (dresser une typologie de la gestion de l'eau des villes, des opérations de restauration des cours d'eau urbains dans le cadre de la DCE) et d'évaluation des politiques publiques (où en est-on du bon fonctionnement des réseaux et des services d'eau et d'assainissement des villes françaises au regard des obligations européennes, internationales ?)

On a alors affaire à des demandes explicites :

- d'évaluation de la position (*ranking*) des objets étudiés dans un processus en cours d'internationalisation (gestion durable des services d'eau et d'assainissement, qualité des cours d'eau restaurés, constitution d'une water sensitive city, efficacité des dispositifs de participation dans la gestion des cours d'eau),
- d'évaluation des effets des politiques publiques et de l'action publique, et particulièrement du cas français,
- d'identification d'une éventuelle singularité française dans ces politiques publiques,
- ou encore des demandes de transférabilité (retour d'expérience des modes d'assainissement, les « bonnes pratiques » des villes françaises dans une démarche de reconquête des cours d'eau, d'intégration de l'eau dans des « Blue-Green Cities », « water sensitive » ...).

Les attentes sont aussi celles des acteurs opérationnels (collectivités, services de l'État, entreprises) de formulation de recommandations de pistes d'innovation, de services écosystémiques, de métiers de demain (...).

La démarche comparative peut alors consister, de façon assez classique, à obtenir des informations qui n'existaient pas (du moins pas sous cette forme), à dégager des typologies (d'usages de l'eau, de pratiques des cours d'eau, de modes de gestion des services urbains). Le recours à la démarche comparative permet aussi de mettre en évidence l'importance d'une approche temporelle associée à l'approche spatiale. Elle peut enfin, par la construction de typologie, d'explication de processus, permettre la formulation des recommandations, de transférabilité d'expérience.

Obtenir des informations comparables sur des sujets peu étudiés ou insuffisamment

Vincent Béal précise le format de production de ces informations, prévu dès l'origine pour être utilisées par plusieurs chercheurs (autres que ceux qui les produisent) et adaptées à un autre contexte que celui où l'information a été obtenue. « Par restitution terme à terme, nous entendons l'ensemble des stratégies d'écriture visant à présenter les données tirées des cas de manière standardisée autour de catégories venant structurer la comparaison et son écriture. Elle tend à faciliter la montée en généralité en permettant l'isolement de variables et de leur importance respective. Cette forme d'analyse comparée des données, qui peut être thématique ou chronologique, s'oppose à l'écriture monographique dans laquelle la présentation des cas s'opère généralement par la juxtaposition de « blocs » monographiques, sans recourir à l'utilisation d'un plan comparatif. » (2012, page 40 et 41) L'acquisition de données comparables est au cœur du travail sur les petites rivières urbaines franciliennes et sur les politiques d'équipement des métropoles européennes pour répondre aux besoins en eau des habitants et des entreprises.

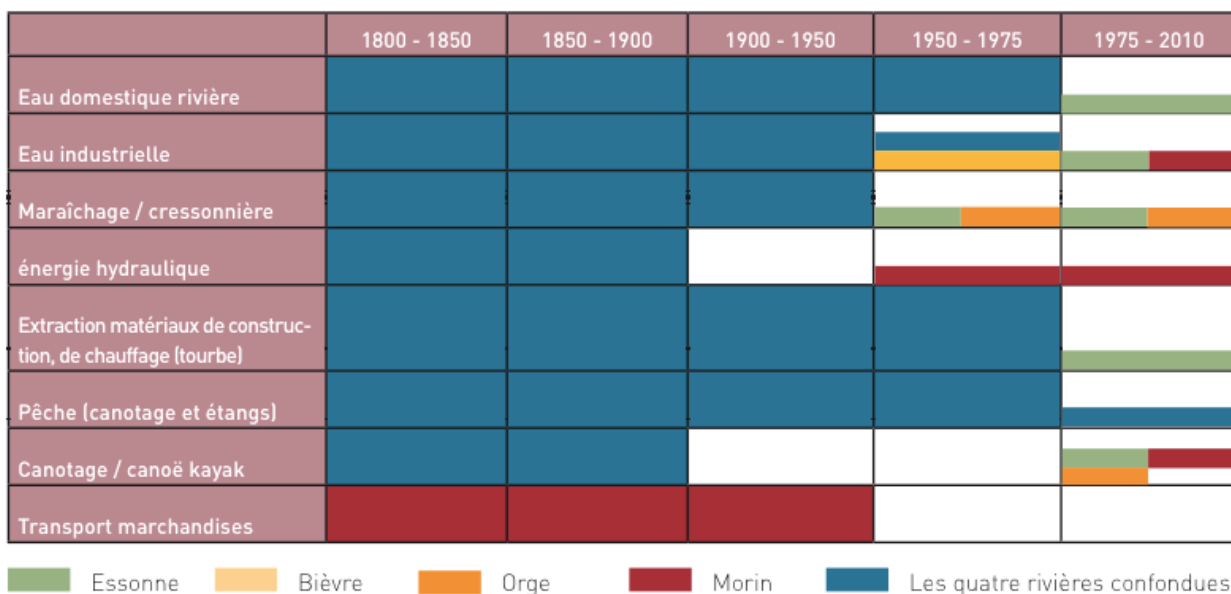


Figure 39 : La diminution progressive des types d'usages des petites rivières urbaines au cours des deux derniers siècles. Ce graphique souligne la place des loisirs dans les usages des cours d'eau, tout en indiquant l'utilisation toujours actuelle de l'eau pour quelques moulins du Grand Morin, quelques turbines, et les process d'entreprises industrielles. Il rappelle un usage dont on ne soupçonne plus l'importance : celui du transport des marchandises correspondant au rôle des vallées comme pourvoyeuses des marchés parisiens : céréales (port de Corbeil sur la Seine pour transborder de l'Essonne sur le Fleuve les marchandises en provenance des ports comme celui de la Ferté Allais ainsi qu'Etampes sur la Juine), bois de la forêt de Crécy dans la vallée du Grand Morin, fonction dont il reste pour la rivière le statut de rivière domaniale car flottable sur sa partie aval (17 km). Cette fonction a disparu sur toutes les rivières à la Révolution française sauf sur le Grand Morin où elle va disparaître avec le chemin de fer au tournant du XX^e siècle.

Figure 1.13 La comparaison des usages sur les rivières urbaines franciliennes (Carré (dir.) 2010, page 56).

La figure 1.13 montre comment, au-delà d'enquêtes ponctuelles, rendre compte de façon systématique de l'évolution des usages des petits cours d'eau franciliens. Il s'agit généralement de cours d'eau non domaniaux n'ayant plus vraiment d'usage économique et en attente d'une appropriation sociale. À la différence des cours d'eau domaniaux où les usages sont largement réglés en amont des acteurs locaux (là priorité sur la Seine est donnée à la navigation commerciale sur les autres usages), les usages sont limités à une promenade de proximité, à quelques loisirs si les berges sont accessibles (pêche, kayak). Cependant le champ des possibles et des débats reste ouvert, autour d'une dimension patrimoniale des berges et de la vallée, le refus de la suppression des chutes d'eau ou des vannages des moulins (comme nous le verrons au chapitre 3).

Obtenir des variables explicatives par la détermination de trajectoires

En ayant toujours comme questionnement la relation entre les villes, leurs habitants, l'eau et les cours d'eau, il s'agit de pouvoir la décrire à travers des composantes, des variables exprimant cette relation. Tout en tenant compte des spécificités propres à chaque cas, il s'agit cependant de trouver des explications qui ne soient pas limitées aux seuls territoires observés, de sortir d'un certain tropisme territorial qui accorde au territoire une vertu explicative en soi, fournissant des explications attachées au territoire étudié, pour proposer des critères objectivables qui puissent être transposés, réutilisés pour d'autres terrains (Gueranger, 2012, p. 32).

Par rapport au contenu factuel d'une évolution temporelle, la notion de trajectoire comprend une interprétation des éléments sélectionnés pour répondre à la question posée. Plusieurs types de trajectoires intégrant une dimension spatiale et temporelle ont été bâtis, avec des méthodes différentes selon les échelles d'analyse (locale et régionale) et selon le type d'objectifs visés.

Une trajectoire sur le temps long de la place des cours d'eau dans les tissus des villes

Pour retracer l'instrumentation des fleuves par les habitants des villes et son mode d'insertion dans le paysage urbain, une trajectoire a été proposée à partir du cas de Nantes (Chasseriau et Peyon, 2003) pour interpréter le temps long de cette relation des villes avec leurs cours d'eau principaux ; celle-ci est saisie à travers des tendances fortes, des points saillants d'une instrumentation du fleuve (modification du lit, des berges, dégradation de l'eau et des milieux par les prélèvements et les rejets) et du lien physique, marqué par une rupture physique des villes avec leurs cours d'eau (dès le XVIII^e siècle) puis par une reconnexion très récente des berges au reste de la ville (depuis les années 1970).

Le modèle est transposé aux petits cours d'eau urbains (voir figure 1.10) pour ce qu'il peut apporter à la compréhension des relations des petites rivières urbaines avec leurs territoires. En étudiant les usages et la morphologie du cours d'eau, retrouve-t-on les mêmes types de relation que pour le couple ville-fleuve, avec la même périodicité ? Qu'apporte le modèle pour interroger la pertinence de l'objet rivière urbaine aujourd'hui dans la mise en œuvre des politiques de restauration des masses d'eau (DCE) ?

La comparaison sur le temps long fait ressortir l'importance de l'instrumentation de ces petits cours d'eau, sur une durée parfois plus longue que celle du grand cours d'eau, et le caractère très récent de leur enterrement (leur couverture se poursuit après la seconde guerre mondiale). Quant à leur réaménagement, il est à la fois plus compatible avec les objectifs de la DCE (on peut espérer retrouver une qualité morphologique sur les berges de l'Orge, alors qu'il est peu probable que l'on démolisse prochainement les quais de la Seine

dans la traversée de Paris), tout en étant plus difficile à prioriser (la restauration d'un petit cours d'eau ne s'envisage généralement que dans le cadre d'une opération d'aménagement plus large alors que les quais du Rhône et de la Seine ont fait l'objet d'un réaménagement en centre-ville).

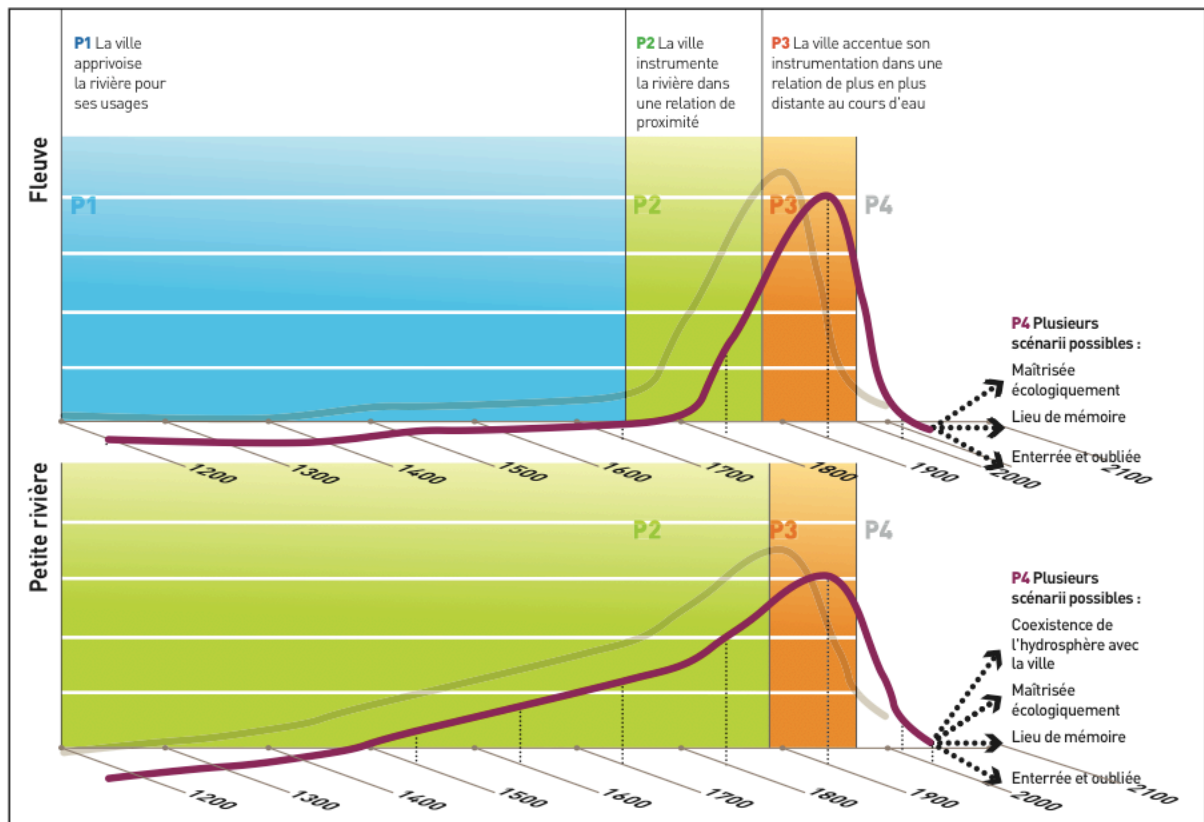


Figure 1.14 La confrontation de deux trajectoires des relations des villes à leurs cours d'eau, en distinguant grands et petits cours d'eau (Carré (dir.) 2010).

La nécessité de recourir à une approche diachronique tient compte de la critique faite par certains chercheurs (Goeldner, 2015) d'une analyse synchronique qui fige la comparaison à un moment, sans tenir compte des trajectoires propres aux différents objets étudiés. C'est cette recherche, combinant à la fois l'étude des similitudes et des particularités, qui soutient l'utilisation du modèle spatial du couple ville-cours d'eau de la figure 1.12, pour comparer les effets spatiaux et territoriaux dans la gestion des services urbains d'eau et d'assainissement dans un contexte spatial et temporel précis, composante de l'évolution et de la transformation de ces services.

Les trajectoires sur le temps long des modes de gestion de la ressource par les métropoles européennes

Les métropoles étudiées (Berlin, Bruxelles, Milan, Paris) ont été choisies dans le programme PIRVE parce qu'elles connaissent une très forte augmentation de leur population dès la seconde moitié du XIX^e siècle et qu'elles exercent une pression très forte sur leur cours d'eau (pression exprimée par le rapport entre le nombre d'habitant et le débit moyen annuel du cours d'eau), d'autant que le débit connaît de fortes variations saisonnières. Ainsi Bruxelles, ville d'un demi million d'habitants à la fin du XIX^e siècle est

traversée par la Senne, une très petite rivière au débit à l'étiage de 2,5 m³/s à l'amont de Bruxelles.

Nous avons retenu quatre critères pour mener cette étude des trajectoires des relations entre les métropoles et leurs cours d'eau : la gestion de l'eau potable, la gestion des eaux usées, l'organisation des services de gestion des eaux et l'impact des actions menées vis-à-vis de la qualité des milieux, en nous aidant des monographies propres à chacune des villes. Cependant, pour les schémas propres aux quatre couples ville-rivière étudiés (Berlin-Spree, Bruxelles-Senne, Milan-Lambro, Paris-Seine), les dates des schémas ne sont pas forcément identiques mais choisies en fonction d'une période spécifique, du fait d'un mode spécifique d'approvisionnement en eau, de l'évolution des rejets et des traitements, ou de l'aménagement du cours d'eau.

La figure 1.15 montre pour le couple Bruxelles-Senne trois dates clés dans l'approvisionnement ou l'assainissement de la ville : 1920, 1980 et 2010.

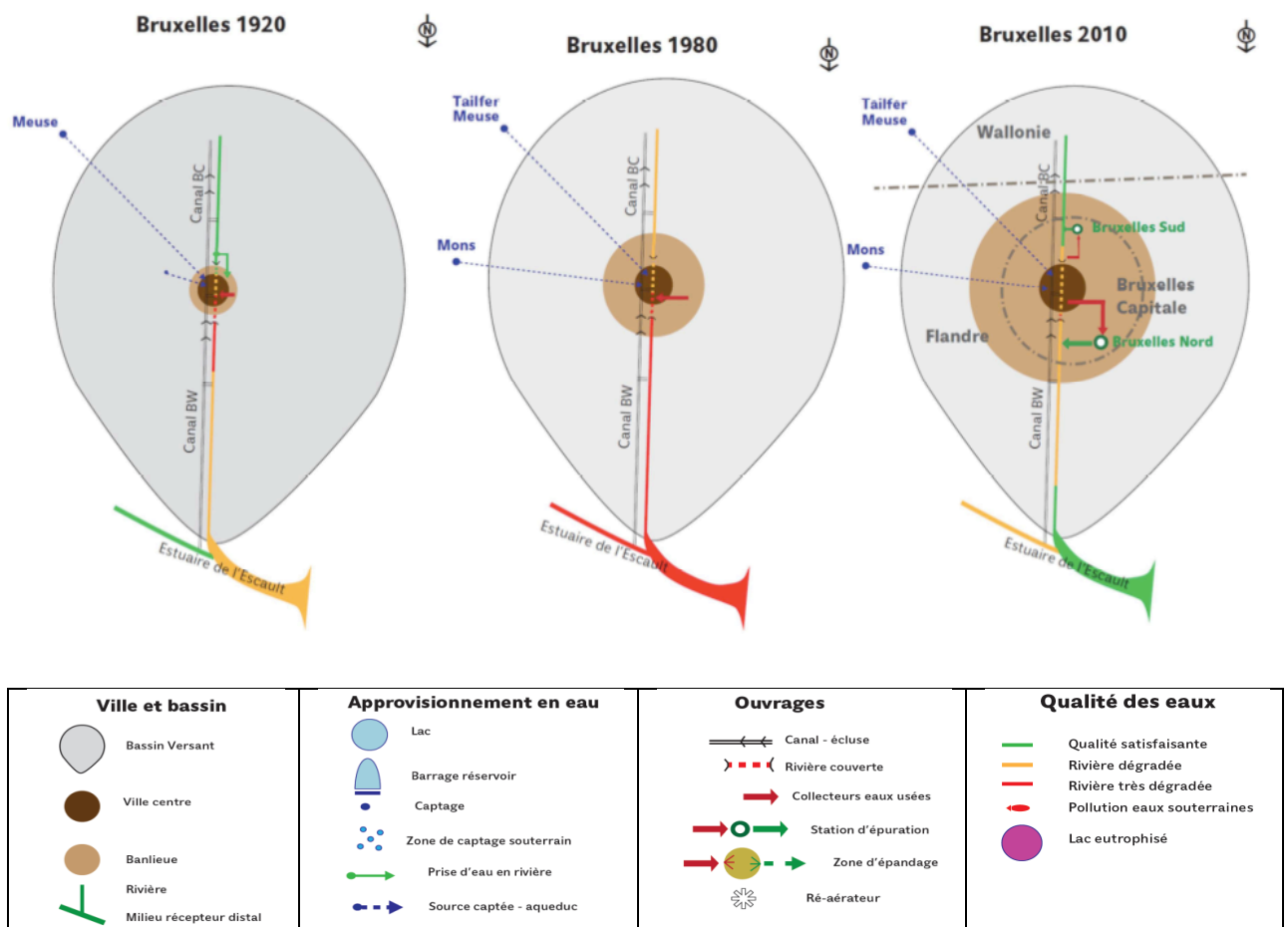


Figure 1.15 schémas du couple Bruxelles-Senne autour de trois dates clés dans l'approvisionnement ou l'assainissement de la ville (Lestel et al., 2013).

Le schéma de 1920 montre la Senne non navigable doublée de canaux alimentés par l'eau de la rivière (canaux reliant Bruxelles à l'Escaut depuis 1561 et à Charleroi depuis 1832). L'approvisionnement de la ville en eau potable se fait à partir de petits cours d'eau dans un périmètre proche amont (depuis 1855, certains Bruxellois reçoivent à domicile les eaux du Hain, affluent de la Senne au sud de la ville), à partir de captages dans le proche massif

forestier (depuis 1878), et depuis des sources de la vallée de la Meuse depuis 1899, hors du bassin versant. Après 1920, l'approvisionnement hors du bassin versant devient prépondérant.

Dans son passage en ville, la Senne couverte depuis 1872 reçoit les eaux usées non traitées (avec un démarrage du réseau d'égouts à partir de 1848). Elle devient alors invisible des Bruxellois jusqu'à aujourd'hui. Dès lors les canaux seront le milieu aquatique perçu par les habitants.

Cette concordance de la réduction d'un débit récepteur déjà extrêmement faible avec une augmentation des pressions, causée par l'augmentation des rejets non traités domestiques et industriels, produit une extrême dégradation de la qualité. L'impact, en considérant sa portée spatiale maximale, va jusqu'à l'estuaire de l'Escaut (lui-même soumis à d'autres impacts comme ceux de la ville d'Anvers) et dont la qualité du milieu est alors figurée en rouge.

En 1980 : depuis 1920, le mode d'approvisionnement fonctionne principalement sur des apports d'eau à partir de bassins versants extérieurs (celui de la Meuse en divers endroits, et celui de la Haine près de Mons). Le dernier grand épisode de ces transferts interbassins se situe en 1973 avec la construction de l'usine de Tailfer qui traite des eaux directement puisées dans la Meuse. Depuis lors, l'eau des Bruxellois provient à plus de 95% de la Wallonie. Les effluents n'ont fait qu'augmenter mais ne sont toujours pas traités et vont directement dans la Senne. Là priorité est donnée à la réduction des inondations à Bruxelles (Senne et affluents) et à l'amélioration du transport sur le canal : l'ensemble aboutit à la création d'un système Senne-canal. La qualité du cours d'eau est extrêmement dégradée, allant de l'anoxie et l'hypoxie, et ce jusqu'à l'estuaire de l'Escaut inclus, car l'estuaire reçoit à son tour d'autres eaux usées.

En 2010 : la région Bruxelles - capitale, créée en 1994 et enclavée dans la région flamande, tient sa ressource en eau de la Meuse, en région wallonne. La rupture dans le modèle séculaire d'assainissement vient de la mise en route de deux stations d'épuration (en 2000 et en 2007), complétées par tout un système de bassins d'orage (jouent un rôle de tampon par temps de pluie). La pollution à traiter est principalement d'origine domestique. La qualité chimique et biologique de la rivière s'est améliorée mais reste médiocre compte tenu du rapport population / débit, un des plus élevés d'Europe. Du fait de l'équipement des villes belges et de la réduction des apports polluants, la qualité de l'Escaut a aussi été améliorée.

Dans l'étude des rapports entre les quatre métropoles européennes et l'impact de leur gestion de l'eau sur les milieux, à côté des progrès scientifiques et des évolutions des attentes sociales (en termes de santé, de qualité de vie urbaine avec la propreté de la voirie, le confort domestique, les loisirs en rivière comme la baignade), se posait la question du poids de la technique et, particulièrement, des choix techniques dans les trajectoires des villes. Pouvait-on voir les choix techniques comme des facteurs bloquant les transformations ? Une technologie (réseau unitaire, épandage, traitement biologique en station d'épuration) étant adoptée, devenait-elle alors la meilleure, une fois adoptée, parce qu'il est trop coûteux d'en changer, d'où la tendance à un enfermement irréversible (comme celui du « tout-aval » de l'assainissement de l'agglomération parisienne entre 1890 et 1970) ?

Cela permettait ainsi de considérer les trajectoires des villes en termes de réajustement (ou de bifurcation) plus que de rupture, en considérant que les techniciens faisaient d'abord évoluer les technologies en place, comme les stations d'épuration berlinoises en tête de

champ d'épandage dès les années 1919, celles milanaises à l'exutoire des sous bassins de collecte en place depuis la fin des années 1890, voire même les stations parisiennes qui - tout en étant à l'amont de Paris - sont interconnectées avec les stations d'aval pour venir les soulager. Il restait cependant à inscrire ces trajectoires techniques dans une trajectoire plus large, comme à Milan où l'orientation économique et agricole de la ville fait de l'épandage en terrain agricole une constante depuis le moyen-âge, qui se perpétue dans le choix en 2005 d'affiner les rejets de la station de Nosedo par ultraviolet pour continuer leur utilisation comme fertilisant agricole.

Des trajectoires spatiales des modes de relation et de gestion locales des cours d'eau

L'étude des petites rivières franciliennes s'inscrit, elle, dans une autre perspective, celle visant à comprendre la difficulté des services de l'État à obtenir des acteurs locaux qu'ils suppriment des aménagements du cours d'eau existants (seuils, vannages) afin de retrouver une libre circulation des sédiments et des poissons, dans le respect de la DCE. La demande, parfois imposée par ces services ou les financeurs régionaux dans les années 2000, non seulement n'est pas soutenue par des maîtres d'ouvrage locaux mais est parfois fortement combattue par des usagers locaux (propriétaires de moulin, associations de canoë-kayak), avec le soutien des élus communaux. Plus que de rendre compte de ces oppositions, le propos de ma recherche est de comprendre les types de relation que les acteurs locaux ont avec le cours d'eau, avant d'étudier l'existence ou non d'une convergence de vue sur la gestion souhaitée.

À travers la démarche empirique de recueil des discours des acteurs de la rivière, il s'agit alors de croiser les positions des acteurs institutionnels, ou gestionnaires de la rivière, avec celles des habitants et des usagers des cours d'eau. Ici, l'objet des enquêtes et des entretiens est d'identifier les principales relations entre la rivière et les habitants, les représentations de cette relation (valeurs données à la rivière, attachement ou non) puis d'apprécier les convergences ou les divergences de connaissances mutuelles quant à ces relations. L'enjeu est de comprendre les positions des habitants vis-à-vis des actions des différents gestionnaires de la rivière (syndicats, collectivités) à travers la compréhension qu'ils ont du passage d'une gestion hydraulique du cours d'eau - avec une gestion principalement des rejets et des inondations - à une gestion plus écologique, visant à restaurer les continuités hydrologiques, les zones humides.

Les enquêtes effectuées auprès des usagers (voir le tableau 1.6) et les entretiens avec les gestionnaires montrent que les acteurs n'ont pas la même vision de la place que joue la rivière dans le territoire, ni des enjeux de gestion. Les oppositions entre les acteurs préexistent avant même toute volonté de restauration de la qualité du cours d'eau.

Le contexte historique local peut conduire à l'émergence de perceptions et de représentations communes (Rivière-Honegger, 2014, page 33). Il existe ainsi une co-présence collective locale à la rivière, base préalable de toute action commune. Cette co-présence peut être matérialisée à travers une analyse temporelle qui reprend la notion de régime d'historicité développée par les historiens (Kosseleck, 1979 ; Hartog, 2003).

Le champ d'expérience des parties prenantes est caractérisé à partir de ce que les habitants ont conservé comme mémoire de leur relation au cours d'eau (fondée sur l'étude bibliographique des usages, l'analyse de la presse locale et des sites Internet) ; l'horizon d'attente est établi sur les formes locales de mobilisation et d'engagement (associations, légitimité des modes de gestion du cours d'eau, projets de territoire). Pour établir l'existence d'un récit de la relation entre la ville et la rivière et caractériser son contenu, nous croisons, Jean-Paul Haghe et moi, l'observation des usages passés et présents

(économiques, loisirs) pratiqués sur les quatre petites rivières urbaines étudiées avec la gestion en place de la rivière et enfin avec la mobilisation de la rivière au service des territoires. Là encore il s'agit de dégager des convergences et des divergences dans la mise en récit de la relation à la rivière autour de cette tension entre le passé et le futur immédiat.

La classification obtenue (voir le tableau 1.8) fonctionne sur une mise en tension de l'histoire passée de la rivière avec sa prise en compte actuelle.

Tableau 1.8 Les régimes d'historicité locaux des quatre rivières étudiées

Figures du temps	Bièvre artefact	Essonne exploitée	Grand Morin muséifié	Orge maîtrisée
Champs d'expérience	Mémoire du passé industriel Importance de la gestion de l'inondation et de la qualité	Expérience des anciens importante Eau gérée dans la continuité en bon père de famille	Une eau qui a toujours travaillé pour les hommes L'artificialisation du cours d'eau est acceptée	Une rivière aménagée comme milieu et non plus comme équipement par des acteurs engagés
Horizon d'attente	Une rivière qui doit advenir autour d'une mise en récits pluriels : - Ressusciter une rivière sacrifiée - Aménager une rivière bucolique	Importance des risques d'inondation Importance de l'eau comme facteur de développement	Eaux productives : Tourisme, agriculture Importance du patrimoine hydraulique et de sa transmission	Un élément à part entière d'organisation de l'espace urbain

Ainsi, la figure d'artefact pour l'ensemble de la Bièvre renvoie à un mémorial, au poids de l'histoire, à une sollicitation de cette mémoire pour définir ce que la rivière pourrait être (avec des différences entre le témoignage industriel à l'aval et la campagne des citoyens à l'amont). Pour le grand Morin, sur sa partie centrale à Crécy-la-Chapelle, il s'agit d'un musée comme conservatoire des usages et des équipements de ce qui a été et de ce qui doit continuer d'être. À l'opposé, l'Essonne ne renvoie qu'au seul discours du syndicat de rivière autour de la lutte contre les inondations. Quant à l'Orge elle est le seul exemple d'une gestion écologique revendiquée par les élus et les techniciens locaux.

Les figures de trajectoire territoriale de la relation au cours d'eau

La construction de ces figures s'appuie sur les régimes d'historicité locaux qu'elle complète par la mise en relation des pratiques de la rivière et des projets.

Le graphique (voir la figure 1.16) fournit un exemple possible. En tournant dans le sens des aiguilles d'une montre, les cinq branches du graphique croisent la mise en récit avec les objectifs de résultat imposés par le comité régional de bassin (objectifs DCE), les pratiques observées sur le cours d'eau (usages), les modes de gestion revendiqués par les gestionnaires (attentes locales des gestionnaires), et la place faite à la rivière dans les territoires (prise en compte dans le territoire). Les plans verticaux et horizontaux renvoient au champ de l'environnement, là où l'axe oblique renvoie à l'aménagement. Ce graphique veut donner une vision d'ensemble de cette coprésence sociale au cours d'eau, tout en soulignant la diversité des trajectoires prises localement.

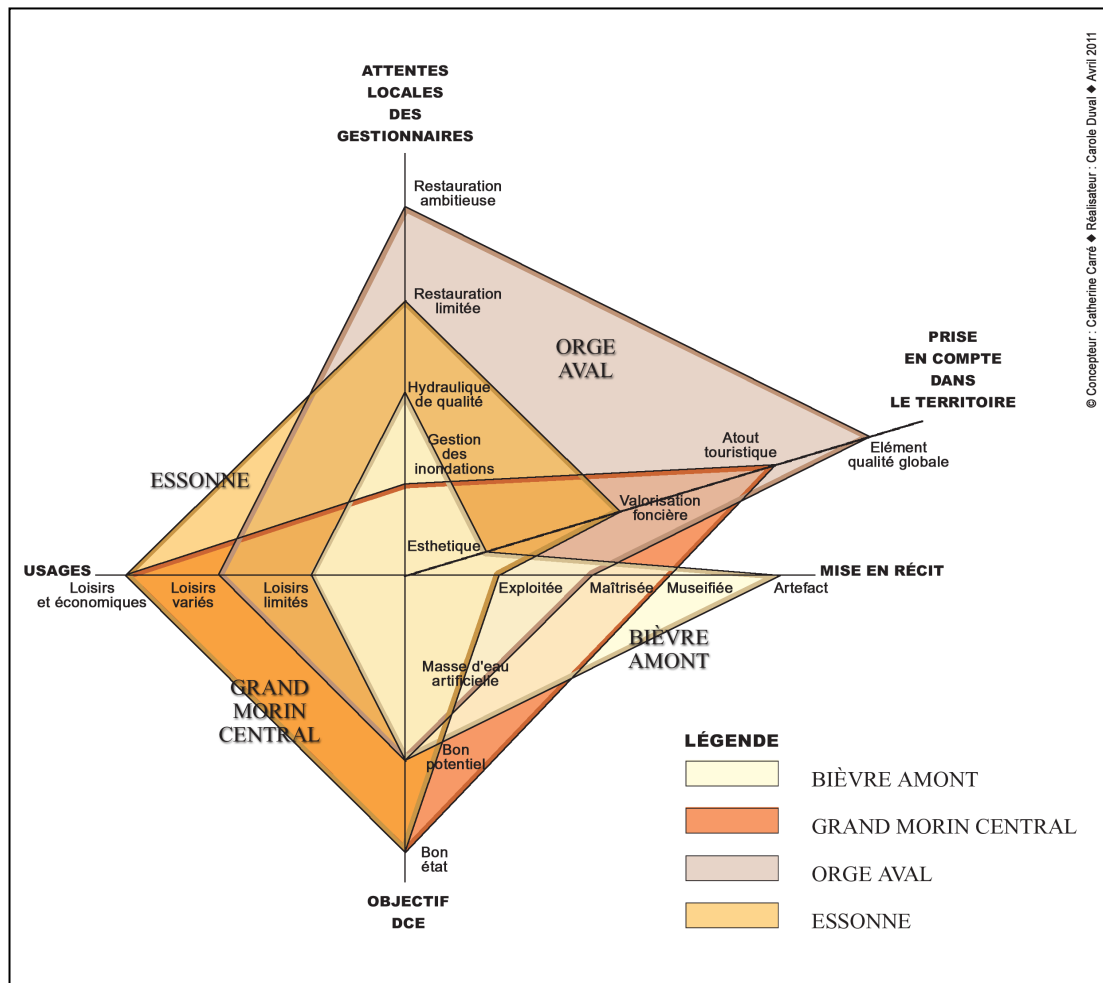


Figure 1.16 Les trajectoires des petites rivières urbaines (Carré et Haghe, 2013).

1.4.3 Se risquer à la formulation d'explications et de précautions pour l'action publique

L'opération logique consiste ensuite à étudier les processus qui conduisent de la cause au résultat et, ainsi, à rendre compte de processus historiques. Empiriquement, l'attention est portée sur la succession temporelle des événements ; elle est sensible à la complexité, c'est-à-dire à l'enchevêtrement de plusieurs facteurs causaux. L'analyse est aussi attentive à la description des conditions ou des contextes qui favorisent ou, au contraire, contraignent l'enclenchement du processus causal, ainsi que les caractéristiques précises du résultat du processus causal étudié (Dupuy, 2012) Comme le souligne Peter Hall (2006), l'objectif de cette démarche est d'identifier « *the most important elements in the causal chain generating this class of outcomes* » afin de dégager des « *regularities in the causal chain through which the relevant outcome is generated* ».

Construire des variables explicatives

Pour les relations entre les métropoles et leur cours d'eau, à travers la comparaison de Berlin, Bruxelles, Milan et Paris, je souhaite saisir les tendances majeures d'évolution depuis les années 1850 des impacts exercés sur les milieux et des réponses pour corriger ces impacts. Cela consiste à donner du sens aux changements que l'on peut identifier soit dans l'état du milieu, soit dans les réponses. L'objectif est de rendre compte des processus

et facteurs qui déclenchent et/ou déterminent un type de trajectoire plutôt qu'un autre, parmi les possibles. Quatre critères sont retenus pour mener cette comparaison entre les métropoles : la gestion de l'eau potable, la gestion des eaux usées, l'organisation des services de gestion des eaux, en nous aidant des monographies propres à chacune des villes. Les éléments de réponse pour ces quatre critères ont permis de distinguer des types communs aux quatre villes, fonctionnant sur des oppositions quant au volume d'eau nécessaire pour satisfaire les besoins et aux stratégies pour le garantir, le mode d'assainissement et la gestion des services publics (voir la figure 1.17).

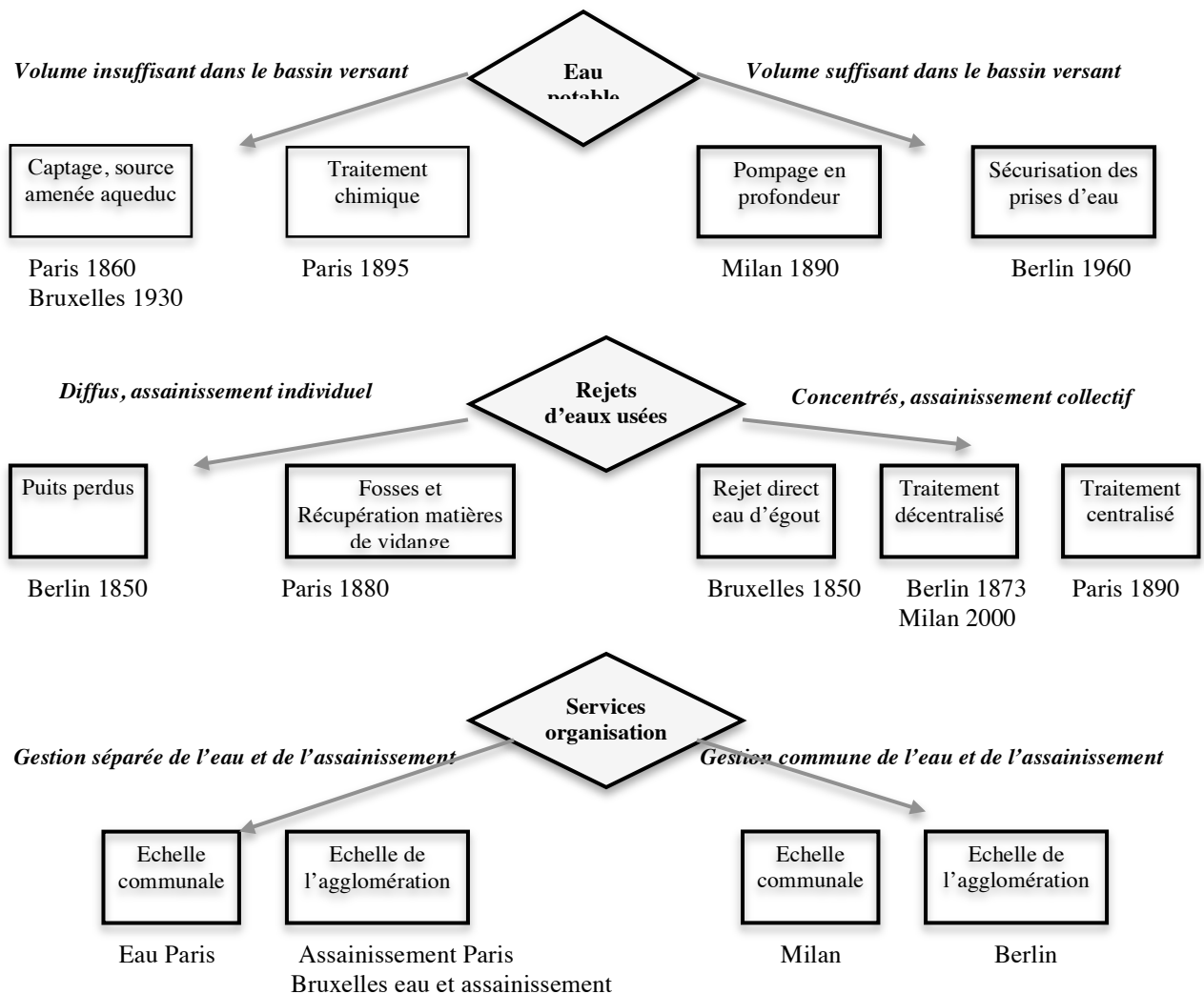


Figure 1.17 La compréhension des réponses apportées par les services urbains en fonction des disponibilités en eau (Berlin, Bruxelles, Milan et Paris) aux XIX^e et XX^e siècles (Lestel et al., 2013).

Pour l'approvisionnement en eau potable : on distingue l'approche de Bruxelles et de Paris de celle de Milan et de Berlin pour lesquelles l'approvisionnement local a été rendu suffisant soit par pompage dans le lac Müggelsee en amont de Berlin, soit par pompage des eaux souterraines (dans le cas de Milan). Inversement, Paris et les faubourgs de Bruxelles (puis Bruxelles) ont été chercher leurs eaux à boire soit très en amont, soit en dehors des limites de leur bassin versant.

L'assainissement des eaux usées : les réponses ont été différentes selon que les rejets étaient concentrés dans des réseaux collectifs, ou que les villes conservaient un assainissement individuel. Une même ville a pu passer de l'un à l'autre type de réponse en fonction du temps. Le système d'assainissement peut ensuite fonctionner sur un mode centralisé (avec l'essentiel du traitement de l'agglomération dans une station à l'aval comme à Paris) ou décentralisé (comme le système radial allemand où plusieurs bassins de collecte aboutissent sur les hauteurs de la ville à des champs d'épandages puis à des stations d'épuration).

Pour les services de gestion : nous distinguons également nettement plusieurs types d'organisation des services de gestion des eaux selon que l'eau potable et l'assainissement sont gérés dans le même service ou dans deux services distincts, que la gestion des eaux de la ville centre est assurée (ou non) avec celle du reste de l'agglomération. Là encore, Paris se distingue nettement de Berlin où l'eau et l'assainissement sont gérés dans un même service à l'échelle de l'agglomération.

Cette première étape nous permet ensuite d'étudier les dispositifs institutionnels et organisationnels des services urbains. Dominique Lorrain et Franck Poupeau (2013) insistent sur les failles des dispositifs institutionnels. « *Ainsi en bien des situations l'eau service a été séparée de l'eau ressource à des fins de gestion. Elle est alors considérée comme un artefact produit par les compétences d'ingénieurs, s'écoulant dans des canalisations enfouies sous terre la plupart du temps, et en d'autres termes, séparé de la nature.* » C'est cette mise en concordance ou, au contraire, cette séparation entre échelle de gestion des services et échelle d'usage de la ressource que nous questionnerons dans la partie suivante (chapitre 2.2.3). Mobilisant les monographies et les modèles spatiaux des quatre villes, il s'agit de lever le voile de la technique pour aller interroger, au delà des choix techniques, les choix politiques faits pour les services urbains et pour leurs usagers.

L'objectif suivant dans l'explication est de proposer des théories, dans une ambition compatible avec le petit nombre de cas étudiés. Vincent Béal nous propose de construire des théories de moyenne portée, susceptibles d'intégrer à la fois visées théoriques et recherches empiriques. « *L'objectif de la comparaison n'est pas tant d'identifier des variables qui font diverger les cas ou de construire des lois universelles, mais plutôt d'additionner les cas pour procéder à une vérification d'hypothèses intermédiaires* » (Béal, 2012, page 44).

À la lecture des éléments figurant sur la figure 1.17, nous pouvons formuler que des différences structurantes demeurent.

La première repose sur le fait que les villes qui se sont dotées d'un système d'épuration des rejets efficaces sont celles où la ressource en eau locale a été dégradée en partie par leurs propres rejets, ce qui les a contraintes à agir pour limiter l'impact de leurs rejets et protéger leur ressource.

À ce premier facteur, lié à la dimension spatiale de la ressource, s'ajoute une dimension technique et politique : la gestion de l'eau et de l'assainissement a été plus efficace quand les services des villes ont pu avoir une gestion à l'échelle de leur fonctionnement (point de prélèvement / point de rejet) et suffisamment souple pour pouvoir s'adapter à la croissance de l'urbanisation (système d'assainissement décentralisé plutôt que centralisé).

Formuler des précautions en termes d'action publique

Les quatre métropoles étudiées ont vu leur trajectoire se rejoindre sous l'effet de la pression réglementaire nationale et surtout européenne (comme la DERU en 1991). Toutes sont désormais équipées de stations d'épuration pour traiter les rejets domestiques. Cependant, seules Milan et Berlin ont aujourd'hui des stations d'épuration qui fonctionnent avec des rendements satisfaisants et une marge de manœuvre, ce qui n'est le cas ni de Bruxelles ni même de Paris.

Si le cas parisien ne présente pas la plus forte pression d'une ville sur son cours d'eau (le ratio habitant/débit moyen annuel étant plus petit que celui de Berlin, Bruxelles et Milan), il se révèle néanmoins exceptionnel par l'imposition d'une solution centralisée des rejets et des traitements des communes de l'agglomération à l'aval de Paris, et la gestion de dysfonctionnements permanents, le rythme d'équipement en égouts et en solutions de traitement n'arrivant jamais à suivre celui de l'urbanisation tout au long du XX^e siècle.

Les grandes villes du monde en rapide urbanisation, confrontées à la protection de leur ressource en eau et aux contraintes de l'assainissement

On peut alors émettre quelques recommandations à l'intention des villes qui sont actuellement en train de s'équiper en assainissement, à partir du retour d'expérience des villes françaises. Ces recommandations portent sur les coûts des systèmes centralisés (celui des stations d'épuration et des réseaux de raccordement aux systèmes de traitement) et leur mauvaise réalisation dans la durée, faute de moyen technique, financier et organisationnel. Les stations sont souvent construites sans cohérence avec les réseaux (cela se retrouvera après 1945 dans toutes les régions françaises) ; les défauts de conformité sur les réseaux concernent généralement la moitié du réseau. S'imposent de points de déversement sans traitement des rejets pour soulager le réseau unitaire, ou en mauvais séparatif, et les stations en bout de collecteurs. Enfin il faut insister sur les difficultés rencontrées pour articuler les acteurs publics, les collectivités et gérer les services à l'échelle du fonctionnement du système technique et hydrologique.

Cet aspect du problème est pris en compte aujourd'hui par certains bureaux d'étude²⁵ qui associent systématiquement dans le choix d'assainissement (qu'il soit centralisé ou décentralisé) la logique organisationnelle et technique, en considérant l'ensemble des acteurs et leurs échelles d'action.

La prise en charge de la qualité des cours d'eau par les sociétés locales

En proposant des figures de trajectoires territoriales des cours d'eau (voir la figure 1.10), respectant les conditions locales d'une co-présence collective à la rivière, on fournit d'une part un modèle descriptif de la relation rivière/société existante et un modèle explicatif des interactions qui permettent l'action. Ces résultats ont été soumis aux acteurs franciliens rencontrés soit dans le cadre de réunions publiques à l'occasion de projets locaux, soit dans le cadre du colloque annuel du PIREN-Seine en janvier 2011 qui regroupe les chercheurs et principaux services de l'État et gestionnaires du bassin de la Seine. Au-delà de la validation des figures proposées, il s'agissait de vérifier que l'on pouvait, à partir de ces figures, déterminer des possibilités d'action ou d'inaction dans le contexte de la mise en place de la DCE et indiquer ce qui est envisageable en matière de restauration des cours d'eau. Quatre catégories de rivière et d'action se dégagent, pour lesquelles un exemple de cours d'eau est fourni (voir le tableau 1.9).

²⁵ Voir par exemple l'ouvrage de Linda Strande, Mariska Ronteltap, Damir Brdjanovic (ed.), 2014, *Faecal Sludge Management - Systems Approach for Implementation and Operation*, IWA Publishing, 432 pages.

Tableau 1.9 Tableau récapitulatif des éléments à prendre en compte à l'amont des opérations de restauration.

Artefact La Bièvre amont	Reconstruction d'une rivière : projection d'une utopie Respecter la mise en récit mémorielle du cours d'eau La restauration nécessite pour trouver un maître d'ouvrage, d'être intégrée dans un projet urbain d'ensemble
Muséifiée Le grand Morin central	Souvenir d'une rivière industrielle et d'un développement conjoint de la rivière et des territoires La restauration nécessite d'intégrer un devenir du patrimoine les ouvrages hydrauliques étant considérés comme du patrimoine
Exploitée L'Essonne aval	Une rivière ressource, au passé non discuté Rôle identitaire et contribution à la qualité de vie Seule mise en récit : lutte contre les inondations Opérations à mener au cas par cas en communiquant sur les inondations et une culture du risque
Maitrisée L'Orge aval	Maîtres d'ouvrages déjà impliqués des opérations de restauration Au delà des projets vitrines ou à tout prix : organiser un débat sur les gains de la restauration et bâtir des lieux d'apprentissage collectif

La restauration d'un artefact

Ainsi, pour les cours d'eau fonctionnant comme des artefacts, tels la Bièvre, les acteurs de la restauration doivent respecter la mise en récit mémorielle du cours d'eau, l'obligation de ressusciter une rivière sacrifiée cohabitant avec l'idéalisation du cours d'eau selon les contextes territoriaux : mémoire du travail humain à l'aval et support symbolique d'un parc scientifique, rivière bucolique porteuse des aspirations de nature des néo urbains à l'amont. Les opérations ponctuelles déjà effectuées de découverte de la rivière ne s'inscrivent pas dans une restauration au sens de la DCE et la restauration va nécessiter pour trouver un maître d'ouvrage d'être intégrée dans un projet urbain d'ensemble.

La restauration d'une rivière muséifiée

Le Grand Morin fonctionne aux antipodes de cette rivière sacrifiée avec, au contraire, le souvenir conservé d'une rivière industrielle et d'un développement conjoint de la rivière et des territoires, même si les activités économiques se sont réduites comme peau de chagrin, autour des espoirs d'un tourisme vert. La restauration écologique du cours d'eau nécessite alors pour être acceptée d'intégrer la préservation du patrimoine, les ouvrages hydrauliques étant considérés comme du patrimoine.

La restauration d'une rivière exploitée

D'autres cours d'eau renvoient à une logique d'une rivière ressource, dont on ne discute pas le passé et dont on admet la place symbolique identitaire, mais comme un constat, sans programme autre que celui d'une contribution à la qualité de vie des habitants. Pour autant, le fonctionnement de la rivière est bien compris ainsi que les risques de déséquilibre susceptibles d'être amenés par les opérations de restaurations. Celles-ci nécessitent donc pour être acceptées d'être menées au cas par cas, le non négociable étant la lutte contre les inondations. Aussi la nécessité d'une mise en récit du territoire se ressent autour de la culture du risque.

La restauration d'une rivière maîtrisée

Elle correspond au cours d'eau dont les maîtres d'ouvrages sont déjà impliqués dans une

gestion plus écologique de la rivière et des milieux. Cependant, pour aller au-delà de quelques opérations prudentes en cours de suppression de seuil, il faut bâtir des lieux de publicisation des projets réussis, avec du débat sur les gains communs de la restauration et de l'apprentissage collectif.

Le lien entre mesure de surveillance et action collective pour la qualité des cours d'eau

On constate l'existence d'un écart temporel important entre le moment d'un discours scientifique, analysant l'état du milieu en termes de dégradation ou de problème (de santé publique, environnemental), s'appuyant sur des paramètres précis (à travers leur mesure, l'utilisation de valeurs limites et leur interprétation) et la décision d'agir avec la mise en place d'actions spécifiques. Ce constat s'appuie sur les résultats du programme PIRVE (monographie des quatre métropoles) et ceux du programme Makara (cadre d'analyse de la France à partir de la seconde moitié du XIX^e siècle, terrains de Seine-Normandie et de Loire-Bretagne) qui montrent un écart d'au moins vingt ans entre la dénonciation du problème et la mise en œuvre d'une action.

Sans présumer d'une capacité à pouvoir expliquer ce décalage temporel entre la « déclaration » d'une dégradation et la mise en œuvre d'actions pour y remédier, il faut dans un premier temps rendre compte des interactions possibles entre production de connaissances et action. Le schéma (figure 1.18) indique d'un côté les modes spécifiques de production de connaissances dans un contexte réglementaire (avec le travail de quantification et d'interprétation qu'accomplissent les producteurs de mesures dans les réseaux de mesure) et de l'autre côté les modes de faire des acteurs publics, à partir du moment où ils énoncent un problème à traiter, et les interactions.

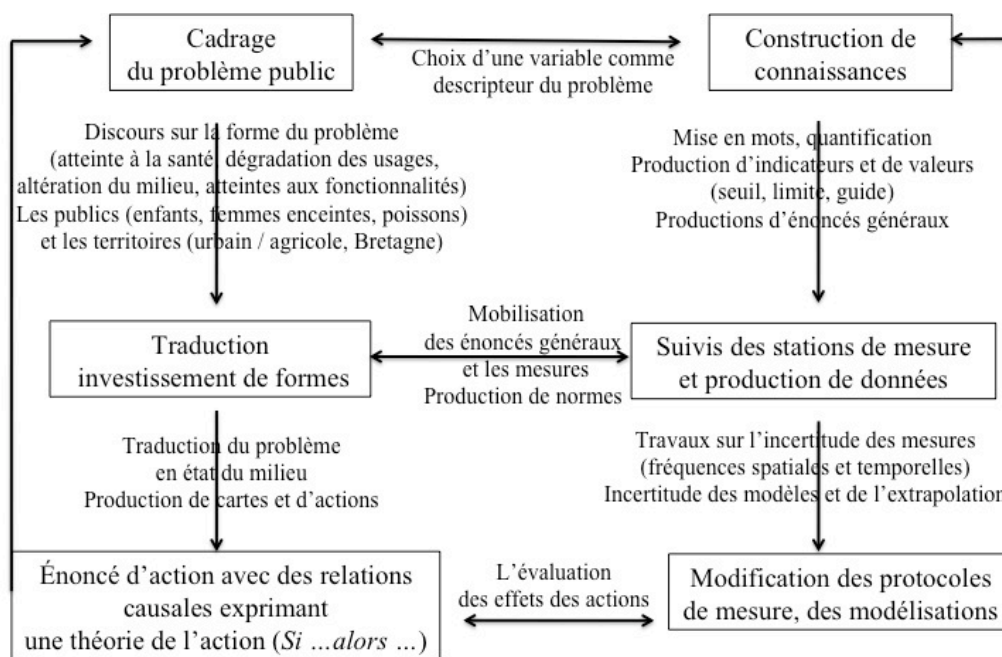


Figure 1.18 Les interactions entre les constructions de la mesure réglementaire et les modes de passage à l'action collective.

L'analyse de la construction de la connaissance scientifique et la formulation de valeurs, d'indicateurs, utilisés comme norme d'action publique, repose sur la grille fournie par Alain Desrosières (2014, pages 234 à 261) à partir des opérations de quantification : exprimer par des nombres ce qui l'était avant par des mots, depuis le choix des objets et des mises en équivalence jusqu'aux opérations de mesure proprement dites. Vient ensuite

l'interprétation, avec les modes de généralisation, la production d'énoncés de portée plus large que les données utilisées, la production d'une image du monde cohérente avec les paradigmes disciplinaires.

Cette démarche est déjà celle pratiquée par Gabrielle Bouleau distinguant la « *métrologie environnementale* » de la « *mesure environnementale* », pour tenir compte des « *territoires qui ont formé ses experts, les territoires du débat dans lequel la quantification a vu le jour et les unités du territoire qu'il était important de distinguer dans ce débat* » (2008, conclusion). Pour cela, elle cherche à décrire la part de la représentation d'un phénomène (comme la pollution de l'eau) et sa réalité physique, puis à comprendre comment la mesure, la sélection d'une certaine partie de la réalité agit sur la société (les rapports de force, les arbitrages entre les intérêts). Pour décrire les partis-pris et les idéologies qui se retrouvent verrouillées dans les techniques de métrologie, son étude est construite autour des différents indicateurs pour mesurer les effets de la pollution industrielle sur la vie piscicole (comme le passage de l'indice saprobie à l'indice biotique).

Il reste à construire le cadre pour identifier la mobilisation des informations scientifiques, des énoncés généraux, et permettre d'agir, ainsi que les types d'action mis en place.

On retrouve alors les apports de la science politique, avec la notion de référentiel d'action publique et de structure de sens de cette action, développée par Pierre Muller. Celui-ci associe dans l'action publique à la fois une volonté de résoudre les problèmes et la construction du cadre d'interprétation du monde (Muller, 1995, pages 157 à 159). Dans la fabrication de ce cadre interviennent des visions de ce qui est bien ou mal, désirable ou à rejeter. À ce mécanisme de fabrication de valeurs s'ajoutent des normes, qui marquent la différence entre le réel perçu et le réel souhaité, et prescrivent des actions pour changer. Enfin les politiques publiques sont représentées par des relations causales qui expriment une théorie de l'action.

Ce mode permet de relier, dans la compréhension d'une mise en ordre du monde, les constructions de sens fournies par les disciplines scientifiques avec celles produites par l'action publique. L'exemple présenté dans l'encart ci-dessous reprend la réponse ministérielle à une question sénatoriale sur le coût de la politique de la suppression des canalisations au plomb (et les aides éventuelles des agences de l'eau).

Encart 1. L'exemple de la suppression des canalisations en plomb

Question écrite au Sénat - Réponse du Ministère des affaires sociales et de la santé, publiée dans le JO Sénat du 26/09/2013 - page 2786

La directive européenne 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, transposée dans le droit français, fixe des concentrations maximales à respecter pour les paramètres microbiologiques, chimiques et radiologiques. La limite de qualité pour la teneur en plomb dans l'eau destinée à la consommation humaine est fixée aujourd'hui à 25 µgrammes par litre (µg/L), elle sera **de 10 µg/L à compter du 25 décembre 2013 conformément à la valeur guide recommandée par l'organisation mondiale de la santé**. Cette valeur a été calculée à partir d'une **dose hebdomadaire tolérable pour les nourrissons, les jeunes enfants de moins de six ans et les femmes enceintes**. Les experts ont considéré les résultats d'études épidémiologiques montrant une association statistiquement²⁶ (?). La présence de plomb dans l'eau potable est rarement d'origine naturelle. **Elle est le plus souvent liée à l'action de l'eau sur des matériaux contenant du plomb** (branchements, canalisations, soudures, alliages, ...), essentiellement sur les canalisations en plomb de certains bâtiments où la surface de contact eau/matériau est plus importante que dans le réseau de distribution publique.

²⁶ Le mot suivant est absent de la réponse ministérielle et indiqué dans le texte par un ?

Afin que l'eau qu'elles délivrent aux usagers soit conforme aux normes fixées, les collectivités publiques se sont lancées dans des programmes de remplacement des branchements publics en plomb (entre la canalisation publique et les canalisations privées). En 15 ans, 2,7 millions de branchements publics ont été remplacés en France pour un coût estimé par le conseil général de l'environnement et du développement durable à 5 milliards d'euros. Ces travaux ont également permis de diminuer les fuites au niveau des branchements publics. Fin 2013, il devrait rester environ 1,2 million de branchements en plomb à remplacer soit un peu moins de 5 % du parc national des branchements publics. La directive européenne et la réglementation française relative à la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine n'imposent pas le remplacement systématique des canalisations en plomb des réseaux intérieurs, tout en imposant le respect des valeurs limites. Néanmoins, *ces travaux restent souhaitables dans la durée, en priorité dans les bâtiments fournissant de l'eau à certains publics sensibles* (crèches, maternités, ...).

On y retrouve (voir ces éléments mis en gras italique dans l'encart 1) :

- la construction d'une expertise sur les effets entre l'absorption d'une dose de plomb (avec des valeurs limites et des valeurs guides),
- la construction d'une théorie de l'action (le plomb n'est pas d'origine naturelle mais liée au contact de l'eau avec le matériau de la canalisation, donc si on supprime le plomb des canalisations, on supprime le plomb dans l'eau et le risque pour la santé humaine),
- d'un sens de l'action, avec les effets sur la santé de cibles précises, les nourrissons et des femmes enceintes, et la nécessité pour les collectivités de supprimer les canalisations dans des bâtiments précis.

Enfin on peut étudier « l'investissement de formes », en reprenant la formulation de Laurent Thevenot²⁷, en considérant par ce terme aussi bien la production de valeurs seuils, d'indicateurs, que d'une cartographie utilisant ces indicateurs.

On renvoie au succès de l'application Smartphone des agences de l'eau (voir la figure 1.19) : elle est appréciée pour la simplicité d'information et la comparaison possible - avec une assimilation de la qualité à la santé et le thermomètre de la grille DCE à travers son code couleur - ; elle est critiquée car à l'échelle de la masse d'eau on perd l'information localement par tronçon ou encore pour interpréter le résultat. Enfin pour certains acteurs locaux (élus, association environnementale) on ne peut plus - si la rivière est indiquée sur la carte en bon état - faire pression sur des pollueurs locaux.

²⁷ Laurent Thevenot, 1986. Les investissements de formes. *Cahiers du centre d'étude de l'emploi*, n°29, Paris, p. 21-71.

La qualité des rivières sur Smartphone et Tablette

Pour la première fois en France, toutes les données sur la qualité des eaux des rivières peuvent être consultées depuis un smartphone et une tablette sur le terrain.

Créée par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, puis étendue au niveau national, l'application smartphone et tablette "Qualité des rivières" permet aux pêcheurs, kayakistes, randonneurs, vacanciers de connaître la santé des rivières.

■ Découvrez la qualité des rivières de France

La carte interactive permet de savoir si le cours d'eau sélectionné est en « très bon état » (en bleu), « bon état » (en vert) ou encore en « mauvais état » (en rouge).

Consultez tous les paramètres témoins de la santé d'une rivière – poissons, invertébrés, microalgues, polluants chimiques, acidité...



Figure 1.19 La présentation de l'application « Qualité de rivière » sur le site de l'agence de l'eau RMC²⁸.

Alain Desrosiers (2014, page 245) attire alors l'attention sur les conventions d'équivalence entre la description du fait local et sa quantification, les pertes et les gains associés :

- les pertes, que j'identifie dans le programme Makara aux pertes d'information locale, dues à l'application des grilles DCE de la qualité, le recours dans les calculs des indicateurs aux valeurs statistiques centrales ou à des percentiles (PCT90) gommant les extrêmes, le recours à des indices retraçant un état général du milieu pour mesurer un écart à une situation de référence, et la perte d'intérêt pour les espèces rares,
- des gains d'intelligibilité, la manifestation de choses auparavant invisibles, ce qui dans le programme Makara renvoie aux cartes produites par les gestionnaires du bon état chimique des masses d'eau, avec une couleur bleue ou rouge, et les cartes en 5 couleurs du bon état écologique des rivières,
- avec l'idée de gains à la fois cognitifs et économiques comme le suggère l'usage du mot investissement, qui permet bien de décrire les débats autour de ces cartes produites avec les grilles DCE, à la fois appréciées et critiquées.

²⁸ <http://www.eaurmc.fr/espace-dinformation/la-qualite-des-rivieres-sur-smartphone-et-tablette.html>, page consultée le 15 février 2015.

Chapitre 2. L'eau et la ville : cohérence spatiale et cohésion sociale

La volonté de rentrer dans la ville par les réseaux d'eau et d'assainissement et la technique pour comprendre cette composante omniprésente de la ville moderne est aussi celle d'interroger le politique sur ce registre de la technique et de l'ingénierie. L'analyse d'une dimension politique dans l'équipement en réseau et l'organisation en service des communes urbaines nous sert à interroger les rapports de domination, d'asymétrie entre les villes et entre les territoires urbains et ruraux.

Par ailleurs, l'idée d'une articulation du spatial et du social, autour des notions de cohérence spatiale et de cohésion sociale, n'est pas neuve ; elle est précisément mobilisée par les acteurs politiques eux-mêmes, élus et services de l'État, pour justifier les infrastructures, comme le rappelle Franck Scherrer (1992, 1997). L'appel à la nécessité d'équiper, pour permettre aux communes de banlieue puis rurales de bénéficier du même niveau d'équipement que les villes centres, est de nos jours réactivé avec la déclinaison territoriale d'un aménagement durable des territoires, et les mots d'ordre d'interdépendance et d'équité (Laganier et *al.*, 2002).

La cohérence spatiale questionne l'ajustement des dimensions techniques, organisationnelles et institutionnelles des équipements et des services : elle interroge les effets urbains des prélèvements et des rejets au-delà de leur périmètre, faisant supporter aux territoires amont et aval la satisfaction de leurs besoins (prélèvement en eau, rejet, lutte contre les inondations, production de biens et de services).

La cohésion sociale dans la relation aux territoires et aux habitants, elle, questionne les conditions de financement et d'accès aux équipements, d'aide financière, de mutualisation des moyens. Elle concerne les acteurs de la ville, les solidarités entre la commune centre et les communes de banlieue et, plus largement, les territoires que la ville associe, volontairement ou non, à la satisfaction de ses besoins. Quelles sont les collectivités qui ont eu les moyens de s'équiper depuis le XIX^e siècle, sur quels modes de financement ? À l'inverse, quels types de solidarité ont pu jouer entre les communes riches et moins riches, urbaines et rurales ?

Il s'agit aussi de revenir sur une relation des citoyens à l'eau présentée sur un mode essentiellement utilitariste, et l'idée d'une dépossession des habitants de la maîtrise de leur rapport à l'eau, dans une relation progressivement contrôlée par les techniciens et les élus des services d'eau et d'assainissement à la fin du XIX^e siècle. Cette description rend bien compte des logiques en place qu'il faut commencer par expliquer, pour ensuite les réexaminer au regard des pratiques d'équipement à domicile que les usagers développent récemment (les bricolages effectués dans les maisons) et, parallèlement, des demandes que les gestionnaires leur adressent (à travers les incitations aux économies d'eau, à la déconnexion des eaux de pluie des canalisations publiques). Quelles informations pouvons-nous en tirer, pour comprendre comment ces services évoluent et ce que cela nous dit de la relation des usagers aux services et à l'eau en ville ? L'ambition est d'étudier comment les acteurs urbains font avec la logique technique des usages et des gestions de l'eau en ville pour comprendre comment les transformations des usages (comme la baisse des consommations), les points de vue sur l'eau et la ville (la critique du « tout réseau », le désir d'une implication citoyenne ou responsable dans la gestion de l'eau), participent des modifications de gestion des services publics et des nouvelles formes et fonctions données à l'eau dans les projets d'aménagement.

Dernière dimension spatiale et sociale, celle de la place faite à l'eau dans les politiques d'aménagement, autour des modifications des conceptions de la place de l'eau en ville à partir des années 1970. Elle se mêle aux demandes réglementaires, associant désormais le code de l'urbanisme et celui de l'environnement dans les projets d'aménagement (en particulier les trames verte et bleue), pour des projets ne se limitant plus à la prévention des inondations mais associant la reconquête de la qualité du cours d'eau, aussi bien morphologique, que biologique ou physico-chimique et écologique. Il faut ici rappeler le peu de connaissances que l'on a finalement des attentes des citoyens vis à vis d'une présence de l'eau à la surface des villes, tout en observant que les urbains ont des pratiques spécifiques autour des cours d'eau, des zones d'eau, qui les différencient des espaces verts urbains. On interroge alors l'urbain comme catégorie de l'eau revenue à la surface des villes : existe-t-il une eau urbaine, une rivière urbaine, comme s'est imposée la notion d'hydrologie urbaine²⁹ ?

2.1 Le poids des solutions techniques et organisationnelles dans le fonctionnement des réseaux et des services urbains actuels

L'étude du lien entre les services et la technique nécessite de repartir de la spécificité de l'alimentation en eau potable et de l'assainissement des logements urbains reposant sur l'association d'un réseau technique local et d'un service public communal (Coutard, 2002, 2006). Cela en fait un mode de gestion technique et politique à part des autres services urbains, puisque pour les déchets il n'existe pas de réseau technique local à proprement dit, pour l'énergie même s'il existe un réseau local, il fonctionne sur une intégration technique nationale avec un prix national, le service communal ne concernant que la distribution. Quant aux transports, réseaux et autorités organisatrices se mêlent à plusieurs échelons de compétence (Debie, 2010).

Il convient pour ces raisons d'interroger l'universalité de l'accès à l'eau et à l'assainissement en ville, sur la technique du « tout tuyau » et d'un monopole public local, afin de comprendre comment on arrive en ville à une universalité de la satisfaction des besoins urbains sur une desserte d'une eau potable et une collecte des eaux usées publiques à domicile. Les logiques techniques en place aujourd'hui sont encore celles des choix faits au cours des deux siècles passés. C'est pour cela que je m'intéresse aux décisions d'équiper, aux équipements finalement retenus par les acteurs publics et privés. Parallèlement il faut aussi prendre en compte les façons dont les sociétés urbaines comprennent leur relation à l'eau, façons qui participent des choix techniques et politiques. De ces régulations depuis deux siècles, entre acteurs publics et privés, demeurent des modes de pensée, d'agir, qu'il nous faut cerner pour examiner leur capacité d'évolution.

2.1.1 Le choix d'un monopole public local des services d'eau et d'assainissement

L'accès à l'eau grâce à la desserte par un réseau aboutit aujourd'hui à l'existence d'un service urbain sous la forme d'un monopole territorial et public. L'utilisateur urbain n'a pas le choix de son prestataire, choisi pour lui par le conseil municipal ou communautaire. La puissance publique a instauré à la fin du XIX^e siècle un monopole territorial pour limiter les coûts que suppose la mise en place des aménagements d'eau et ceux qui naissent de leur exploitation, pour éviter une duplication improductive des équipements et, politiquement, pour asseoir son contrôle sur des services qui apparaissent déjà essentiels aux plans individuel et collectif (Coutard, 2006). Ce monopole pour l'eau et l'assainissement est

²⁹ Voir Chocat (1997), Bernard Barraqué et Christophe Viavattene, 2009.

local. La dimension territorialisée d'une gestion de la ressource et des services par les communes et leurs groupement s'inscrit dans une logique spatiale de proximité avec la ressource, à la fois parce que la difficile conservation de l'eau rendue potable fait que les canalisations transportent de l'eau brute, que le coût des canalisations impose de limiter les linéaires de tuyaux du lieu de production au lieu de consommation et que les eaux sales doivent être évacuées en rivière dès que possible (pour limiter la fermentation). Ce monopole est accordé à un organisme public ou à une compagnie privée réglementée. Quel que soit le mode de gestion, le poids politique de la question de l'eau va donner aux communes la propriété des ouvrages (canalisation, station). La responsabilité de la commune dans le service d'eau et d'assainissement est instaurée dès la loi de 1884 et les lois récentes (Loi sur l'eau de 1992, LEMA de 2006) n'ont fait que confirmer cette responsabilité (voir la suite de l'analyse faite dans la partie 3).

Le choix d'une desserte publique a été imposé pour supprimer le recours individuel à l'eau des puits, qui est le mode d'alimentation urbain du XIX^e siècle pour toutes les villes françaises et européennes. Or cette eau est très souvent rendue impropre à la consommation humaine par sa contamination par des rejets d'eaux usées, un diagnostic mis en avant par les médecins de l'époque et qui convainc de confier la responsabilité de la desserte en eau à un gestionnaire public. L'eau conduite au robinet du particulier (en fonction du raccordement progressif des habitations) va être rendue potable dans les villes européennes par la généralisation des traitements chimiques dans les usines (début du XX^e siècle).

La distinction publique - privée qui est généralement mobilisée autour du mode de gestion du service se retrouve en fait dans tous les aspects de l'eau et de sa gestion, depuis la question d'une appropriation de la ressource en eau, jusqu'à celle des conduites d'eau et d'assainissement, sur le domaine public communal ou la parcelle privée du citoyen.

La possibilité d'une appropriation de l'eau par le code civil reste très souvent méconnue³⁰, associée à la propriété du sol qui de ce fait confère une exclusivité de l'usage à son propriétaire (Hellier et *al.*, 2009), même si ces usages sont encadrés par des règles de droit³¹.

Cette question de la propriété de l'eau et de la propriété du sol se retrouve en permanence dans la gestion de l'eau (en ville comme ailleurs) :

- pour la récupération - utilisation de l'eau de pluie par le particulier,
- pour la responsabilité du propriétaire du fonds dans l'écoulement des eaux de surface (point à suivre dans la gestion des risques en ville, ruissellement, retrait gonflement des terrains argileux),
- pour la réouverture de rivières qui sont enterrées et coulent dans des tuyaux : ces « cours d'eau » sont de fait la responsabilité du propriétaire du tuyau (voir par exemple le SIAAP dans l'agglomération parisienne pour la Bièvre et la Vieille Mer). Sortir la rivière du tuyau pour la faire couler de nouveau en surface pose alors la question du statut du cours d'eau, de son propriétaire (et de sa responsabilité, en cas de débordement par exemple). Si la rivière n'est remise à l'air libre que sur un

³⁰ Cet aspect du droit de l'eau a été explicité dans le rapport du Conseil d'État de 2010 (voir par exemple page 50 : « le droit de l'eau est tributaire d'une (ré) partition des droits de propriété ou d'usage sur la ressource qui a été figée par le code civil. »)

³¹ comme le principe d'un patrimoine commun de la nation (loi de 1992), celui d'un droit à la vie, autour de l'eau, ou encore d'un bon état écologique de l'eau et de la responsabilité humaine dans l'obligation de restauration (LEMA).

segment, l'écoulement à l'amont et à l'aval restant maintenu dans un tuyau, comment se passe la relation entre le propriétaire du cours d'eau et celui du tuyau ? Le SIAVB qui gère la Bièvre ouverte à l'amont doit, pour se raccorder dans les tuyaux du SIAAP à Antony, respecter un débit de 10 m³/sec avec pour ce syndicat toute la difficulté à gérer une rivière la plus naturelle possible.

Une division des responsabilités assise sur la séparation entre domaine public et parcelle privée

Le passage dans les villes européennes d'une alimentation et d'un assainissement individuels (obtenus par le recours à des puits pour l'eau et à des puisards pour l'évacuation des eaux usées) à une distribution publique d'une eau rendue potable au robinet et d'une collecte des eaux usées dans des canalisations collectives, a été voulue par les techniciens et les élus urbains à la fin du XIX^e siècle pour empêcher que l'eau des puits soit contaminée par les infiltrations des eaux vannes des puisards.

En France, la méfiance vis à vis des solutions individuelles est toujours partagée par les services de l'État (Agence Régionale de Santé) pour limiter l'utilisation d'eau de pluie chez le particulier, au motif que de mauvais branchements finiront par contaminer non seulement l'eau potable du domicile concerné mais encore tous les usagers raccordés sur ce même réseau. De fait, les solutions dites décentralisées le sont rarement complètement au regard de l'équipement actuel des habitations urbaines. Quant aux services des collectivités, ils conditionnent l'utilisation de l'eau de pluie à l'installation d'un compteur pour facturer les rejets éventuels dans les égouts, condition pas forcément comprise par l'habitant.

Le fonctionnement des services municipaux est limité par la défense de la propriété privée et la réticence à mettre des ouvrages publics sur une parcelle privée et à instaurer des servitudes (Dupuy, 1982). Le choix se porte au XIX^e siècle sur la séparation entre le réseau public, installé sur le domaine public et des canalisations privées à la charge du propriétaire, à partir du compteur et du branchement sur le réseau public en limite de parcelle. Le service et les réseaux fonctionnent sur la séparation des compétences et des domaines de responsabilité entre la collectivité et l'utilisateur : la collectivité doit distribuer une eau potable avec des canalisations sur le domaine public ; l'utilisateur est responsable des installations sur sa parcelle.

2.1.2 Les modalités historiques d'assainissement des communes, l'interdépendance des réseaux d'eau potable et d'assainissement

Un certain nombre d'auteurs ont travaillé sur l'équipement des villes d'un point de vue technique et organisationnel (Frioux, 2009 ; Bellanger, 2010). Les processus de diffusion des différents réseaux se sont accomplis dans la longue durée (plusieurs décennies) avec une première étape de « construction », suivie par une seconde « d'expansion » pour atteindre un stade de « diffusion » ou de généralisation (Scherrer, 1992).

Il nous faut préciser la notion d'expansion spatiale des réseaux, en commençant par revenir sur cette notion de réseau qui n'a pas vraiment lieu d'être avant les années 1980, la logique étant celle de conduites que l'on pose, sur un schéma qui tient plus de la ligne que du réseau (Barles, 1999 ; Carré, 2013).

Il faut ensuite sortir de l'idée que ces lignes se construisent en étoile depuis le centre-ville jusqu'à la périphérie, où l'extension du nombre de personnes raccordées se ferait selon un mode de diffusion spatiale essentiellement radio-concentrique, depuis l'égout de centre-ville sur lequel se raccorde la canalisation de banlieue, puis celle des canalisations périurbaines. L'universalisation du raccordement à l'égout des communes de la banlieue

parisienne n'a pas suivi ce schéma, comme j'ai pu le reconstituer en m'appuyant sur les données communales et les rapports d'assainissement du département de la Seine (voir partie 1). L'assainissement des communes de banlieue débute comme à Paris par l'application du décret-loi de 1852 permettant aux communes qui en font la demande de raccorder les eaux pluviales et ménagères aux canalisations. La carte (voir la figure 2.1), réalisée à partir des linéaires indiqués dans les *états des communes*, fait apparaître autour de l'année 1900 un linéaire de conduite d'assainissement réduit et un kilométrage très inégal. Les communes ayant le linéaire le plus important sont donc des communes ayant déjà acquis une certaine taille et réalisé les autres travaux. Leurs territoires sont aussi traversés par une voirie départementale importante, dont les conduites d'eau pluviales qui les accompagnent (comme au nord de Paris). Notons par ailleurs que la carte de l'agglomération parisienne n'a rien à voir avec celle des années 2015 : les populations sont très faibles même à proximité de Paris, ne nécessitant pas encore les équipements d'un mode urbain dense.

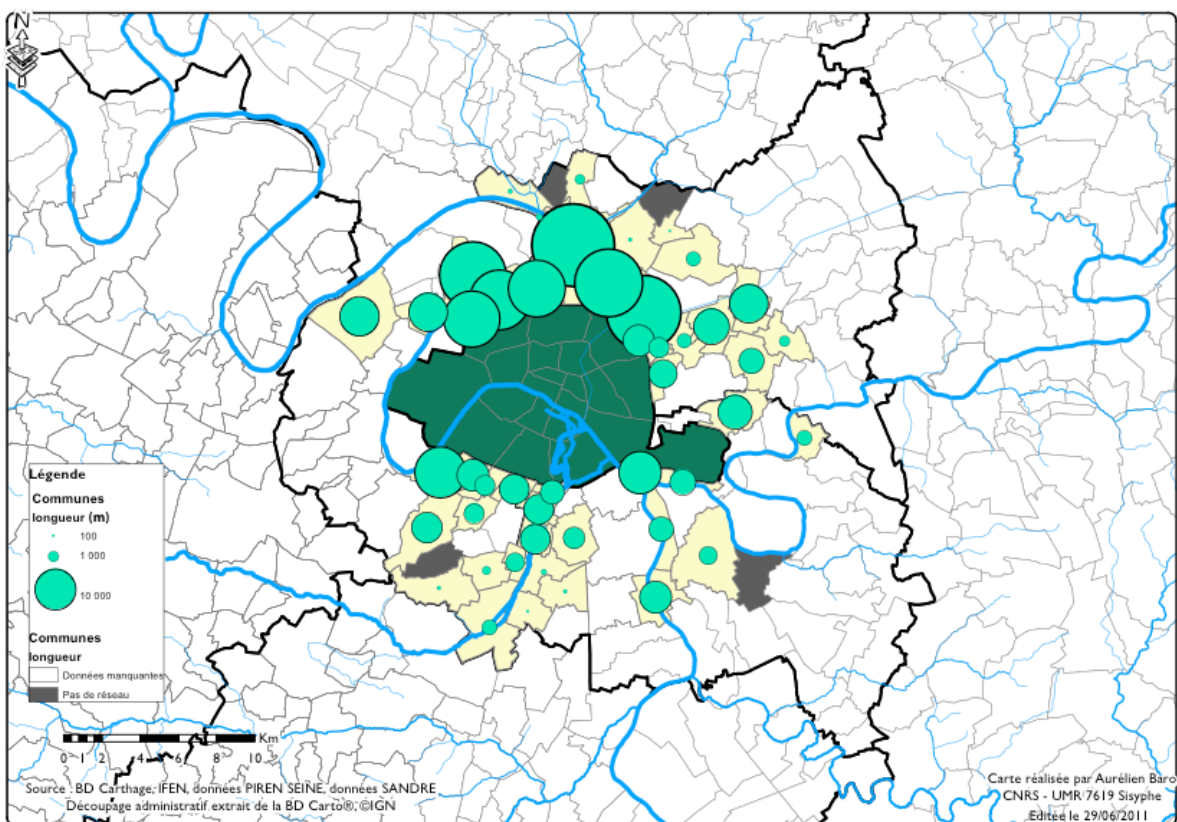


Figure 2.1 Équipement de 51 des communes de la banlieue parisienne à la fin du XIX^e siècle (données Notice spécifique sur les égouts, *État des communes*, Carré, 2013).

À Paris, la loi de 1894 dite du « tout à l'égout » impose la suppression des fosses et le déversement des matières de vidange dans les anciennes canalisations d'eau pluviales, les transformant en égout unitaire. Cette obligation s'accompagne d'une obligation d'abonnement à l'eau à domicile, le fonctionnement de l'évacuation des eaux usées dans les réseaux étant lié au volume d'eau consommée et aux effets de chasse. Pour Bellanger (2010), l'équipement des communes de banlieue suit une extension radioconcentrique à partir de Paris : « le maillage des égouts s'étend progressivement dans les cités les plus dynamiques et attractives du département capitale. Dès la fin du Second Empire, les

municipalités qui investissent le plus dans l'assainissement de leur territoire appartiennent toutes au 1^e cercle suburbain ceinturant Paris. »

On peut aussi y voir l'application du modèle parisien : certaines communes traversées par les égouts départementaux ou ceux de la Ville de Paris négocient en 1901 leur raccordement sur ces conduites : le rapport de 1929 indique que les accords avec la ville de Paris pour les déversements concernent 29 communes sur 79 de banlieue en 1925. Ces accords avec la Ville de Paris sont complétés par ceux avec le Conseil général de la Seine. À partir des années 1880, celui-ci décide non plus d'aider mais de suppléer l'incapacité des communes en élaborant un réseau d'assainissement commun. Les communes de banlieue vont progressivement continuer de s'équiper, autorisant les habitations à raccorder les eaux vannes sur les conduites d'eau pluviales, qui deviennent donc des conduites d'eau usées d'un système unitaire, au fur et à mesure qu'elles sont autorisées à se raccorder sur le réseau parisien. Cependant le décalage permanent entre la construction de ces canalisations et la capacité du réseau parisien à les transporter et à les traiter fait que la banlieue parisienne fonctionne avec des petits bouts de tuyaux unitaires qui arrivent directement dans les cours d'eau, sans traitement.

Les données du rapport général n° 97 de 1929 permettent de cartographier les communes selon l'exutoire des eaux collectées dans les conduites. La carte réalisée (voir figure 2.2) à partir des indications de ce rapport fait apparaître trois situations selon que :

- le raccordement est autorisé dans le réseau parisien pour la totalité de l'effluent transporté (communes en rouge),
- le raccordement est autorisé mais de fait une partie de l'effluent est rejetée dans le milieu naturel (communes en bleu), soit 22 communes à l'amont de Paris (14 en Marne et 8 en Seine) et 28 à l'aval en Seine,
- la totalité des eaux collectées va directement dans le milieu naturel (communes en jaune).

Dans certaines communes de banlieue, les conduites d'assainissement construites restent des conduites d'évacuation des eaux pluviales. Le programme général d'assainissement met en avant comme raison de leur construction la lutte contre les inondations et la gestion du temps de pluie. Pour permettre l'évacuation des eaux pluviales, leur raccordement est toléré dans les canalisations unitaires existantes, en attendant que les fosses septiques soient autorisées à s'y déverser (quand le réseau parisien pourra les accueillir pour être traitées en épandage à l'aval). Cette situation d'eaux pluviales raccordées au réseau unitaire sera conservée dans les années 1960 et mentionnée dans la *Monographie de la région parisienne relative au problème de l'eau de 1968* : « Dans le reste de l'agglomération (hors Paris) le système n'est séparatif qu'en théorie. En effet on constate que faute d'exutoire, le débouché de certains égouts d'eau pluviale se fait dans les collecteurs d'eau usée » (page 145).

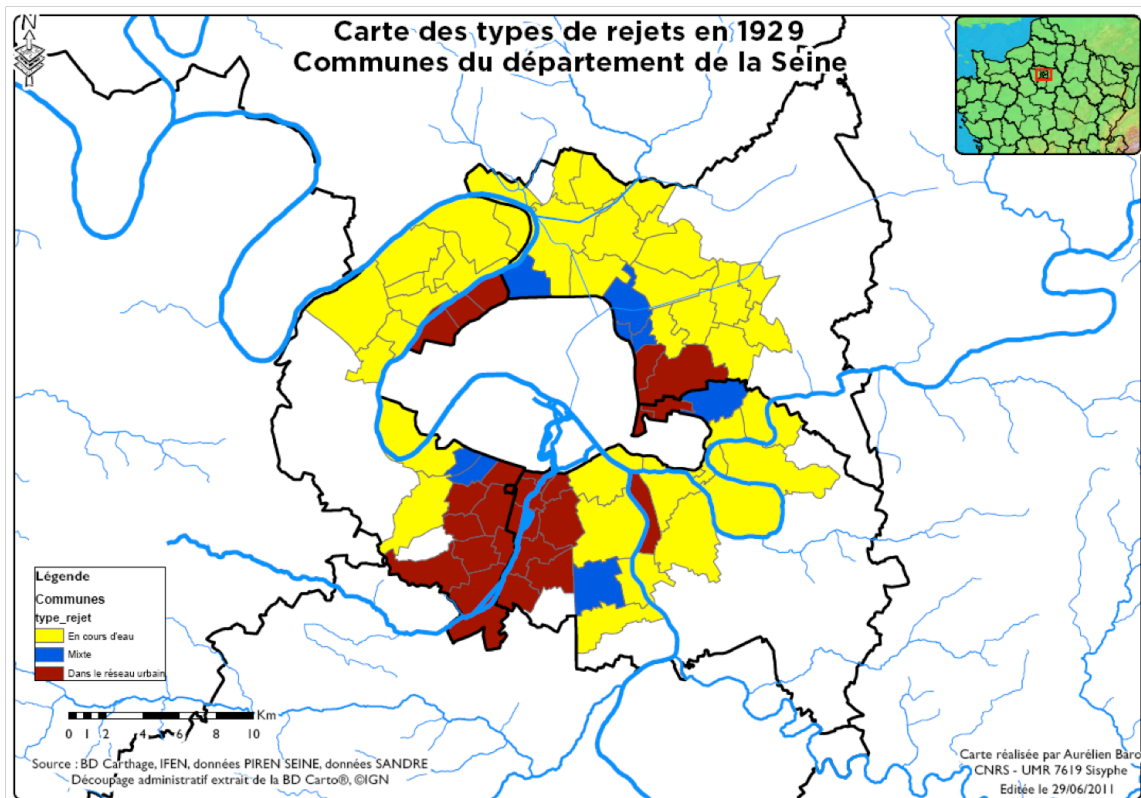


Figure 2.2 Importance en 1929 des rejets directs des égouts des communes du département de la Seine dans les rivières (Carré, 2013).

L'analyse des effets du passage d'un assainissement individuel, par fosse vidangée, à un assainissement collectif, où les eaux usées sont collectées dans des canalisations, transportées à l'aval, montre une contamination de la Seine due aux rejets directs en Seine des collecteurs des communes de banlieue. Une grande part des effluents est déversée sans traitement dans le cours d'eau le plus proche. Quand les réseaux communaux ont été raccordés aux égouts parisiens, leurs rejets s'ajoutent à ceux des collecteurs parisiens, en partie déversés directement en Seine à Clichy.

L'évolution de la contamination fécale des cours d'eau apportée par les rejets non traités est simulée avec le modèle Seneque tous les 5 ans (voir la partie 1). La figure 2.3 montre - entre 1891 (avant la loi sur le tout à l'égout de 1894) et 1936 (moment d'aboutissement du raccordement aux égouts des logements parisiens) - l'évolution amont-aval des concentrations simulées en coliformes fécaux dans la Seine, établie à la traversée de l'agglomération parisienne en été³². Les résultats des simulations font bien apparaître l'effet de l'équipement de la banlieue à l'amont de Paris, la contamination des eaux de la Seine et de la Marne par les rejets des égouts, y compris dans la traversée de Paris, et

³² Le mois de juillet a été sélectionné comme une image de la situation d'étiage estival avec des débits d'étiage extrêmement variables selon les années : ceux de l'année 1901 sont exceptionnellement bas à l'échelle du siècle mais correspondent à une situation hydrologique qui semble avoir été fréquente au début du XX^e siècle. La variation des débits joue, pour les forts débits par un effet de dilution, les faibles débits par le ralentissement de l'eau qui augmente son temps de séjour dans chaque tronçon de rivière, ce qui permet une mortalité et une sédimentation plus importantes des coliformes. Ces effets doivent être pris en compte pour comparer les résultats de la figure 2.3. On notera que de tels débits ne sont plus possibles aujourd'hui, car les trois grands barrages-réservoirs construits après 1960 dans la partie amont des bassins de la Marne et de la Seine réalimentent les rivières en été pour un débit cumulé qui atteint 70 m³/s à la traversée de Paris durant la période d'étiage.

questionne l'état des eaux brutes prélevées à Ivry et Joinville pour produire de l'eau potable. Nous voyons aussi l'importance du rejet de Clichy sur les communes à l'aval, avec la concentration des rejets d'eaux non traitées de Paris auxquels s'ajoutent ceux des communes de banlieue (amont et aval) raccordées au réseau parisien.

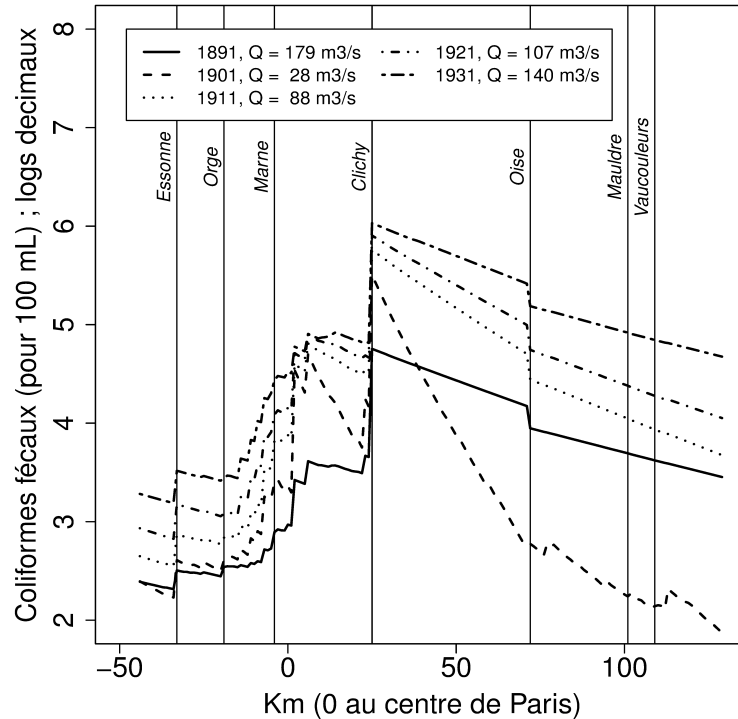


Figure 2.3 Les simulations de l'impact des rejets en juillet : une augmentation des pressions à l'amont de Paris et du pic de pollution à l'aval de Clichy entre 1891 et 1931 (Carré et *al.*, à paraître).

En comparaison de la quantité de contamination apportée au milieu par le réseau parisien, la contamination due à la banlieue est cependant bien faible sur la période étudiée, et ne contribue donc que faiblement à l'insuffisance des installations d'épandage parisiennes. La figure 2.4 montre à gauche la part des rejets de la banlieue dans différents tronçons des grands cours d'eau de l'agglomération ; à droite les rejets en Seine (en nombre d'habitants) des émissaires de la ville de Paris en regard des nombres d'habitants de banlieue dont les effluents alimentent le réseau parisien et des nombres d'habitants de banlieue dont les rejets vont directement en Seine. La contamination des cours d'eau est donc essentiellement due à la forte augmentation des volumes d'eau distribués à Paris (Mouchel et *al.*, 1998), alors que la population croissait plus lentement entre 1890 et 1936 (population parisienne passant de 2,5 millions à près de 3 millions d'habitants alors que les volumes d'eau distribués sont passés de 150 à 500 millions de m³ par an). En 1936, la population de la banlieue parisienne n'est encore que de 2 millions d'habitants, dont un quart environ déverse ses eaux usées dans le réseau parisien, un autre quart directement en Seine, et la moitié restante déverse ses eaux dans de petits cours d'eau, pour une fraction très faible, ou est encore équipée de fosses d'aisance.

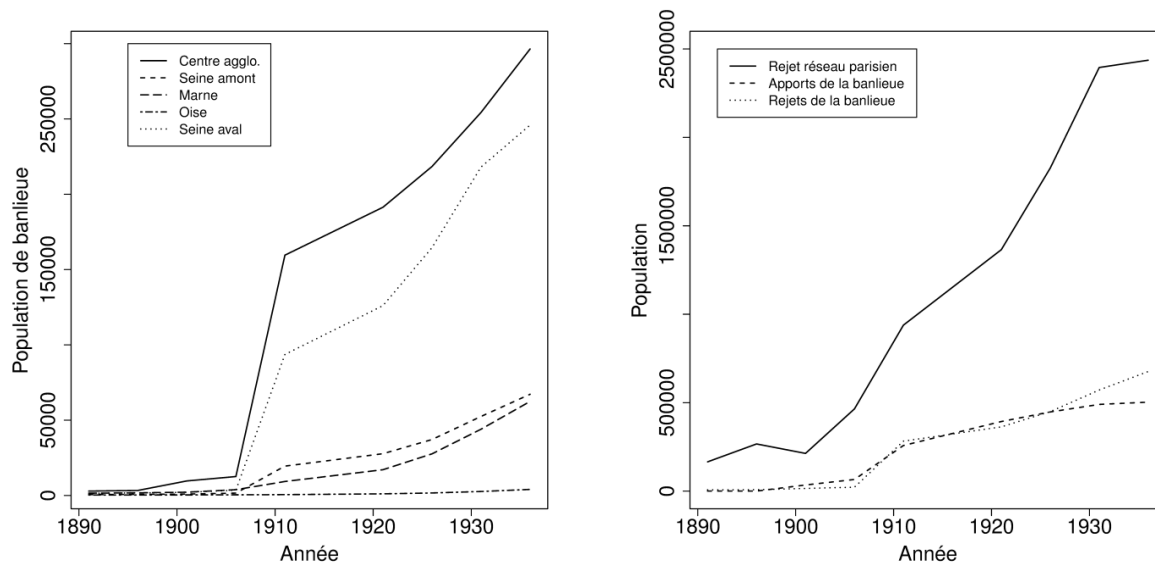


Figure 2.4 La part de la banlieue dans la contamination du milieu, exprimée en nombre d'habitants déversant leurs eaux usées en rivière (Carré et al., à paraître).

L'interdépendance des réseaux d'eau potable et d'assainissement est toujours effective de nos jours. Techniquement, la baisse des volumes consommés ne permet plus une évacuation aussi efficace des effluents, d'où les mauvaises odeurs qui se développent autour des regards d'égout. Financièrement, cette dépendance des deux réseaux se retrouve dans la facturation du service d'assainissement, à partir du volume d'eau potable consommé mesuré au compteur, et ce dès la fin du XIX^e siècle. Associé au prix de l'eau potable, l'accroissement du prix du service d'assainissement explique dans les années 1990 une part importante de l'augmentation du prix global de l'eau (Cour des comptes, 2015, page 82).

2.1.3 Le « mix public - privé » et ce qu'il interroge

L'utilisateur du service d'eau et d'assainissement est souvent représenté comme dépendant. Pour Agathe Euzen et Jean-Paul Haghe (2005), à la fin du XIX^e siècle la norme technique réglant la qualité de l'eau est accaparée par les scientifiques et les techniciens au détriment de l'utilisateur, en même temps que la distribution par le réseau va séparer le consommateur d'une réflexion sur l'eau (sa qualité, son origine). L'achèvement de l'universalisation de l'accès au réseau dans les années 1960 correspond pour Laetitia Guérin-Schneider au passage d'une représentation dominante de l'utilisateur comme citoyen à une représentation dominante de l'utilisateur comme consommateur. Cette consumérisation des usagers s'explique par une conjonction de facteurs. Elle s'inscrit tout d'abord dans un mouvement général d'essor du consumérisme et d'un accès généralisé au service qui transforme l'attitude des usagers par rapport au service. « *Lorsqu'on est raccordé, et a fortiori lorsque tout le monde l'est, on considère la situation comme acquise et l'attention se porte sur les caractéristiques du service fourni (prix et/ou qualité de service). Aux plans individuel et collectif, chacun des services examinés ici (électricité, eau, téléphone) semble être passé très vite du statut de nouveauté merveilleuse à celui de service ordinaire et indispensable.* » (Guérin-Schneider, 2011) Un point récurrent revient des enquêtes faites auprès des usagers de leur incompréhension du fonctionnement des réseaux (avec le classique « 50% des Français pensent que l'on peut boire l'eau qui sort d'une station d'épuration »).

Cependant, les enquêtes que je mène au domicile des particuliers (rapport FP2E 2008) montrent que les habitants de logements individuels (sur des critères de logement équipés d'un compteur d'eau et recevant une facture d'eau), ont une idée – certes plus ou moins fine – mais une idée quand même de la provenance de l'eau potable distribuée et de la station d'épuration où sont envoyées leurs eaux usées.

J'ai rappelé au paragraphe précédent que le modèle du service public en réseau s'appuie sur un partage des tâches et des espaces entre les services et l'utilisateur. Ce dernier est soumis à une obligation de raccordement aux canalisations publiques mais il reste maître de son usage de l'eau et de ses canalisations sur son bien immobilier. De leur côté, les services municipaux décident des choix techniques pour gérer les réseaux, les usines d'eau potables et les stations d'épuration et fixent les règles de fonctionnement des services. Cette division claire des tâches et des responsabilités entre sphères publique et privée est aujourd'hui en train de se brouiller. Les services d'eau et d'assainissement, dont la mission et l'action s'exerçaient exclusivement sur le domaine public, sont actuellement en train d'évoluer vers un « mix public privé ». Ce constat n'est pas spécifique au réseau d'eau et d'assainissement car il est déjà établi par Dominique Lorrain de façon générale, pour l'ensemble des réseaux. Pour cet auteur, « *la nouveauté de la période contemporaine tient à un mix entre des logiques de réseaux et des pratiques domestiques qui réduisent les frontières entre action publique et action privée* » (...) *Dans cette phase, les pratiques des usagers, tout comme la diversification des politiques des opérateurs (du réseau au service), conduisent à réduire la frontière canonique entre ce qui se situe avant ou après le compteur, soit la frontière entre ce qui relève de la utility régulée et ce qui se passe dans la sphère des pratiques privées.* » (Lorrain, 2002)

Dominique Lorrain cependant ne renvoie pas vraiment dans son analyse aux réseaux d'eau et d'assainissement alors que l'on y retrouve bien cette trajectoire (Carré, Deroubaix, 2009). Sous l'effet d'un durcissement des réglementations, tant du point de vue des normes de qualité de l'eau potable distribuée que de la protection des milieux aquatiques récepteurs, les services d'eau et d'assainissement ont pénétré la sphère privée. On citera, entre autres choses, le contrôle de la qualité s'effectuant désormais au robinet du logement et non plus au branchement en limite de parcelle (avec l'article 5 de la LEMA) et le contrôle du bon fonctionnement des dispositifs autonomes chez les particuliers (article L. 2224-8 du code général des collectivités territoriales). Inversement le particulier s'invite dans le réseau. Tout du moins, certaines conditions sont aujourd'hui réunies pour qu'il s'invite dans le service. Ainsi l'ensemble des dispositifs, tels que les dispositifs d'assainissement autonome, les ouvrages de rétention à la parcelle des eaux pluviales et, bien sûr, les systèmes de récupération de l'eau de pluie vont impacter les réseaux de distribution d'eau et de collecte des eaux résiduaires. Les dispositifs d'assainissement autonome correspondent à une décentralisation de l'assainissement des eaux usées ; la maîtrise des eaux pluviales à la parcelle, avec la déconnexion des gouttières, diminue la charge envoyée dans les réseaux ; son utilisation pour des usages domestiques, en cas de mauvais branchements (repiquage), risque de contaminer le réseau d'eau potable. Là encore, ce nouveau partage des tâches entre particulier et gestionnaire public est entériné par la LEMA qui, tout en instaurant une taxation pour la collecte, le transport, le stockage et le traitement des eaux pluviales (Art. L. 2333-9), prévoit que le particulier qui aura réalisé un dispositif qui conduit à la suppression effective du raccordement au réseau public de collecte des eaux pluviales sera exempté de cette même taxe.

Alors que la question de la privatisation du service autour de la question de la délégation de service public est largement débattue, cette « privatisation » du service - au sens d'une réintégration dans la sphère privée de responsabilités publiques relatives à l'assainissement - passe largement inaperçue du grand public, mais pas des gestionnaires de service, publics et privés (Carré et *al.*, 2010). Quant aux effets des techniques décentralisées sur les réseaux (stockage, infiltration, récupération de l'eau de pluie), notre analyse rejoint celle de Coutard et Sutherland (2013) pour qui ces technologies ont souvent été intégrées aux systèmes centralisés, parties prenantes de leur bon fonctionnement.

2.2 Les services d'eau et d'assainissement urbains : interdépendances et solidarités entre les territoires urbains et ruraux

La croissance démographique des villes et l'industrialisation ont nécessité de répondre à des besoins concentrés dans l'espace, avec des pressions importantes sur les ressources locales disponibles ou sur les possibilités de réduction des rejets par les milieux (voir ci dessus). La dimension urbaine locale de la gestion est à relativiser selon deux angles :

- cette gestion est confrontée spatialement à la nécessité pour les citoyens d'externaliser la satisfaction de leurs usages (prélèvement, rejet) sur les territoires voisins,
- au-delà d'une utilisation directe de l'eau (prélèvement, rejet) par les citoyens, la satisfaction de leurs besoins en produits agricoles ou en produits industriels est de moins en moins obtenus par des produits fabriqués sur leur territoire. Ces productions induisent alors des impacts sur ces territoires extérieurs peu ou pas vus.

2.2.1 L'externalisation de la totalité du cycle de l'eau

La sécurité (quantitative et qualitative) de l'approvisionnement en eau a été rendue possible parce que les villes ont puisé leur ressource en dehors de leur périmètre administratif. Ce passage d'une utilisation d'une eau locale puisée dans des puits ou dans le cours d'eau proche à des eaux en amont parfois hors du bassin hydrographique n'est pas spécifique aux villes françaises (voir l'exemple de Bruxelles développé dans la partie 1). La particularité française tient à la densité du réseau hydrographique et du fait que si les transferts d'eau existent, ils le demeurent dans un cadre régional en mobilisant soit les nappes, avec l'exemple de Bordeaux, soit les cours d'eau, comme Marseille avec les canaux d'amenée d'eau de la Durance et du Verdon, depuis les barrages de Serre-Ponçon et de Sainte-Croix (Carré, 2003).

L'externalisation concerne aussi les rejets ; les stations d'assainissement étant placées à l'aval des agglomérations, tout au long du XX^e siècle le traitement des eaux rejetées a dépendu de la capacité de dilution par les milieux. Dans le cas d'une agglomération comme Paris où le rapport entre la population et le débit d'étiage peut descendre en dessous de 100 m³/s pour une densité de plus de 20 000 hab/km², la Seine connaît une très grande difficulté à diluer la pollution : les rivières du bassin de la Seine où la ville de Paris prélève de l'eau sont toutes classées parmi les dix rivières où la pression anthropique est la plus forte en France. Cette externalisation des rejets doit aussi intégrer les sous-produits de l'épuration (comme l'impose la DERU) et le devenir des boues des stations d'épuration : une question que je traite en 2003 et toujours d'actualité, comme le montre l'exemple de la gestion des boues de station d'épuration à Tours et leur épandage agricole. Pour José Serrano, l'épandage agricole des boues fait courir un risque sanitaire aux populations riveraines. « *C'est bien la question de l'exportation d'un risque environnemental et de l'équité qui est posée entre le pôle urbain et son espace périphérique* » (2011, page 118).

2.2.2 Le peu de conflits d'usage autour de la ressource en eau

On peut alors supposer que la gestion des services urbains entraîne un certain nombre de conflits dits d'usage, que ce soit par la biais de la contestation des prélèvements locaux au bénéfice des grandes villes, ou contre certains équipements (stations d'épuration, barrages). Or, si l'on ne tient pas compte des débats et des oppositions à ces équipements (qui existent bel et bien) pour ne considérer que la question des prélèvements dans les cours d'eau et les nappes pour alimenter les villes, les conflits sont en France quasi inexistant.

Le conflit d'usage suppose que les acteurs impliqués aient un droit à la ressource et une capacité à se faire entendre. Or il y a peu de conflits d'usage impliquant de grandes villes. Celles-ci disposent de moyens techniques à une échelle régionale, avec un équipement mis en place dans un contexte d'un rapport de force qui leur a permis de s'affranchir de négociation locale pour accéder à la ressource (pour l'agglomération parisienne, voir le rôle des Grands lacs de Seine pour le soutien d'étiage), avec un rapport de force qui leur est de nos jours encore favorable (comme le montrent les limites du débat public en 2007 sur la refonte de la station d'épuration d'Achères à l'aval de Paris). Parallèlement, confrontées à la diminution quantitative de la ressource et à la dégradation de sa qualité, les villes ont dû apprendre à gérer leur ressource avec les autres usagers grâce à la mise en place des procédures comme celles des SAGE (exemple de Bordeaux et du SAGE de nappes profondes) ou de contrat de nappe (exemple de Paris et la nappe de Champigny).

Il reste que de fait l'arbitrage public tranche en faveur de la satisfaction de l'utilisateur urbain. Des conflits d'accès à la ressource en eau potable peuvent opposer les communes rurales et urbaines. *« Ce type de conflit oppose les petites communes à faible population mais disposant de ressources en eau importantes et les agglomérations à forte population mais à faibles ressources en eau qui obtiennent une Déclaration d'Utilité Publique sur le prélèvement de la ressource des premières. Dans la très grande majorité des cas, la DUP est accordée par l'autorité administrative et validée par le juge, au nom de l'intérêt général qui implique qu'une agglomération importante puisse s'approvisionner en eau si elle ne dispose pas sur son propre territoire des ressources suffisantes. »* (Commissariat Général au plan, 2005, *Horizon 2020 conflits d'usages dans les territoires : quel nouveau rôle pour l'État*)

Le refus de partager la ressource en eau n'est pas spécifique à la grande ville (même si Paris en est un exemple magistral). Les élus des petites communes sont attachés à l'autonomie de leur service d'eau potable, autour de la figure du château d'eau alimenté par une ressource locale (ce qui explique en partie le maintien des services d'eau en gestion communale hors intercommunalité). Ce maintien d'une autonomie des communes et de leur service (quel que soit son mode de gestion) est partiellement contrebalancé par une mutualisation des ressources en cas de crise (interconnexion des réseaux, généralement imposées par les prestataires privés, pour des questions d'abord économiques et techniques).

Pour autant, la ville a généralement payé pour la campagne par le biais de l'impôt puis de la redevance. Les spécialistes des réseaux (Coutard et *al.*, 2006) distinguent ainsi un processus de cohésion dans le raccordement de toutes les catégories sociales (selon le degré d'équipement des ménages urbains) et un processus d'intégration territoriale, les services reliant progressivement tous les quartiers urbains. Pour ces auteurs, les liens d'interdépendance et de solidarité contribuent au fonctionnement unifié des villes et par conséquent au fait que la ville fasse société.

Pour Henri Coing (2010), l'intégration urbaine suppose de considérer la solidarité entre les usagers, de même que les solidarités entre les services (le service de l'eau peut-il être financé par d'autres services urbains) et, enfin, entre les territoires. Une première inégalité renvoie régionalement aux villes riches par rapport aux autres villes ; une seconde concerne les moyens des villes-centres par rapport à ceux des communes périphériques.

Une solidarité imposée plus que souhaitée

À la veille de la première guerre mondiale, Jean-Pierre Goubert fait état d'un écart considérable en ce qui concerne les équipements d'hygiène publique entre les communes rurales, les villes petites et moyennes et les capitales régionales. « *À l'exception de Paris, où le tout-à-l'égout est généralisé, des capitales régionales comme Bordeaux (106 km de canalisation) ou Marseille (230 km de canalisations), la plupart des villes ont entre quelques dizaines et quelques centaines de mètres d'égouts qui reçoivent généralement les eaux de pluie et les eaux ménagères, plus rarement les produits des fosses d'aisance et des eaux industrielles, que ces égouts déversent le plus souvent dans la rivière voisine.* » (Goubert, 1986).

Une dernière inégalité oppose les communes urbaines aux communes rurales. Là priorité dans les moyens techniques et financiers est donnée aux villes. En 1945, environ 70 % des communes rurales ne sont toujours pas desservies. En 1955 l'enquête nationale indique dans l'Eure que 53 % de la population urbaine est desservie pour 30 % à la campagne. En 1965 seulement 70 % de la population totale du département est desservi. Il faut attendre 1980 pour que 90 % des Français disposent d'eau courante à domicile. Le rattrapage des communes rurales se déroule sur des revendications d'équité pour atteindre un niveau de services identique à celui des communes de banlieue.

C'est la volonté politique, avec une convergence nationale et locale, qui va permettre l'équipement des habitations des plus démunis au XX^e siècle. Le contribuable communal va alors être sollicité après 1918, de préférence à l'abonné, pour favoriser l'accès à un service perçu comme porteur de progrès social et sanitaire et dont la tarification excessive aurait ralenti la généralisation. Cette logique s'inverse de nouveau à partir de 1967, avec un retour à un financement par l'utilisateur, sur le volume consommé. On verra au chapitre suivant comment de nos jours se pose de nouveau aux villes la question de l'accès des plus démunis aux services d'eau.

Le peu de moyens financiers des communes change au début du XX^e siècle avec la mise en place de fonds par les ministères de l'agriculture et de l'intérieur, pour l'eau et l'assainissement. Ces fonds ont permis un subventionnement de 40 à 60 % des investissements nécessaires entre 1909 et 1940, permettant la mise en place des services aussi bien dans les communes urbaines que rurales.

Avec l'établissement des agences financières de bassin en 1967, un système de péréquation est instauré entre les acteurs de l'eau à l'échelle d'un bassin versant, entre collectivités, entreprises et exploitations agricoles. Cependant la taxation concerne surtout des communes urbaines qui alimentent les moyens financiers de l'agence pour répondre à l'objectif d'épuration de la DERU mais aussi parce que la pollution concentrée est plus facile à taxer par rapport à pollution diffuse agricole. À ceci s'ajoute un fonds toujours en place jusqu'à 2005, le FNDEA (visible dans la facture d'eau avec la redevance agence) qui alimente l'action des départements pour équiper les communes rurales.

La nécessité de justifier le développement des infrastructures urbaines à l'intérieur de tel périmètre, selon tel axe privilégié, ou à l'échelle de tel ou tel secteur de la ville, ne se fait jour que lorsque l'extension de ces réseaux fait naître des enjeux territoriaux (Offner,

1993). Il peut s'agir d'un écart entre les parties centrales d'une ville et ses quartiers excentrés sous-équipés, écart suffisamment durable pour se construire en enjeu politique local ; ou encore lorsque cette extension fait émerger de façon explicite l'enjeu d'une collaboration nécessaire à l'échelle pluricommunale d'une agglomération (Scherrer, 1995b) ; ou enfin quand l'équipement urbain devient l'objet prioritaire d'une politique publique nationale, à l'instar de ce qui s'est passé en France après 1945.

Quant au rattrapage de l'équipement des communes rurales, il se déroule sur des revendications identiques à celles des communes de banlieue, sur le thème de l'équité.

Dans le cadre actuel d'un financement de la gestion de l'eau par l'utilisateur, sur un principe pollueur payeur (Hellier et al., 2009), les usagers urbains sont les principaux contributeurs au budget des agences de l'eau. « *Au cours du 9^e programme (2007-2012), la forte contribution des usagers domestiques a parfois été justifiée par le fait qu'une partie substantielle des aides accordées par les agences a été consacrée à la mise aux normes des stations d'épuration, qui bénéficiait en retour aux usagers domestiques. Le rattrapage du retard français dans ce domaine étant pratiquement acquis, la forte contribution des usagers domestiques devrait désormais diminuer et celles des agriculteurs et des industriels augmenter.* » (Cour des comptes, 2015, page 84)

Dans ce contexte la question n'est pas tant celle du bénéficiaire du produit des redevances (sachant qu'elles sont allées en majorité au financement de l'équipement des villes dans les programmes précédents des agences de l'eau) que celle, d'une part de l'efficacité des traitements choisis (susitant la critique d'association comme France nature environnement) et, d'autre part, de la taxation de la pollution et de ceux qui la produisent, avec une diminution des taxations des agriculteurs et des industriels aux dépens des consommateurs (Cour des comptes, 2015, page 84 : « des pollueurs insuffisamment taxés »).

2.2.3 Questionner l'efficacité des services métropolitains par la mise en cohérence des échelles des pressions avec celles des réponses

L'étude de quatre métropoles européennes (Berlin, Bruxelles, Milan et Paris) centre l'analyse des impacts urbains sur les cours d'eau autour de caractéristiques précises :

- le faible débit des cours d'eau et ainsi une faible capacité de dilution de la pollution rejetée,
- des rythmes d'urbanisation et d'industrialisation importants,
- l'accès aux mêmes informations scientifiques et techniques.

Les choix d'équipement et les modes d'organisation des villes n'ont pas été les mêmes pour répondre aux impacts liés aux usages de l'eau et des cours d'eau : les municipalités ont répondu de façons très différentes pour satisfaire les besoins en eau de leurs habitants et pour traiter leurs rejets. Les services urbains ont mis en place des solutions techniques différentes (systèmes décentralisés à Berlin et à Milan, centralisés à Paris et Bruxelles), avec une plus ou moins grande efficacité de traitement des pollutions (comme à Berlin et Milan, par rapport à Paris et Bruxelles).

Au sein de ces quatre villes, Paris n'est pas tant exceptionnelle pour la pression exercée sur le milieu, avec un ratio en habitant / débit annuel moyen plus faible que celui des trois autres villes, que pour le choix du traitement centralisé pour traiter l'ensemble des apports des communes de l'agglomération à l'aval et l'incapacité de les traiter jusque dans les années 1990.

Il faut alors se demander quel effet joue le poids de la technique et, particulièrement, des choix techniques dans les trajectoires des villes. Peut-on, en s'inspirant des idées des économistes autour de la dépendance par le chemin (path dependence), voir les choix techniques comme des facteurs bloquant les transformations ? Une technologie (réseau unitaire, épandage, traitement biologique en station d'épuration) étant adoptée, devient-elle alors la meilleure une fois adoptée, parce qu'il est trop coûteux d'en changer, d'où la tendance à un enfermement irréversible (comme celui du « tout-aval » de l'assainissement de l'agglomération parisienne entre 1890 et 1970) ? D'autres auteurs invitent à chercher cette dépendance du côté institutionnel (Leloup et *al.*, 2007).

Lorrain Dominique et Franck Poupeau soulignent que le débat n'est pas de nature technique et qu'il relève avant tout du politique, à travers le fonctionnement de la société politique, la nature des élites, la conception du bien commun et le choix des priorités. Par les régulations concernant les financements de la construction des équipements et de leur fonctionnement, ou encore les normes de gestion, ils ne relèvent pas seulement de démarches techniques mais font l'objet de négociations et d'ajustements contribuant *in fine* au gouvernement urbain. « *Le service de distribution d'eau et d'assainissement s'inscrit dans la matérialité de la vie sociale et de son environnement : il possède une morphologie et des propriétés (ressource hydrique, pluviométrie, relief, écosystème), dont découlent des données économiques (actifs fixes) et juridiques (contrats). Il correspond aussi à un dispositif institutionnel qui en permet le pilotage sur un territoire déterminé, marqué par une histoire, occupé par des groupes sociaux avec leurs intérêts et leurs conflits d'intérêts.* » (2013, page 15)

L'insistance sur les contraintes des systèmes sociotechniques ne conduit pas à un déterminisme technologique faisant disparaître les choix et les marges d'action. « *Au contraire, les règles et normes et toutes ces « petites » institutions constituent des ressources utilisables dans les stratégies menées par les différents protagonistes de l'eau, pour imposer ou contester un modèle de gestion, sa légitimité et les voies d'adaptation aux transformations de la situation initiale.* » (...) *Si le secteur de l'eau est un enjeu de luttes, c'est en effet parce qu'elles portent non seulement sur les modèles de gestion effectifs et leurs procédures techniques, mais sur la définition même de ces enjeux et donc des règles et normes qui en découlent.* » (2013, page 15)

Ces indications incitent à étudier – au-delà des effets techniques - les effets organisationnels et politiques des choix d'alimentation en eau potable et en assainissement. On retrouve une réflexion désormais classique sur la tension entre territoires fonctionnels et territoires institutionnels. Jean-Marc Offner (2006) cite la thèse de Dominique Lorrain (2003) du gouvernement métropolitain « dur-mou », qui fait des instances de pilotage des grands réseaux techniques d'efficaces dispositifs de mise en cohérence de l'action publique.

Les divergences entre les villes concernent la précocité à mettre en place un traitement des volumes d'eau utilisés, croissant au fur et à mesure que les habitants sont équipés. Il faut alors comprendre les retards dans le traitement des eaux usées, les décalages d'au moins vingt ans entre l'équipement de l'agglomération de Paris et celui de Berlin et, surtout, pour Bruxelles et Milan l'absence de station d'épuration encore en 2000. L'analyse des divergences va ici consister dans l'adéquation ou non de l'échelle de gestion des services à celle des prélèvements et des rejets (voir la figure 2.5).

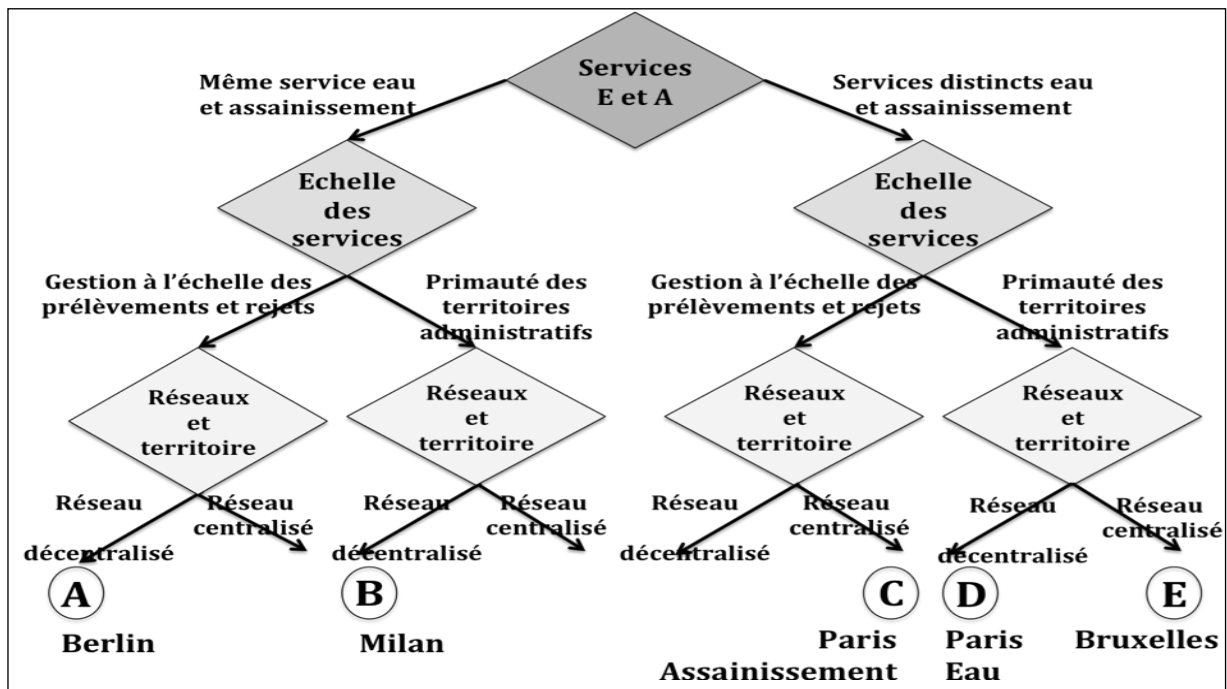


Figure 2.5 Les figures des services d'eau et d'assainissement métropolitains, au croisement des modes et des échelles d'organisation (Lestel et Carré (dir.), à paraître).

On relève l'originalité de Berlin, seul cas d'une gestion intégrée de services d'eau et d'assainissement à l'échelle de l'agglomération, qui se distingue ainsi de Bruxelles, de Milan et de Paris, confrontées à l'éclatement de leurs structures administratives de gestion et à une difficile articulation de leur territoire de gestion avec celui de leurs prélèvements et de leurs rejets. L'efficacité de la gestion de l'eau et de l'assainissement berlinoise ne se retrouve pas dans les trois autres villes.

Une des explications de cette efficacité est à chercher dans le choix d'une solution technique dès la fin du XIX^e siècle que les élus ont su faire évoluer avec les besoins mais aussi dans le mode de gestion des services publics : un seul service d'eau et d'assainissement sur toute la période, gérant à partir de 1924 tout le réseau de l'agglomération, des élus considérant à la fois les prélèvements et les rejets. En 1937 la ville est l'unique actionnaire de ce service organisé en société par action. Cette gestion à l'échelle intercommunale va s'interrompre avec la division de la ville durant la guerre froide mais, côté ouest allemand, l'eau et l'assainissement sont de nouveau gérés par un seul service dès 1962 et, dès 1990, les deux services ouest et est-allemand sont réunis pour être fusionnés en 1992. Depuis 1999, même si le capital de la société Berliner Wasserbetriebe a été ouvert à l'actionnariat privé, le Sénat demeure l'actionnaire dominant.

La gestion de l'eau et de l'assainissement a été plus efficace quand les services des villes ont pu avoir une gestion à l'échelle de leur fonctionnement (point de prélèvement par rapport au point de rejet) et suffisamment souple pour pouvoir s'adapter à la croissance de l'urbanisation (plutôt décentralisée que centralisée). L'exemplarité de Berlin dans la maîtrise de son petit cycle urbain résulte en partie de l'impossibilité pour cette ville de pouvoir faire supporter ses prélèvements et ses rejets par les territoires voisins. En 1873 les élus décident de construire un réseau d'égout unitaire (mélangeant les eaux vannes, les

eaux ménagères et les eaux de voirie) conduisant par des systèmes de relevage les eaux usées sur les hauteurs entourant la ville où elles sont traitées en épandage.

Ce choix résulte d'une part de l'équipement en eau potable des Berlinoises depuis 1856, des rejets des eaux vannes dans les rues aboutissant à des égouts à ciel ouvert ; n'ayant pas, à la différence de Paris, les moyens d'imposer aux riches communes aval de Charlottenburg, de Spandau et de Potsdam leurs rejets d'eaux sales, les élus berlinois sont obligés de les traiter en ayant conscience que les rejets dans la rivière finissent par transiter dans la nappe dans laquelle ils sont obligés de pomper pour la production d'eau potable. Les premières stations d'épuration biologique sont construites dès 1925 (step de Wansdorf en Brandebourg, de Stahnsdorf en 1931, de Waßmannsdorf en 1935) en tête des champs d'épandage parce que la ville ne peut plus acheter de nouveaux terrains et doit faire face à l'augmentation des volumes rejetés et à leur traitement. La désinfection actuelle par ultraviolet des rejets de la station d'épuration berlinoise de Ruhleben répond exclusivement aux impératifs sanitaires pour permettre la baignade dans les lacs. Cette pratique remonte au XIX^e siècle. Pendant la guerre froide, le Sénat veut pouvoir continuer d'offrir cet usage aux Berlinoises ouest allemands. Elle va y répondre d'abord en déversant les rejets insuffisamment traités de la station d'épuration dans le Teltowkanal puis en les désinfectant en sortie de station.

La dimension politique s'impose comme fondamentale. C'est la ville de Berlin qui guide la réflexion avec des élus berlinois qui décident à Berlin ouest dès les années 1980 de traiter le phosphore en station d'épuration puis les rejets par ultraviolet pour conserver une baignade dans les lacs aux habitants. Le choix est éminemment politique, pour garder les habitants dans la ville autour d'une activité traditionnelle de baignade des Berlinoises. Une partie seulement des effluents de la station de Ruhleben est alors traitée ; le Sénat a décidé récemment de traiter la totalité des effluents, quel qu'en soit le prix.

Cette dimension politique passe par les décisions institutionnelles locales, nationales et européenne et les jeux d'acteurs politiques – avec pour exemple le recours de l'État grec contre l'État italien et la condamnation par l'Union européenne le 25 avril 2002 qui contraint la ville de Milan à construire dans l'urgence ses trois stations d'épuration (Carré et *al.*, 2012). Les élus d'un Berlin ouvrier en 1871 (toute capitale d'empire qu'elle était devenue) n'osent pas se confronter aux élus de la prestigieuse ville de Charlottenburg et décident alors de traiter leurs rejets. Les élus parisiens ont la légitimité et les moyens de payer les dépenses de raccordement des grands collecteurs du département de la Seine à partir de 1910 mais pas ceux d'imposer la collecte aux communes (d'où le maintien des rejets directs en Seine jusqu'aux années 1990). Quant au retard d'assainissement de la ville de Bruxelles, il est à chercher dans le passage au fédéralisme et ses difficultés, tout au long des années 1970 et 80. Les services de la région capitale ne sont opérants qu'à partir de 1989, date de la création de la Région de Bruxelles. Finalement les dix années pour prendre en compte les directives européennes entre 1991 et 2000 constituent un laps de temps normal entre la définition du schéma d'assainissement, les cahiers techniques, et la construction et la mise en route de la station.

2.3 Ce que coûte aux villes leur choix d'équipement et de service

Recourir à la notion de coût permet d'aborder les moyens financiers mis en face des besoins issus de l'urbanisation, en commençant par le coût des réseaux d'eau et d'assainissement des villes et les avantages généralement mis en avant de la ville compacte sur la ville diffuse.

Cela permet ensuite d'étudier les obligations qu'ont les services pour traiter le temps de pluie (débordement des réseaux et flux polluants) et - dans le cadre des règles de comptabilité publique (M49) – les façons dont ils y ont répondu.

Enfin, dans ces choix techniques et financiers, les arbitrages faits par les techniciens et les élus, le coût est aussi celui du traitement de la pollution choisi et de l'efficacité des réponses apportées pour améliorer la qualité de l'eau et des milieux.

2.3.1 Les formes urbaines, l'urbanisation et le coût de fonctionnement des réseaux

L'essentiel du financement global des services urbains en eau et assainissement consiste en des coûts fixes d'infrastructures, de transport et de traitement.

Les géographes soulignent que les réseaux d'eau potables sont au départ de nature hiérarchique (même si aujourd'hui les canalisations sont maillées et interconnectées). Pour assurer l'approvisionnement en eau et l'évacuation des eaux usées, il importe de relier le réservoir d'eau, ou la station d'épuration qui dessert la zone, à chaque utilisateur. La solution choisie est de construire un réseau arborescent : une conduite à haut débit part du réservoir ; des tubes à plus faible débit se branchent sur elle. L'opération se répète plusieurs fois jusqu'au consommateur final. Les opérateurs en charge de ces réseaux et rémunérés sur les volumes consommés savent parfaitement que la rentabilité de leurs installations dépend de l'intensité de leur utilisation et donc de la densité de clients raccordés. Un réseau installé dans des zones de trop faible densité ne couvre pas ses frais. Gabriel Dupuy (2005) précise que ce n'est pas seulement pour des raisons esthétiques que beaucoup de pays ont condamné le "mitage" de leurs espaces ruraux mais pour limiter l'extension d'infrastructures dont le financement est lourd. Les espaces ruraux, de faible densité, sont desservis eux par des équipements individuels (puits, fosses septiques).

Olivier Coutard et Jonathan Rutherford constatent que le réseau s'est alors imposé comme la solution la plus performante aux défis d'équipement des villes, la performance du réseau augmentant avec sa taille « *selon une formule simple : il est toujours avantageux d'étendre le réseau pour répondre de manière toujours plus performante à une demande toujours croissante (i.e. avec son emprise spatiale, le nombre et la diversité des usagers raccordés) ; et la solution aux problèmes créés par les réseaux réside dans les réseaux eux-mêmes, dans leur extension plus grande, leur gestion plus centralisée, leur sophistication technique accrue.* » (2009, page 7)

J'ai souhaité établir une synthèse des études du coût des réseaux en lien avec la forme urbaine (Carré, Deutsch, 2015), en interrogeant :

- l'avantage de la ville et de la densité pour l'entretien du patrimoine,
- des effets de seuils pour le bon fonctionnement des step, croissants puis décroissants,
- en revanche une fois l'idée d'une certaine densité admise, la part à faire aux avantages de la ville compacte par rapport à ville diffuse.

Il faut ici revenir sur le fait que finalement le citoyen ne paie pas l'eau mais le coût de l'ensemble des infrastructures qui permettent de l'acheminer jusqu'au robinet dans des conditions optimales de sécurité.

Une des raisons avancée d'un coût plus important de l'eau potable pour les petites communes rurales et urbaines (en dessous de 5 000 habitants) est la longueur des canalisations rapportée au nombre d'usagers. Si la densité semble réduire les coûts de fonctionnement des réseaux, toutes les formes urbaines se valent-elles ? Que se passe-t-il dans les grandes villes, avec des densités plus importantes ?

D'autre part les villes françaises sont surtout concernées par des dynamiques de croissance : elles ne sont pas (encore ?) concernées par une décroissance de leur

population. La longueur du réseau de distribution d'eau potable, de l'usine de potabilisation au compteur de l'utilisateur, est passée 877 000 km en 2004 à 906 000 km en 2008 sous l'effet de l'extension de réseaux existants (15 000 km) lors de la création de nouveaux quartiers et par la création de 80 nouveaux services de distribution (6000 km). Comment est alors pensé le coût du réseau dans l'extension de la ville ?

Les formes urbaines et le coût de fonctionnement des réseaux

L'analyse de l'avantage d'une forme urbaine par rapport à une autre (comme la ville dense vis à vis de la ville étalée) s'est révélée très difficile à faire en termes de coût car, comme le signale la synthèse sur ce sujet du CGDD (2010), d'une part les types de coûts sont multiples (depuis les coûts de construction, en passant par le coût social, le coût de la mobilité et pas seulement du logement, le coût environnemental) et, d'autre part, les critères pour décrire la forme urbaine le sont aussi (densité, type de logement, mixité fonctionnelle).

L'analyse suivante n'a donc pas pour ambition de rendre compte de l'ensemble du sujet mais, davantage, de considérer le coût de fonctionnement des réseaux dans la ville dense et la question de l'extension urbaine.

Le coût de la très forte densité urbaine

La littérature montre que la densité pour l'ensemble des services urbains au delà d'un certain seuil a un coût plus élevé qu'une densité moindre. Ainsi le rapport du PUCA (2009) mentionne qu'effectivement la densité favorise les économies d'échelle mais que ces économies d'échelle sont très fortement atténuées par les fortes densités en zone centrale où les coûts métriques du génie civil sont beaucoup plus élevés. On peut retrouver cette affirmation pour l'eau et l'assainissement en considérant qu'il est plus coûteux de réparer un réseau en zone dense du fait des coûts directs (transport des produits) et indirects associés (interruption de la circulation, risque d'impact sur les autres réseaux).

Les coûts de fonctionnement concernent non seulement l'entretien mais aussi les pertes sur le réseau. L'estimation des pertes est suivie par plusieurs types d'indicateurs. L'indice linéaire de pertes permet de connaître les pertes en eau par km de canalisation. S'observe alors un phénomène de concentration des fuites : l'indice linéaire de pertes augmente avec la densité du réseau, c'est-à-dire avec le nombre d'habitants par kilomètre de canalisation. Le débit d'eau acheminé a aussi une incidence sur les pertes. L'indice passe de 3m³ par km et par jour dans les communes de moins de 400 habitants à 15m³ par km et par jour dans celles de plus de 50 000 habitants. Le degré de ramification du réseau dans les grandes villes est également déterminant.

Alain Guengant (2005) a souligné que pour nombre d'équipements d'infrastructure et de superstructure, la ville dense se révèle plus coûteuse à équiper et à entretenir. Il met en balance d'une part les coûts d'aménagement des espaces résidentiels qui diminuent avec l'augmentation de la densité de l'habitat (qui dépend elle-même du type de construction ; maisons individuelles ou immeubles collectifs) ; et d'autre part les coûts de production et d'utilisation des services publics locaux d'accompagnement qui augmentent avec l'accroissement du parc de logements. On peut ainsi pour l'eau penser à la protection contre l'incendie. Il conclut que la généralisation de l'estimation des charges des communes réalisée au niveau national confirme la tendance à la progression des coûts marginaux d'usage avec l'augmentation de la population, donc l'existence de dés-économies de dimension au détriment des villes ; l'accueil d'un habitant supplémentaire dans une ville de plus de 200 000 habitants coûterait environ 50% plus cher que l'accueil du même habitant dans une localité de moins de 500 habitants.

Le coût de l'étalement urbain

Jean-Marc Halleux a mis en évidence en Belgique les surcoûts d'infrastructures liées à l'eau en raison de l'étalement urbain. Il souligne l'importance du coût de la distribution finale, jusqu'au domicile de l'utilisateur, pour l'alimentation en eau potable et pour l'assainissement par rapport à celui du réseau électrique : « *Dans le domaine de l'alimentation en eau alimentaire, on estime la part de la distribution finale à 50 % du coût réel, les autres 50 % sont liés au captage, au traitement anti pollution à l'adduction depuis les centres de distribution vers le réseau de distribution. Dans le domaine de l'électricité, la part de la distribution finale est inférieure à 50 % en raison des besoins liés aux seules opérations de production dans les centrales. Par contre dans le domaine de l'épuration des eaux usées, la configuration des localisations résidentielles à desservir détermine la presque totalité des opérations (à l'exception de la prise en charge des boues résiduelles).* » (Halleux, 2008)

Les enquêtes réalisées dans 80 communes belges montrent que les effets de la faible densité et de la dispersion se cumulent, la faible densité induit un surcoût liés aux longueurs de canalisation par rapport au nombre de parcelles desservies et la dispersion impose la multiplication des réserves et des châteaux d'eau pour maintenir la pression nécessaire.

Les visions d'Alain Guengant et de Jean-Marc Halleux sont complémentaires, le premier raisonnant sur la forte densité du centre ville et l'augmentation des coûts d'usage, avec une diminution des coûts d'aménagement, le second sur la forme spatiale des lotissements périurbains, le surcoût d'aménagement. Il pose alors la question du financement de ce surcoût périurbain : une moindre taxation foncière dans les communes péri urbaines ne vient donc pas alimenter le budget communal alors que le surcoût du service d'eau et d'assainissement est mutualisé entre les usagers du service communal (ou intercommunal). Jean-Marc Halleux interroge alors la raison d'être d'une facturation du service sur les volumes consommés, avec une part fixe et une part variable liées à l'acceptation sociale du prix de l'eau alors que, selon lui, en réalité ce sont le réseau et ses composantes techniques qui apparaissent comme le premier déterminant des charges. Le principe d'une taxation identique dans un quartier urbain dense et dans un lotissement périurbain apparaît alors comme peu équitable. Pour lui, le véritable coût impliquerait de redéfinir les tarifs en fonction du type d'urbanisation, en basant la taxation par exemple sur le linéaire de réseau.

La place des réseaux d'eau dans l'urbanisation

Les choix d'urbanisation prennent peu en compte, finalement, l'évaluation des coûts des réseaux d'eau et d'assainissement qui restent un service accessoire de l'urbanisation, sur une logique d'offre et un équipement de la ville dont on connaît mal le coût.

Pour Sylvie Jaglin la décision d'urbaniser n'est pas directement corrélée à la décision de financement des réseaux. « *Dans le cas nantais par exemple, c'est le maire d'une commune qui décide d'urbaniser, mais c'est le service des eaux de Nantes Métropole qui doit assurer l'extension du réseau. Quand on va voir les maires, pour eux, il n'y a pas de problème, les réseaux suivent. La deuxième chose, c'est que l'on s'intéresse au coût global, l'essentiel étant qu'à la fin il y ait quelqu'un pour payer, ce qui est le cas en règle générale, sinon le déficit de l'opération est financé par Nantes Métropole, donc il y a effectivement toujours quelqu'un pour payer. C'est cette dissociation entre celui qui décide et celui qui paie qui est problématique dans le cas français.* » (2006)

Cependant, la dynamique urbaine en France est généralement celle d'une reconstruction de la ville sur elle-même, avec peu de constructions récentes par rapport aux tissus urbains en place (d'où les questionnements sur le renouvellement urbain). Les coûts sont ainsi dans le renouvellement des réseaux (et peu dans l'extension). Les travaux de Sylvie Jaglin et de ses collègues (2006) montrent que dans les coûts des grands réseaux à l'échelle des schémas directeurs, les extensions de réseau ne représentent que 5% des coûts, ce qui est très faible par rapport aux montants colossaux des investissements de renouvellement. Ils donnent l'exemple du réseau bordelais dont les ouvrages les plus anciens sont en très bon état ; certains des aqueducs du XIX^e siècle n'ont besoin que d'une révision décennale et d'un entretien courant, pour d'autres sections plus récentes qui sont, elles, en mauvais état. Faut-il alors, demandent-ils, renouveler le réseau par tronçons et avec quel plan de renouvellement, ou bien attendre pour le remplacer et le changer entièrement ? Au-delà du choix technique, le choix est financier et politique et doit intégrer les décalages entre les prévisions de durée des équipements et leur obsolescence.

2.3.2 Le coût du temps de pluie

Cela constitue le principal thème que j'étudie au sein de cette réflexion générale sur les choix d'équipement et d'organisation des services pour répondre aux besoins et aux attentes d'urbanisation (Carré, 2014).

Pourquoi cet intérêt ? Le premier élément tient aux modalités spécifiques de financement des réseaux pluviaux, en application de la M49³³ qui fixe des obligations financières différentes selon la taille des collectivités. Au-dessus du seuil de 3 500 habitants, il n'est plus possible de financer le service sur le budget général de la commune mais uniquement par le budget séparé, alimenté par le paiement de la facture des usagers. Toutefois, le financement de la gestion des eaux de pluie³⁴ par le budget séparé n'est pas autorisé, les eaux de pluie et les réseaux pluviaux les évacuant étant considérés comme relevant de l'aménagement et donc d'un financement assuré par le budget général. Là où les communes disposent de rentrées financières pour gérer les équipements d'eau potable et d'assainissement des eaux usées, selon un mode de prélèvement qu'elles ne sont pas tenues d'assumer (renvoyant au principe pollueur-payeur imposé par la loi depuis 1967 et le service distinct d'eau et d'assainissement alimenté par la facture d'eau), elles doivent pour gérer les eaux de pluie avoir recours au budget général et aux impôts locaux. Pour beaucoup de collectivités, une part importante du budget séparé sert à financer des investissements concernant les eaux pluviales de manière plus ou moins masquée et ce, afin d'éviter de grever le budget général de la collectivité.

On saisit ici l'importance des règles, des dispositifs règlementaires que doivent appliquer les services pour décider des choix techniques et financiers. Comme l'explique Dominique Lorrain : « *Entre les règles formelles du jeu et les notions « molles » de culture et de valeurs produits de l'histoire, existe un palier intermédiaire. L'acteur pour agir et résoudre la complexité des problèmes utilise des dispositifs à la fois plus concrets et plus familiers, spécifiques à chaque domaine d'activité. Ces dispositifs, que nous appelons aussi instruments, constituent des institutions de second rang. Dans un souci analytique nous pouvons les rattacher à trois registres tout autant nécessaires pour l'action : la règle*

³³ Instruction budgétaire et comptable élaborée en 1991 par la direction générale des collectivités locales du ministère de l'Intérieur et de l'Aménagement du territoire.

³⁴ Le terme « eau de pluie » est indiqué ici pour le distinguer des « eaux pluviales », terme généralement réservé aux eaux évacuées dans les réseaux (soit en unitaire, soit en réseau séparatif dit réseau pluvial) ou gérées par des dispositifs alternatifs au réseau (dit techniques alternatives).

de droit (décrets et autres infradroits en dessous des lois), la norme technique (les normalisations et les règles embarquées dans le fonctionnement des robots et autres automates), la catégorie comptable (les principes d'enregistrement des transactions). L'argument soutenu ici est que si l'on accorde de l'importance aux institutions, il faut les déplier en s'intéressant à ces institutions de second rang. Cet entre-deux souvent oublié représente un point d'appui essentiel pour l'acteur. » (Lorrain, 2008)

Des obligations de contrôle des flux d'eau et des polluants produits par les espaces urbains

La gestion des eaux pluviales se trouve assujettie à des obligations qui visent le contrôle des flux d'eau et de polluants produits par les espaces urbanisés. Une priorité est donnée au contrôle des inondations sur les polluants, de fait de l'antériorité de leur prise en compte, des contraintes réglementaires (loi Barnier 1995, loi 1982 « cat'nat »), et de l'importance qui leur est accordée par les habitants et les politiques.

L'urbanisation des deux siècles passés s'est traduite par une occupation du lit majeur des cours d'eau (voire de leur lit mineur) ainsi que de celle des points bas de la ville, exposés au ruissellement et aux débordements des canalisations. Les services des collectivités se préoccupent désormais autant du risque d'inondation par ruissellement que par débordement de cours d'eau, risque qui prend une importance croissante du fait de l'urbanisation des petits bassins versants amont et des modifications des pratiques agricoles en périphérie des villes (Carré, 2014 ; Carré *et al.*, 2010). Les effets de l'inondation sont appréciés en termes de vulnérabilité des constructions en zone inondable comme de débordement de réseaux d'assainissement par temps de pluie, ce qui aboutit à considérer ce risque, parfois appelé « risque inondation pluviale », comme caractéristique des milieux urbains. L'action publique est alors centrée sur la réduction des dommages.

L'objectif de lutte contre les inondations reste prioritaire mais il est de plus en plus complété, voire concurrencé dans le cadre de la gestion des eaux pluviales par l'objectif de limitation des rejets polluants. La directive cadre européenne "Eaux Résiduaire Urbaines" de 1991 marque un tournant partout en Europe en imposant le traitement des eaux polluées même pendant les périodes pluvieuses.

Cela concerne donc le fonctionnement des stations d'épuration, leur capacité à limiter les déversements non traités (by-pass, déversoir d'orage) et à améliorer les filières de traitement par temps de pluie. Les difficultés de traitement des stations d'épuration tiennent pour le réseau unitaire à la variation du volume à traiter par la station et l'adaptation de cette variation pour que la station puisse le traiter et, pour les réseaux dits en séparatif, aux défauts de conformité des réseaux qui font qu'une partie des eaux pluviales est collectée dans le réseau dit eaux usées qui se retrouve de fait fonctionner comme un réseau unitaire, avec les problèmes de fonctionnement et de traitement que nous venons d'évoquer. Aussi, en région parisienne, les priorités actuelles d'investissement du SIAAP jusqu'en 2021 concernent la gestion des eaux pluviales avec 14 équipements de stockage envisagés et 5 stations de dépollution des eaux pluviales programmées.

La question des rejets polluants est aussi celle des apports des eaux ruisselées, récupérées dans les canalisations pluviales et rejetées directement dans les cours d'eau. L'étude des polluants à l'interface sol-atmosphère constitue un des champs de recherche actuel (Andrieu *et al.*, 2010, page 134) avec un intérêt particulier pour la dynamique des particules atmosphériques et pour les flux polluants issus du ruissellement sur les surfaces urbaines (voir figure 2.6).

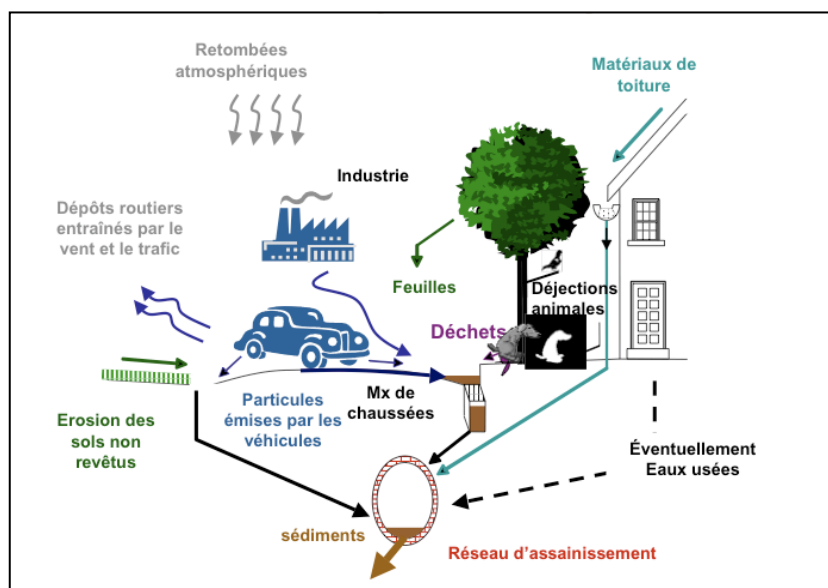


Figure 2.6 La mobilisation des polluants par les eaux pluviales (Sylvie Barraud, 4^e journée technique OTHU-INSA de Lyon, 2009).

La prise en considération des apports de polluants par les eaux ruisselées et les canalisations d'eau pluviale se retrouve dans les modalités de restauration des cours d'eau, avec des propositions d'interdire les arrivées d'eau ruisselées dans les cours d'eau pour limiter les apports de pollution (étude en cours du SAGE de la Bièvre), ce qui peut paraître à première vue incongru, au regard du fonctionnement d'un bassin versant et d'une alimentation des cours d'eau par les apports latéraux et pas seulement longitudinaux. Il reste qu'en milieu urbain, selon les configurations des aménagements du bassin (voirie avec des apports polluants importants, absence de conformité des réseaux) la question mérite d'être soulevée et traitée au cas par cas³⁵.

Cette question du temps de pluie est nécessaire pour comprendre les enjeux d'équipement des villes et du suivi de la qualité des cours d'eau. On peut déjà ici relever combien il n'est pas satisfaisant, voire contre-productif, de séparer petit cycle et grand cycle de l'eau. Qu'il s'agisse de la prévention des inondations ou de la restauration de la qualité des milieux, les réseaux et les stations d'épuration sont parties prenantes des réponses et de leurs effets. C'est donc l'ensemble des éléments à prendre en compte dans la gestion des eaux pluviales qui constitue le deuxième point d'intérêt de mes travaux. Ces éléments ont longtemps été oubliés des études sur l'assainissement, les chercheurs et les opérationnels prenant en compte les effets de l'imperméabilisation du sol avec l'urbanisation et les modifications des hydrogrammes de crues dans les années 1970 (pour prôner la sortie du tout réseau) pour ne traiter les pollutions de temps de pluie que beaucoup plus récemment (années 1990). Mon intérêt porte alors sur les réponses des communes urbaines.

Des obligations assumées de fait par le public et le privé

Le législateur a rendu les collectivités responsables du contrôle des flux, en quantité et en qualité. Si les communes n'ont pas d'obligation, à proprement parler, de collecter les eaux

³⁵ C'est un des objectifs de l'atelier « eau ruisselée et restauration des cours d'eau » que je mets en place en avril 2015 au sein de l'association Arceau-IDF.

pluviales, elles sont tenues en agglomération d'assurer l'écoulement des eaux pluviales des voiries. En revanche, en tant que propriétaires de leur patrimoine pluvial, les collectivités ont des obligations d'entretien du réseau pluvial. Le Code général de collectivités territoriales indique dans l'article L2572-52 parmi les dépenses obligatoires « *les dépenses d'entretien et de conservation des ouvrages qui permettent de lutter contre les risques naturels majeurs, contre l'érosion et contre les torrents* ». En matière d'eaux pluviales et de ruissellement, la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 a confié aux communes ou à leur groupement la responsabilité de délimiter, après enquête publique, des zonages pour limiter l'imperméabilisation et le ruissellement. Par ailleurs, en cas de défaut d'entretien constaté des riverains ou de leurs associations et s'il y a un caractère d'intérêt général ou d'urgence, l'État ou les collectivités territoriales peuvent intervenir directement pour réaliser des travaux (article L. 211-7 du code de l'environnement). Ces travaux peuvent concerner l'entretien d'un cours d'eau, la lutte contre le risque d'inondation, la maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement. Les collectivités territoriales assurent alors le financement de ces travaux et peuvent les faire supporter aux propriétaires riverains, aux personnes qui ont rendu les travaux nécessaires ou plus onéreux, ou qui y trouvent un intérêt (articles L. 215-17 et L. 215-22 du code de l'environnement).

Les dysfonctionnements des réseaux ont amené les techniciens des villes françaises à mettre en cause les solutions « tout réseau » et à proposer – à côté des réseaux - des solutions décentralisées depuis les années 1970.

Le développement des solutions dites décentralisées (TA, contrôle à la source) dans les projets d'aménagement (quel que soit le mode, ZAC ou lotissement) est lié à la question du financement de la gestion urbaine des eaux pluviales.

Le choix de solution à la source correspond à un report sur le nouvel habitant urbain (dans le montant des charges foncières) du coût de la prise en charge du ruissellement urbain avec la modification des emprises au sol. D'un point de vue global, le choix des TA ne coûte pas au final plus cher aux particuliers qui s'installent (si l'on considère le coût du réseau, son entretien) et fait faire des économies aux collectivités (Guillon, Kovacs, 2008).

Au-delà du coût, se pose la question de l'efficacité des dispositifs avec des pratiques de gestion à la source qui échappent au contrôle des services des collectivités.

Les collectivités doivent souvent assumer les conséquences d'une mauvaise gestion des solutions implantées à l'échelle privée. Elles sont soumises à deux types de difficultés : soit les aménageurs leur rétrocèdent des ouvrages de stockage/infiltration qu'elles n'ont pas conçues, soit elles se retrouvent à gérer des eaux issues d'ouvrages de parcelles privées sur lesquels elles n'ont aucun contrôle, ni aucune garantie de leur bon entretien (Carré, 2014). La question est peut-être autant comment l'organisation du service public doit évoluer pour prendre en compte ces nouveaux modes de fonctionnement. Une des solutions pourrait être le suivi par le gestionnaire du réseau du dispositif (Lehoucq *et al.*, 2013) et la proposition d'Anne Guillon et de Christian Roux (direction de l'eau du Conseil départemental des Hauts-de-Seine) d'aligner le contrôle des dispositifs de stockage/infiltration à la parcelle sur celui des SPANC (obligation de contrôle contre redevance).

Il reste alors à traiter les parties de la ville qui sont déjà construites, avec pour y répondre la mise en place d'une taxe pluviale. Créée en partie pour remédier aux dérives du système précédent où l'on naviguait entre le budget du service assainissement et le budget général pour financer les réseaux unitaires et pluviaux, la taxe sur les eaux pluviales est effective depuis la parution du décret d'application de la loi Grenelle II en date du 6 juillet 2011.

Elle a pour particularité de n'être pas obligatoire – ce sont les collectivités territoriales qui décident ou non de son adoption – et d'être vouée à disparaître dès qu'elle aura atteint son objectif. En effet, si l'assiette de cette taxe est la surface imperméabilisée (et donc productrice d'eau pluviale) des différentes parcelles considérées, l'assujetti peut bénéficier d'abattements pouvant aller jusqu'à 100 % en fonction des dispositifs permettant d'infiltrer ou de stocker les eaux pluviales sur la parcelle. La taxe pluviale fournit aussi une légitimation de l'accès aux propriétés privées par les services pour contrôler les dispositifs de gestion des eaux pluviales et de disposer d'un outil incitatif visant à limiter l'imperméabilisation des sols et à promouvoir une gestion à la parcelle (Carré et Deutsch, 2015).

Cependant aussitôt établie, le gouvernement actuel a prévu de la supprimer dans le projet de loi de finance de 2015 car, selon lui, elle coûte trop cher à percevoir en comparaison de ce qu'elle rapporte (moins d'un euro par mètre carré). Une décision qui prend au dépourvu les communes qui sont en train de la mettre en place, d'autant que la loi prévoit par ailleurs la prise en compte de la compétence eaux pluviales par les intercommunalités (Art. L 2224-10 du CGCT « *Les communes peuvent transférer tout ou partie de cette compétence "Eaux pluviales" à une structure intercommunale qui peut alors créer un service public administratif de gestion des eaux pluviales urbaines* »).

2.3.3 Derrière les coûts, les objectifs du service

La question du coût interroge le maintien du service et ses objectifs et, plus globalement les compétences et les missions de ces services.

Le prix de l'eau dans la facture de l'utilisateur couvre au delà de la production d'eau potable, de sa distribution, de la collecte des eaux usées et leur traitement, les aspects de protection de la ressource et de lutte contre les pollutions (à travers la part de la facture d'eau destinée aux agences de l'eau), et une solidarité entre les différents usagers et les territoires (à travers les aides des agences). À travers la facture d'eau s'applique le principe du coût complet de l'eau imposé par la DCE, dont la restauration du bon état des masses d'eau, à la charge de l'utilisateur.

Là priorité à la sécurisation de la ressource

Les services sont généralement gérés dans le cadre d'un syndicat intercommunal unique dédié à l'eau ou à l'assainissement, même dans des villes importantes. Leur objectif est de garantir la ressource - en qualité comme en quantité - pour répondre aux évolutions de tous les usages urbains, y compris d'autres usages que l'eau domestique comme la lutte contre l'incendie.

Dans la production d'eau potable, la dégradation de la qualité de l'eau et des cours d'eau, se pose autant que celle de la quantité (hors de toute considération sur le changement climatique) participant d'une tension sur les volumes d'eau disponibles. La dégradation de la qualité de l'eau brute peut désormais en interdire l'exploitation (en deçà d'un seuil, les prélèvements sont interdits) et priver le service et les usagers d'une ressource possible, nécessitant d'en trouver de nouvelles et imposant de nouveaux équipements. Les collectivités s'organisent en regroupant la production autour de prises d'eau mieux protégées et en redistribuant de l'eau vers les espaces déficitaires via une extension des réseaux et une interconnexion technique. Certains services et élus cherchent davantage à contourner le problème (en abandonnant les captages pollués, en se raccordant sur d'autres déjà équipés) qu'à le régler (ce qui supposerait de s'attaquer aux pollutions diffuses de toutes origines dont agricoles). Pour Emmanuelle Hellier, là où la DCE attendait des mesures de protection de la ressource, les réponses des collectivités sont dans un volet d'actions de sécurisation. « *La primauté de la sécurité sanitaire sur la diminution du*

risque environnemental est une norme visiblement partagée par l'ensemble des acteurs et opérante au travers des choix d'allocation des aides des agences de l'eau aux collectivités. La « sécurisation » est donc celle de la ressource en tant que bien alimentaire sain et non pas en tant que milieu en bon état écologique, chimique, morphologique. » (Hellier, 2011, page 116)

Un des avantages des villes sur les territoires ruraux est de disposer de moyens techniques et financiers plus importants, d'une ancienneté d'équipement limitant les besoins actuels d'investissement, d'une ressource souvent captée sur des territoires extérieurs sans que cela ne soit vraiment mis en cause. Derrière cette sécurisation de la ressource et en dépit d'une amélioration des traitements des rejets des villes, se poursuit la dégradation de la ressource : une incapacité à protéger les captages, une partie des rejets urbains encore non traités ou insuffisamment (rejet par temps de pluie, traitement de l'azote et du phosphore dans les zones sensibles) une pollution diffuse difficile à traiter.

Une responsabilité politique qui se délite dans la responsabilité juridique

La poursuite de la dégradation de la qualité suscite une forte critique des associations environnementales qui dénoncent une collusion d'intérêt entre les élus, les milieux professionnels pollueurs (dont les agriculteurs) et les entreprises traiteurs d'eau. En s'attaquant aux modes de calcul des redevance et d'attribution des aides des agences, les critiques³⁶ permettent d'aller plus loin que la critique du prix de l'eau. Quelle que soit son augmentation, le prix ne dit rien de la poursuite de la dégradation de la rivière, l'effort de traitement s'attaquant aux rejets industriels et domestiques à l'aval, le prix suivant les progrès des traitements, passant sous silence l'abandon des captages pollués, la difficulté à réduire les pollutions diffuses (agricoles, micro polluants médicaments, cosmétiques) ou l'incapacité à pouvoir la mesurer (les perturbateurs endocriniens). Erik Swingeudow rappelle les raisons pour lesquelles le chercheur s'intéresse à ces questions : « *changer des relations de pouvoir politique inégales dans la transformation de la nature, dans la distribution d'un accès inégal à la nature* » (2013).

À cela, les élus des collectivités répondent généralement par la nécessité d'assumer leur responsabilité juridique. Associée au principe de continuité du service public en vertu de l'article L.1321-1 du code de la santé publique et des dispositions de l'arrêté du 11 janvier 2007, la responsabilité du distributeur est engagée si l'eau distribuée n'est pas potable et qu'il ne prend pas les mesures pour remédier à la situation (distribution de bouteilles d'eau aux usagers, travaux, etc.). La responsabilité des communes porte aussi sur l'obligation de moyens et de résultats pour l'assainissement (pollution du cours d'eau, débordement des réseaux et inondation pluviale comme nous venons de le voir ci-dessus). Sont engagées la responsabilité administrative de la commune en cas de faute et la responsabilité pénale personnelle du maire en cas de défaillance (CGCT, art. L. 2123 -34).

Pour répondre à leurs obligations, les collectivités ont alors recours aux études et aux travaux, comme preuve des moyens engagés vis à vis du juge. Elles se retournent vers le gestionnaire du réseau, le délégataire en cas de DSP, ce qui fournit aussi une des clés du choix de la DSP par les élus. Cependant ces modes de faire laissent entière la question de la responsabilité politique, à côté de la responsabilité juridique, dans les choix des réponses apportées pour gérer la dégradation de la qualité des masses d'eau.

Aurélié Roussary rappelle que la politique européenne de l'eau prétendait à une mise en interdépendance des questions de santé et d'environnement. Cela supposait « *d'articuler une logique de gestion bureaucratique et techniciste du risque sanitaire, jusque-là*

³⁶ Lettre de France Nature environnement, septembre 2014 : « loi de 1964 : 50 ans de galère », http://www.fne.asso.fr/fr/lettre-eau-68.html?cmp_id=170&news_id=13868

dominante dans le domaine de l'AEP avec une logique environnementaliste et participative en voie d'émergence » (Roussary, 2010, page 500). Or elle observe « qu'en dépit de la crise (sanitaire), les modes de régulation privilégiés restent sur le registre technique (interconnexions de réseaux, abandon de captages, sécurisation des approvisionnements). Ce registre permet de garantir la paix sociale vis-à-vis des milieux agricoles en évitant de faire porter les contraintes sur le modèle agricole, pourtant à la source de la dégradation de l'eau. La prévention technique du risque sanitaire se double d'une prévention d'un risque politique pour les élus locaux et leurs relais administratifs : le transfert d'un renchérissement du coût de l'eau vers les usagers est privilégié à un affrontement politique incertain avec les intérêts agricoles du territoire. » (Roussary, 2010, p. 503)

2.4 « L'eau urbaine » : une catégorie imposée ou la composante explicite, assumée d'un projet urbain ?

Parler d'eau urbaine peut sembler une incongruité dans la mesure où l'approche actuelle de la gestion de l'eau suppose de décloisonner les catégories de l'eau (juridiques, économiques, professionnelles, symboliques) pour aller vers une transversalité des conceptions, des projets, des actions, capables de réunir toutes les dimensions et composantes de l'eau et des milieux aquatiques. Je ne reviendrai pas sur l'étude de la segmentation, d'une sectorisation de l'eau en général (qui a donné lieu à des multiples analyses et débouché sur la notion de gestion intégrée de l'eau) pour étudier ici le processus d'une caractérisation urbaine de l'eau à l'œuvre, tant du côté des chercheurs que des opérationnels et même des citoyens, comme l'évoquent les figures « eau des villes » ou « eau urbaine » que j'ai moi-même mobilisées.

On peut, une fois ces catégories posées, se demander si l'on a intérêt à les conserver ou au contraire à les déconstruire ; on peut aussi étudier les questionnements qu'elles permettent autour de la figure de la « rivière urbaine ».

2.4.1 Les catégories en place autour de l'eau urbaine

Certaines catégories sont ainsi régulièrement mobilisées, qu'il s'agisse d'une eau des villes, de services urbains de l'eau et de l'assainissement, ou encore d'un cycle urbain de l'eau. Sur quoi reposent ces catégories ?

L'eau des villes : celle des services urbains

Deux caractéristiques des services urbains, technique et financière, distinguent la gestion urbaine de celle rurale de l'eau domestique.

En milieu rural, le service d'eau et d'assainissement est souvent géré sans réseau pour l'assainissement avec des fosses septiques et, pour l'eau potable, avec des solutions individuelles complémentaires du réseau d'AEP : eau de source, puits, forage, eau de pluie. Dans certaines communes rurales le prix de l'eau peut être très bas, précisément parce que la ressource est proche, la qualité bonne, le réseau quasi inexistant et les solutions implémentées à la parcelle (puits, fosses). Certaines communes peuvent ne pas faire payer l'eau, le coût du service revenant alors plus cher que le coût global.

La législation générale d'organisation des collectivités entérine cette distinction entre les services des communes urbaines et ceux des communes rurales. Les obligations financières sont différentes en fonction du seuil de 3 500 habitants, la M49 ne s'applique pas, permettant de faire financer le service par le budget général de la commune. Dans le calcul du prix de l'eau de l'abonné, les collectivités rurales sont autorisées par la LEMA à mettre

un taux de part fixe de 40 % alors qu'il est de 30 % pour les communes urbaines. Une législation spécifique concerne aussi l'assainissement en imposant des obligations de traitement des eaux usées différentes en dessous du seuil de 2 000 Eq H et permettant alors le recours à un service d'assainissement non collectif.

Hydrologie urbaine et cycle urbain de l'eau

À la fin des années 1960, les conséquences de l'urbanisation intensive sur le cycle de l'eau devinrent un peu partout évidentes : inondations fréquentes, dysfonctionnements permanents des ouvrages de collecte de transport et de traitement des eaux usées, pollutions graves des milieux récepteurs fragiles. Cette situation est à l'origine de l'émergence de l'hydrologie urbaine, présentée comme « *la science du cycle de l'eau en milieu urbanisé pris sous les angles physiques, physico-chimiques et biologiques, elle inclut l'étude des interactions entre le cycle de l'eau et les activités humaines dans ce milieu* » (Andrieu et al., 2010, page 131). Elle est constituée par les chercheurs provenant de disciplines variées (sciences de l'ingénieur mais aussi sciences de l'environnement et sciences humaines et sociales) en un domaine spécifique pour mieux adapter les méthodes de l'hydrologie générale aux particularités des espaces urbains.

L'hydrologie urbaine établit une spécificité d'un cycle urbain de l'eau, produit d'une interaction entre le cycle de l'eau, ses composantes et le milieu urbain, et fondée sur des caractéristiques particulières (Carré et Deutsch, 2015) :

- les faibles dimensions des bassins versants et, par conséquent, les particularités des pluies critiques (pluies courtes et violentes liées à des phénomènes convectifs) ;
- la forte imperméabilisation des sols qui modifie la nature du ruissellement quantitativement (diminution des pertes à l'écoulement, augmentation des volumes et des débits ruisselés) et qualitativement (nature particulière des polluants entraînés par l'eau) ;
- l'artificialisation du réseau hydrographique ;
- la grande vulnérabilité des espaces urbains face aux risques d'inondation et l'importance des enjeux financiers, environnementaux et sociaux ;
- la modification de la perception et des usages de l'eau ;
- l'évolution rapide de l'occupation des sols ;
- le partenariat étroit et obligatoire avec les gestionnaires des réseaux d'assainissement (collectivités territoriales ou sociétés de service).

Le schéma de la figure 2.7 met en évidence les interrelations entre les modes de vie des citadins (bâti, activités, usages de l'eau) et les dysfonctionnements des réseaux d'assainissement, des cours d'eau et de leurs milieux, à travers les formes principales de leur dégradation.

Aux perturbations des fonctionnements hydrologiques et des continuités écologiques par les aménagements des cours d'eau s'ajoutent les dégradations de la ressource et des écosystèmes provoquées par les modifications des écoulements pluviaux et les rejets urbains. Comparativement avec des cours d'eau en milieu peu anthropisé, avec une faible densité d'activités et de logements, non seulement les comportements des cours d'eau sont modifiés mais aussi la qualité des eaux avec des polluants urbains spécifiques (rejets industriels, eaux de ruissellement souillées par les surfaces urbaines...) entraînant la dégradation de la faune et de la flore. Cela s'inscrit dans une méconnaissance des connexions entre les cours d'eau et les nappes (désindustrialisation depuis vingt ans et remontée actuelle des nappes avec l'arrêt des pompages entraînant l'inondation des sous-

sols) ainsi que des fonctionnements des écoulements dans le sol à l'échelle de tout un bassin versant.

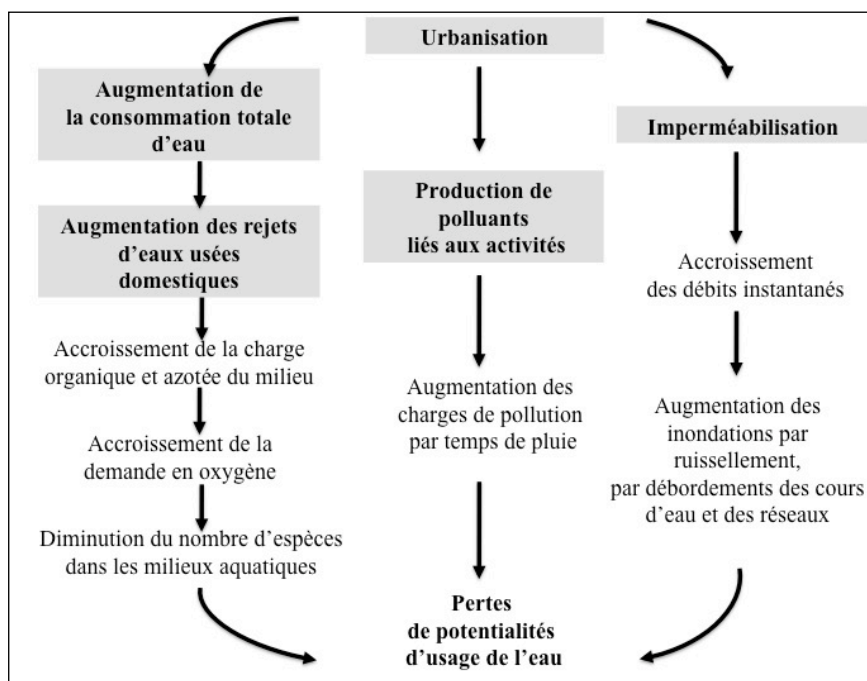


Figure 2.7 Les effets cumulés de l'urbanisation et les perturbations du cycle de l'eau (Carré et Deutsch, 2015).

En ce qui concerne la qualité, l'attention à la pollution de l'eau (et donc le préjudice pour les usages) l'emporte sur celle des milieux jusque dans les années 1980. Les premiers indicateurs de qualité des cours d'eau sont mis en place dans les années 1970, telle la grille de 1971 établie par les agences de l'eau, outil d'évaluation de la qualité des rivières françaises ayant servi au cours des années 1980 à fixer des objectifs de qualité sur les différents cours d'eau.

Les modes d'industrialisation et d'urbanisation au cours du XX^e siècle accroissent les rejets polluants dans la rivière, générant une eutrophisation de l'eau par les apports de nitrate et de phosphore qui provoquent la disparition de l'oxygène dans l'eau et celle de la flore et de la faune aquatiques. Ils apportent aussi de nouveaux types de rejets et une artificialisation des cours d'eau sans commune mesure avec les périodes précédentes. L'industrie chimique produit des molécules qui n'existent pas dans la nature (dites xénobiotiques) et pour lesquelles il n'existe donc pas de dégradation naturelle. La logique des réseaux d'assainissement repose généralement sur la concentration des rejets d'eaux usées ou ruisselées en quelques points du cours d'eau, initiant la notion de pollution concentrée et chronique. Dans la pratique, le bon fonctionnement des systèmes d'assainissement est assuré grâce au délestage des canalisations lors de grosses pluies pour éviter les inondations ou les dysfonctionnements des stations d'épuration biologiques, provoquant un surplus brutal d'eaux usées. Selon les apports, la quantité d'azote et de phosphore peut engendrer un accroissement de la flore mais un apport brutal peut booster l'activité des bactéries et des algues, qui consomment alors tout l'oxygène de l'eau, entraînant la mort des poissons. Enfin la disparition des habitats, avec l'artificialisation des berges et du lit des cours d'eau, entraîne une simplification des types d'espèces présentes dans la faune piscicole, voire leur disparition.

2.4.2 Une histoire urbaine de l'eau à travers les discours des aménageurs et des élus

L'élaboration d'un cycle urbain de l'eau est accompagnée d'une analyse des conceptions de la place de l'eau et des milieux aquatiques dans l'aménagement des villes en les associant aux conceptions techniques et hydrologiques. Elle aboutit à l'identification de modes d'action spécifiquement urbains d'intégration de l'eau dans les territoires

Le passage d'une ville humide à une ville sèche

À partir du XIX^e siècle, les conceptions hygiénistes pour lutter contre la mortalité et celles des hydrauliciens qui aménagement les canalisations d'eau potable et d'assainissement vont chasser l'eau de la surface des villes. Les villes françaises se sont développées en faisant disparaître l'eau de la surface de la ville par l'évacuation souterraine des eaux usées et pluviales. Les zones humides ont été asséchées pour lutter contre les maladies associées mais aussi pour urbaniser. L'utilisation des rivières urbaines comme égout a conduit à une demande de leur couverture jusque dans les années 1970. Sabine Barles constate qu'avec une satisfaction des usages par les réseaux « *nous sommes passés d'une ville extrêmement humide mais comportant peu d'eau (au début du XIX^e siècle) à une ville extrêmement sèche, mettant en jeu paradoxalement une très grande quantité d'eau.* » (colloque Belgrand actes 14-10-2010, page 45).

Ces conceptions d'une ville sèche, imperméabilisée, ont eu de multiples conséquences tant pour la gestion de l'assainissement, des inondations, mais aussi pour la valorisation de l'eau dans les aménagements urbains.

Le tableau 2.1 intègre l'évolution lors des deux derniers siècles des pensées techniques et urbanistiques de la place de l'eau en ville et l'interdépendance des conceptions hydrologiques appliquées à l'eau et aux cours d'eau avec les conceptions d'aménagement.

Tableau 2.1 L'évolution croisée des conceptions en urbanisme et en hydrologie urbaine (Carré dir., 2010)

	XIX ^e siècle	Années 1945-1960	1970-1980	Fin du XX ^e siècle
Conceptions urbaines	Ville fermée sur elle-même	Cohérence du développement et de l'aménagement	Naissance de l'écologie urbaine	Développement durable : concilier croissance urbaine et respect des hydrosystèmes
Relations ville et eau	Eau chassée de la surface des villes Évacuation au plus vite à l'aval	Fin de l'équipement en eau potable des villes Rivières transformées en égout et enterrées	Généralisation des stations d'épuration Début des techniques alternatives	Réouverture des rivières Techniques douces à l'échelle du bassin versant
Conceptions hydrologiques	Pensée hygiéniste priorité à l'équipement	Loi sur l'eau de 1964 : création des agences début d'objectifs de qualité de rivière	Prise en compte des rejets urbains de temps de pluie	Loi sur l'eau (1992) DCE (2000) bon état écologique des masses d'eau

La domination d'une pensée technique en ville a exclu progressivement l'eau et la végétation de la surface des sols jusqu'à ces quarante dernières années, pour des raisons sanitaires et techniques : il fallait protéger les infrastructures des infiltrations et des racines des arbres, éviter la pénétration des racines dans les réseaux technique, supprimer le bois des berges réservées au transport et la circulation, et donc les ingénieurs séparent la trame verte de la bleue car cela détruirait les aménagements techniques. Le bleu comme le vert sont alors cantonnés dans des « boîtes » techniques sous contrôle séparées du reste de la ville, qu'il s'agisse des plates-bandes des parcs, des arbres d'ornement et d'alignement des rues, des quais hauts des berges des cours d'eau, des fontaines publiques, des canalisations d'eau pluviale.

Les années 1970 correspondent à un tournant dans la place que l'eau et les cours d'eau peuvent occuper dans les aménagements urbains. À une diminution des usages économiques et sociaux du fleuve répondent des opportunités d'aménagement permises par la reconquête de friches industrialo-portuaires souvent proches des centres-villes.

Ces années marquent à la fois l'apogée de la dégradation des cours d'eau urbains (qu'il s'agisse de la pollution de l'eau, de la disparition de la faune et de la flore des cours d'eau) et la prise de conscience de la nécessité d'enrayer cette dégradation. Vont s'en suivre des modifications importantes dans les politiques urbaines d'aménagement, les élus, les aménageurs, les services de l'urbanisme remettant les cours d'eau au cœur des stratégies urbaines de développement et assurant un réaménagement des berges au nom d'une nécessité de rendre le fleuve aux habitants. Ces volontés, désormais partagées par toutes les villes, sont présentées comme une rupture vis-à-vis des politiques urbaines précédentes d'oubli du fleuve et comme le souci d'une proximité physique que les citoyens se doivent d'avoir avec leurs cours d'eau.

La mise en récit d'un retour de l'eau en ville

Le modèle de la relation des villes avec leurs cours d'eau (voir la figure 1.14) est complété par les rhétoriques des élus et des aménageurs autour de l'évidence d'un retour du fleuve dans la ville et grâce à une mise en récit historique de la relation entre la ville et le fleuve.

Ce récit est organisé autour de trois périodes historiques en rupture, thématiquement différenciées :

- Phase 1 (des origines de la cité jusqu'au milieu du XIX^e siècle) : une période de symbiose, d'osmose, durant laquelle la ville entretient des liens organiques avec ses cours d'eau, supports de toutes les appropriations,
- Phase 2 (XIX^e et XX^e siècles) : une période de rupture qui voit la ville et ses habitants leur tourner progressivement le dos,
- Phase 3 (dernières décennies du XX^e siècle) : une période de réconciliation, la ville cherchant à retrouver le contact avec ses cours d'eau.

À Lyon à partir des années 1981, dans la politique urbaine « Lyon ville fluviale » la rupture est énoncée par rapport à la période précédente dite de « fonctionnalisation industrielle » du Rhône et de la Saône. Pour Claire Gerardot, dans les discours des aménageurs et des politiques, les déterminations multiples et complexes fondant les rapports qu'une ville peut tisser avec ses cours d'eau sont occultées au profit de la seule dialectique contact/rupture (Gérardot, 2004).

Derrière cette mise en récit historique de la reconquête, se jouent plusieurs enjeux : celui de la rivalité économique entre les villes, d'une compétition entre les agglomérations pour transformer le site fluvial en images essentielles du décor urbain, dictées par une mise en scène naturaliste (Bonin, 2007). Au-delà des images de retrouvaille, nous avons affaire à la

fabrication d'un mythe pour une refondation urbaine. Cette réappropriation doit aussi fonctionner comme un moyen de rétablir la cohésion sociale d'un territoire. Le fleuve est sollicité comme signifiant de l'identité collective ou comme bien commun, fonctionnant sur le consensus et favorisant la gouvernance et le partage social grâce à la mobilisation de tous. Est alors mise en avant sa dimension patrimoniale.

2.4.3 Qu'apporte la rivière urbaine à une qualité d'ensemble de la ville ?

Les attentes des citoyens vis-à-vis des rivières sont pour leur part difficiles à connaître. J'ai mené plusieurs enquêtes pour interroger les usagers des cours d'eau sur leur vision de la rivière et ce qu'ils y trouvent (Carré 2010 ; Carré et Haghe, 2011). À mes interrogations répondent celles d'autres chercheurs sur la compréhension que les citoyens ont des cours d'eau (Rivière-Honegger et *al.*, 2014).

Une perception d'une qualité particulière des cours d'eau urbains

Les résultats des questionnaires renvoient aux critères qui fondent, aux yeux des habitants, un cours d'eau urbain de qualité : quelles qualités les citoyens confèrent-ils à la présence de l'eau en ville et aux cours d'eau ?

Les pratiques retracées par les questionnaires sont généralement limitées en ville à la promenade en dehors de quelques pratiques de pêche et d'aviron (Carré, 2013a). Entre décembre 2013 et janvier 2014, 350 personnes ont été interrogées à Paris sur 14 lieux d'enquête (lacs des bois de Boulogne et de Vincennes, quais de Seine, canaux, plans d'eau des Tuileries, du jardin du Luxembourg, du parc de l'abbé Pierre, Montsouris, des buttes Chaumont). Une personne sur deux a déclaré venir pour la présence de l'eau, une personne sur trois associant l'eau à la dimension naturelle du plan d'eau, du canal ou de la Seine, mais aussi au calme, obtenu bien sûr grâce à l'absence de voiture et par l'aspect esthétique du plan d'eau. Pour autant, les citoyens confèrent à l'eau des rivières une valeur particulière, valorisant le bruit de l'eau, le mouvement du cours d'eau, ses variations saisonnières, et l'existence d'une flore et d'une faune spécifique des milieux aquatiques. Les personnes parlent alors de sentiment d'apaisement, de ressourcement au contact visuel de l'eau.

Quant au désir d'un contact physique avec l'eau (tableau 2.2), il est exprimé pour une personne sur deux par une possibilité de baignade mais ce souhait semble autant satisfait par le rafraîchissement, le contact, renvoyant au succès des brumisateurs et des pataugeoires.

Tableau 2.2 Les souhaits d'accès à l'eau exprimés lors des enquêtes en 2013-14 à Paris (en % des 350 réponses fournies).



Miroir d'eau	42
Activités sportives et récréatives	40
Brumisateur/pataugeoire	39
Fontaines	35
Bassin/lac	28
Aucun	20

Des attentes d'aménagement des cours d'eau par les citoyens en partie déterminées par les contextes urbains dans lesquels ils s'inscrivent

Interrogés sur les aménagements possibles de la rivière, de ses berges et des espaces publics les prolongeant, les personnes répondent assez régulièrement en associant le tronçon de rivière qu'elles fréquentent avec le cadre urbain qui l'environne. Les représentations des aménagements futurs sont alors en cohérence avec l'environnement urbain existant, restant très minérales au centre ville - dans une approche patrimoniale des quais - pour se rapprocher dans des tissus urbains moins denses de l'idée d'une rivière que l'on pense naturelle, avec des berges végétalisées, une ripisylve pouvant cacher par endroit la rivière. On peut penser que les catégories urbaines (centre ville, banlieue, périurbain) sont si bien assimilées que les enquêtés n'en sortent pas pour imaginer d'autres aménagements des cours d'eau.

Une série d'enquêtes a été conduite à Saint-Denis en mars 2013 pour interroger les habitants sur les aménagements futurs de la Vieille Mer, rivière enterrée dans les années 1960 et qui coule pour l'instant sous terre. Les services du Conseil général de Seine-Saint-Denis veulent la remettre prochainement en surface, dans la cité Floréal et dans le parc Georges Valbon (parc de la Courneuve) et ils souhaitent recueillir une première réaction des habitants de la cité et des usagers du parc. À partir des réponses obtenues sur les deux sites d'enquêtes (120 personnes enquêtées à la cité Floréal et 147 personnes dans le parc Georges Valbon), si l'ensemble des personnes sont soucieuses de la sécurité des enfants et souhaitent un lit peu profond, on obtient cependant deux visions assez contrastées de la forme que pourraient prendre le lit de la rivière et ses berges, reproduisant l'opposition entre la rivière de centre ville et celle coulant dans un parc urbain (voir le tableau 2.3).

Tableau 2.3 Deux visions différentes de la remise en surface de la Vieille Mer selon son inscription dans le tissu urbain, à partir des enquêtes effectuées en mars 2013

Cité floréal (Saint-Denis)	Parc Georges Valbon (La Courneuve)
<ul style="list-style-type: none"> •Un lit peu profond •Un lit de la rivière rectiligne •Des berges végétalisées mais dégagées et entretenues 	<ul style="list-style-type: none"> •Un lit peu profond •Un lit de la rivière sinueux •Des berges végétalisées avec des arbres
	
Cité Floréal, mars 2013	Parc Georges Valbon, mars 2013

Des projets de restauration assujettis à un respect étroit de la DCE par les gestionnaires

Parallèlement des entretiens ont été réalisés en mai et juin 2014 auprès de techniciens et d'élus ayant porté des opérations de restauration de cours urbains et périurbains en Île-de-France. 18 opérations ont été suivies dans les différents départements franciliens, comme

la Vaucouleurs et la Mauldre dans les Yvelines, la Viosne et le Petit Rosne dans le Val-d'Oise et la Seine-Saint-Denis, le Ru de Gally et le Ru de Gironde dans le Val-de-Marne, le Grand Morin et le Morbras en Seine-et-Marne. Interrogés sur leurs priorités dans le projet de restauration, les gestionnaires reprennent de façon systématique la dimension financière du projet, l'importance des aides (de l'agence de l'eau), l'accord de la police de l'eau et, pour cela, le respect des objectifs de restauration écologique, centraux dans le projet, au point d'occulter tout objectif social. Au final, l'aménagement des cours d'eau se limite à des opérations techniques, liées aux enjeux de reconquête de la qualité physique et biologique des milieux aquatiques.

Jean-Baptiste Chemery, dans une évaluation des opérations portées depuis le milieu des années 2000 dans le département du Rhône par les maîtres d'ouvrage locaux, constate que « *la DCE a amené les partenaires techniques et financiers des acteurs locaux à préciser leur priorités d'intervention dans un souci de cohérence et d'efficacité réduisant la capacité de proposition de ces gestionnaires et de leurs partenaires locaux.* » (cité dans Rivière-Honegger, 2014, page 147).

Pour autant, lors de la présentation de ces résultats aux gestionnaires des rivières dans le cadre de l'association ARCEAU-Idf, ceux-ci nous ont dit ne pas savoir comment aller au delà du respect de la DCE et d'une satisfaction des usagers obtenue par l'amélioration du cadre de vie, et éprouver une grande difficulté à penser des objectifs sociaux pour la rivière urbaine, au delà des normes techniques et d'un idéal de lien social permis par une fréquentation collective de la rivière.

Perspectives de recherche

Il s'agit d'étudier dans quelles mesures les villes du bassin de la Seine sont concernées par la diminution de la consommation d'eau et de leurs moyens (financiers, humains) pour faire évoluer leur réseau et leur service.

1. Cadre de l'étude

Les villes françaises sont aujourd'hui concernées par un phénomène qui jusqu'à présent ne touchait que certaines villes dites « rétrécissantes » (shrinking cities), comme en Allemagne de l'est ou dans la ceinture rouillée des États-Unis. Les réseaux techniques de villes européennes sont désormais confrontés à une diminution continue des volumes d'eau consommé. La question d'un surdimensionnement des équipements (canalisations, usines) s'explique aussi bien par les processus de désindustrialisation et de déclin démographique que par des innovations techniques et des changements de comportement de consommation (Florentin, 2013). Ces villes ont alors bien du mal à réduire la taille de leurs réseaux et à résoudre les problèmes liés à un écroulement des consommations dans certains quartiers, alors même que leurs ressources financières décroissent fortement (Féré et Scherrer, 2010). Les opérateurs sont obligés de s'adapter et sont amenés à transformer leurs réseaux.

2. Objectifs et question scientifiques

Il conviendra d'identifier les communes urbaines du bassin de la Seine touchées par cette nouvelle donne, d'abord pour caractériser le phénomène et pour en prendre la mesure. La caractérisation du phénomène est définie dans un premier temps à partir des éléments de la littérature scientifique. On recherchera à décrire les modifications de flux techniques (eau, assainissement,...) et financiers (effet ciseaux pour les services, impayés des factures d'eau, diminution des investissements sur les réseaux mettant en difficulté l'entretien du patrimoine). Puis on s'intéressera aux modifications des pratiques privées et publiques,

comme la relocalisation des flux d'eau potable et d'eaux usées à travers la promotion de techniques telles que les puits, la récupération des eaux de pluie et le recyclage des eaux usées. On considérera ensuite les effets possibles sur la ressource et la santé (une partie de la littérature critiquant la frilosité des services publics à assurer la promotion des techniques décentralisée, là où une autre souligne les difficultés rencontrées : séparation insuffisantes des réseaux d'eau potable et d'assainissement, pollution des eaux ruisselées). Enfin on s'interrogera sur la place à faire à ce phénomène dans les scénarios urbains.

3. Méthodologie et calendrier

Les différentes phases du travail consisteront à :

- Identifier les éléments de la diminution de la consommation d'eau (volume, usages, typologie des usagers concernés par la diminution, effets sur les réseaux, les budgets des services) ;
- Caractériser les pratiques individuelles et collectives qui se développent « à côté » des réseaux et leurs effets sur la ressource (sécurité de l'approvisionnement, santé, environnement) ;
- Essayer de préciser les effets en lien avec le changement climatique (atténuation de son ampleur, adaptation à ses effets), avec le métabolisme urbain (les effets en termes d'énergie et de carbone) ;
- Identifier les réponses des services à ces modifications : évolution des budgets en fonctionnement et en investissement, mécanismes de solidarité (dans le cadre d'une intercommunalité, autre), modification du service (vers un service low-cost ?) ;
- Traduire ces informations en indicateurs pour alimenter les scénarios « systèmes urbains ».

Ce travail s'inscrit dans la nouvelle phase du programme du PIREN-Seine (phase 7, 2015 - 2018) et il doit être mené en lien étroit avec l'axe 1 du programme (Système urbain. Tendances de l'urbanisation Gestion alternative de l'eau). Il alimentera une partie de l'analyse sur les signaux faibles et les scénarios d'évolution.

L'année 2015-2016 sera focalisée sur l'acquisition des données, à partir du traitement des bases de données existantes (INSEE, DGI) et des enquêtes auprès des collectivités, des services et des exploitants. L'année 2016-2017 permettra de compléter les données, en s'intéressant plus précisément aux modifications des pratiques identifiées, par le biais d'enquêtes. Il s'agira ensuite d'établir des descripteurs pour rendre compte des situations des villes, des pratiques individuelles et collectives, et des adaptations du service d'eau et d'assainissement. Ces résultats seront alors intégrés à l'analyse des scénarios urbains.

4. Résultats attendus

- La structuration d'une base de données, sur les indicateurs pertinents d'un rétrécissement des réseaux techniques d'eau et d'assainissement et ses effets sur la ressource en eau ;
- L'approvisionnement de cette base de données à partir d'exemples de villes dans le bassin parisien ;
- La traduction en éléments pour alimenter les scénarios « systèmes urbains » construits par l'axe 1 du programme.

Chapitre 3. Les figures de la territorialisation des politiques de l'eau et de sa gestion

Les politiques de l'eau sont généralement associées à la territorialisation de l'action publique et à une gestion décentralisée, pour lesquelles elles sont posées comme précurseur avec la loi sur l'eau de 1964. Elles renvoient alors à une conception fonctionnelle de la gestion de l'eau, s'appuyant sur les logiques spatiales du bassin versant et sur les fonctionnements de l'hydrosystème, s'opposant à une gestion administrative. Elles sont ensuite placées dans un mouvement d'intégration internationale et d'homogénéisation des politiques publiques. L'action publique s'analyse désormais dans un contexte d'europanisation des politiques de santé et environnementales depuis les années 1970, qui elles-mêmes s'insèrent dans un contexte international (Organisation mondiale de la santé, Convention internationale de New York pour les cours d'eau, Conférence de Dublin pour la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau). Delphine Loupsans (2013) précise que le droit de l'eau s'inscrit à la fois dans un schéma international en construction et toujours plus influent, dans un cadre régional souvent privilégié et dans une approche nationale spécifique, souvent dépendante des deux autres sphères.

On fait généralement correspondre le début de la présentation de la territorialisation des politiques de l'eau avec la loi sur l'eau de 1964 et l'instauration des agences financières de bassin³⁷. Cependant la gestion de l'eau par les usagers des bassins versants ne supprime pas la gestion des services communaux mais vient s'y superposer dans un mouvement de tension dont les derniers éléments sont la création des EPTB, l'attribution de la compétence GEMAPI aux communes et à leurs groupements et la constitution d'EPAGE. Il est alors utile dans un premier temps de revenir sur la double logique fonctionnelle et administrative de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques, dont l'articulation est un des enjeux de la loi³⁸ de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles (à travers en particulier la compétence GEMAPI - gestion des eaux et des milieux aquatiques et prévention des inondations et les Conférences territoriales de l'action publique).

Ensuite nous pouvons nous interroger sur l'évidence d'une intégration nationale puis européenne de cette gestion de l'eau, selon une division du travail entre un niveau européen qui définirait les principes d'action et les outils et des applications locales, allant vers une convergence et une homogénéisation de leurs mises en œuvre.

Le diagnostic de l'articulation des acteurs territorialisés locaux et régionaux doit permettre d'apprécier leur capacité d'autonomie et ses effets, dans un mouvement généralement présenté de décentralisation / recentralisation des politiques de l'eau induit par la loi sur l'eau de 1992 et la DCE (Barraqué, 2007, Ghiotti, 2010). La période récente peut en effet montrer, avec l'europanisation des politiques publiques et des normes environnementales, un rôle d'encadrement des services déconcentrés de l'État beaucoup plus standardisé (Douillet *et al.*, 2012). On renvoie ici pour exemple aux pressions sur les gestionnaires locaux pour supprimer les seuils sur les cours d'eau au nom du principe général de rétablissement des continuités écologiques.

³⁷ Elles deviendront agence de l'eau avec la loi sur l'eau de 1992.

³⁸ Loi 2014-58 du 27 janvier 2014.

Cela nous conduit à replacer cette territorialisation et décentralisation des politiques publiques de l'eau à partir des années 1970 dans une double dynamique : une autonomisation régionale des acteurs de l'eau (que ce soit les personnels des agences de l'eau, des services déconcentrés de l'État, des collectivités territoriales, des chercheurs) et une intégration voulue par l'État, imposée implicitement par la réglementation européenne. À cela peut ensuite s'ajouter un double effet spatial de la territorialisation de ces politiques publiques de l'eau : d'une part leur régionalisation et, d'autre part, les tensions entre les échelons suprarégionaux (avec l'intégration des bassins hydrographiques français dans l'UE) et infrarégionaux (dans l'articulation des acteurs régionaux et locaux).

Ce sont ces tensions que j'analyse dans le deuxième chapitre, plus que les effets des SAGE ou des contrats de rivière par ailleurs bien étudiés par d'autres chercheurs³⁹. A-t-on affaire, avec l'eupéanisation des réglementations, à une poursuite de la recentralisation ? Ou bien plutôt à un partage entre les services de l'État et les collectivités territoriales des compétences, des instruments d'action publique (comme les bases de données, les réseaux de stations de mesure, le financement des mesures de prévention des inondations), sur une spécialisation de ces compétences par échelon territorial ?

Cette analyse va être menée en utilisant comme cadrage théorique la notion de science réglementaire (déjà présentée dans la partie 1.3.2) et celle d'instruments de l'action publique.

Comme le rappellent Pierre Lascoumes et Louis Simard (2013) dans leur mise en perspective des apports d'une approche par les instruments pour caractériser et expliquer les modalités de l'action publique et ses transformations, son intérêt ne se limite pas à une dimension technique et procédurale de l'intervention publique mais en ce qu'elle constitue une des dimensions de la capacité d'action des institutions, de leur degré de cohérence, d'autonomie et de flexibilité. Avec l'appropriation des instruments par les acteurs, l'attention est portée sur les différents types d'effets qui en découlent, tant sur les réseaux d'acteurs concernés que sur les enjeux régulés et, par effet de retour, sur l'instrument lui-même (Lascoumes, Le Gales, 2004). Les techniques d'interventions publiques (règles, programmes, budgets) apparaissent alors comme une unité d'observation autonome. Aussi, pour Lascoumes et Simard « *l'instrument n'est jamais un dispositif clos, il est indissociable de modes d'appropriation contextualisés. À partir de lui s'observent aussi bien des mobilisations professionnelles (l'affirmation de nouvelles compétences) que des activités de reformulation (au profit des intérêts et rapports de pouvoir d'acteurs) et de résistance (réduire la portée de l'instrument ou le contourner par des alliances paradoxales)* » (2013, page 20). Pour autant, la finalité n'est pas d'étudier les instruments pour eux-mêmes.

Pour beaucoup d'auteurs contemporains, l'essentiel d'une politique publique réside dans sa mise en œuvre, c'est-à-dire « *dans ses effets concrets et sa capacité à modifier le social. (...) Les politiques environnementales sont ainsi confrontées, plus que d'autres, aux caractéristiques du territoire où l'on veut les appliquer et aux jeux des acteurs locaux.* » (Lascoumes, 2012, page 110). L'entrée par les instruments est alors mobilisée pour interroger l'action publique locale et son émancipation d'une définition nationale et européenne : il s'agit d'envisager une possible différenciation régionale dans la gestion de l'eau. Dans cette perspective, l'entrée par la qualité de l'eau et des milieux aquatiques permet d'appréhender aussi bien une dimension cognitive (autour de la traduction d'une perception individuelle et collective du cours d'eau en connaissances de la rivière, en principes d'évaluation et d'action), qu'une dimension normative et technique (le choix

³⁹ Pour référence, respectivement Sabine Girard et Anne Rivière-Honegger, 2012, Alexandre Brun, 2010.

d'un descripteur de la qualité, d'une norme, d'un type d'action) et institutionnelle (les partenaires pour agir, les rapports de pouvoir).

Les instruments de l'action publique, le jeu des échelles permettent aussi de questionner la place des usagers et la notion de participation de ces usagers à la gestion de l'eau. La participation dans la gestion de l'eau est souvent présentée comme récente, en lien avec les comités de bassin « parlements de l'eau » (Barraqué, 2007), la capacité de ces comités de bassin et des commissions locales de l'eau à planifier la gestion de la ressource (par l'élaboration de SDAGE et de SAGE créés par loi sur l'eau de 1992) et la transposition des réglementations européennes (comme la convention d'Aarhus de 1997).

Cet aspect récent doit, là encore, être repris pour rappeler qu'il existe des dispositifs de participation spécifiques à la gestion de l'eau plus anciens, comme les associations syndicales autorisées (Rivière Honegger, 2004), ou plus généraux comme les enquêtes publiques dès 1810, ou encore les possibilités de négociation avec les services de la police de l'eau dans le cadre des procédures d'infraction (Lestel et *al.*, 2013). Ce constat amène à préciser ce que l'on entend par participation précisément pour la gestion de l'eau qui fonctionne sur de la concertation et de la négociation. La DCE, en imposant une reconquête du bon état des masses d'eau et des travaux de restauration des cours d'eau et des milieux, interpelle les acteurs locaux sur les arbitrages en place, les négociations plus ou moins implicites entre les différents acteurs publics et privés. Construite sur une conception des actions humaines à priori négative (Steyaert et *al.*, 2011), elle provoque l'opposition d'une partie des acteurs mobilisés autour d'un patrimoine de l'eau (Rivière-Honegger, 2014, pages 75 et 76), tout en les questionnant sur leur relation aux cours d'eau, les valeurs qu'ils reconnaissent aux milieux aquatiques et le sens d'une action commune (Carré et Haghe, 2013).

3.1 Reconsidérer les modèles territorialisés de la gestion de l'eau et des milieux

L'action publique dans le domaine de l'eau fonctionne en France sur des modèles de principes d'action et de jeux d'acteurs qu'il faut interroger pour les confronter sur le terrain à la multiplicité de ces acteurs, leur juxtaposition davantage que leur articulation, voire une certaine division des compétences selon une conception plus hiérarchique qu'intégrative.

Différents modèles existent pour rendre compte de l'évolution des politiques publiques de l'eau, de sa gestion et de ses acteurs. Parmi ces figures explicatives des politiques de l'eau, il nous faut revenir sur les principaux d'entre eux pour interroger le processus d'uniformisation des politiques de l'eau avec l'eupéanisation des réglementations, celui d'une intégration (avec la GIRE) pour lutter contre la segmentation sectorielle des politiques de l'eau, puis leur territorialisation autour d'une logique de bassin et de nouveaux modes et instruments d'action publique (Comité de bassin, CLE, SDAGE, SAGE).

3.1.1 L'uniformisation des politiques publiques de l'eau (mondialisation, eupéanisation) au regard des échelons nationaux et régionaux

Comme le rappelle Alexandre Brun (2006), « *la mondialisation favorise l'émergence d'un « modèle » occidental de politique de l'eau sous l'influence conjuguée d'organisations internationales (UNESCO, RIOB - Réseau International des Organismes de Bassin), de multinationales du traitement et de la distribution de l'eau et des corps des ingénieurs en charge de la conception et de la mise en œuvre des politiques de l'eau. Ce faisant, les politiques de l'eau dans le monde se ressemblent de plus en plus, y compris dans leur*

modalités de mise en œuvre (nature des procédures, phasages, etc.). Dit autrement, la panoplie des outils leur est largement commune.» On peut alors renvoyer à une européanisation de ces politiques qui se fait en imposant des règles de gestion et des outils communs (annexes de la DCE et ses transpositions en droit français, guide technique français d'application de la DCE de 2012, groupes d'harmonisation européens pour les indicateurs de la DCE).

Pour autant les travaux récents en sciences politiques rappellent le poids encore prépondérant du niveau étatique dans les politiques publiques. Charlotte Halpern et Patrick Le Galès en font même une des caractéristiques des instruments des politiques environnementales européennes. *«La politique environnementale de l'UE est principalement structurée par ses instruments. L'analyse longitudinale de leur évolution depuis 1972 montre que ce domaine d'intervention est saturé d'instruments, c'est la raison pour laquelle de nombreux auteurs ont mis l'accent sur l'innovation et l'invention de nouveaux instruments dans le cadre d'une analyse sectorielle. Cependant, notre base de données montre que ceux-ci sont très largement empruntés à d'autres échelons de gouvernement, national, supranational»* (2011, page 60). Les choix opérés dans un premier temps en faveur d'une combinaison des directives ou directives-cadres et de standards uniformes contribuent à l'institutionnalisation d'un système d'acteurs à deux niveaux, dans lequel les acteurs et les intérêts nationaux jouent un rôle crucial, tant au niveau européen lors d'une phase d'opérationnalisation des directives-cadres qu'au niveau national lors de la transposition en droit français de cette réglementation européenne ou de sa mise en œuvre. *«L'action publique environnementale de l'UE peut être de plus en plus assimilée à la somme des politiques environnementales des États membres»* (Halpern et Le Galès, 2011, page 65).

Dans mes travaux de recherche, je retrouve ce rôle des services centraux de l'État dans la gestion des inondations par ruissellement comme dans l'application de la DCE. Ces travaux (Étude pour la Direction Générale de la Prévention des Risques en 2013, Programme Makara 2013-2016) font ressortir le poids des acteurs nationaux (ministère de l'environnement, services centraux) dans les modalités de transposition et surtout de déclinaison nationale.

La directive inondation de 2008 donnait aux États la possibilité de ne pas classer les débordements des canalisations d'assainissement dans les risques d'inondation, ce que le ministère de l'environnement a choisi de faire. Ce choix peut se comprendre si l'on considère que la maîtrise des débordements de réseaux doit être gérée par les zonages pluviaux établis par les communes, en annexe de leur document d'urbanisme (voir le chapitre 1.3). Il se comprend moins si l'on considère que ces débordements ne sont pas que des dysfonctionnements d'équipement mais sont liés aux modes d'aménagement du sol (urbanisation des versants, modification des pratiques agricoles sur les plateaux) et que leur gestion passe par une intégration du risque dans l'aménagement, ne se limitant pas à une simple annexe technique (d'ailleurs souvent absente des PLU). Les communes ayant la possibilité d'intégrer ce zonage dans leur PLU gardent toutefois l'initiative de son élaboration, aucun critère de décision n'ayant été défini dans ce sens et aucun délai n'ayant été fixé⁴⁰ : l'intensité des phénomènes à considérer, la nature des mesures à prendre et leurs responsables ne sont pas explicités. D'autre part, le ministère a choisi dans un premier temps de ne pas établir de TRI ruissellement (il n'y en a que trois sur le territoire

⁴⁰ sauf pour les communautés d'agglomération où cela doit être fait pour 2015.

métropolitain), pour se limiter aux débordements de cours d'eau et aux risques de submersion marine, faute de données et de méthodologie.

La latitude d'interprétation des services centraux de l'État se retrouve pour la transposition de la DCE dans la détermination des masses d'eau devant atteindre un bon état en 2015, avec au début des années 2000 des différences de vue entre la Direction de l'eau du ministère et celles des agences de l'eau. *« Dans la DCE il y avait au démarrage une incohérence complète entre d'un côté faire des états des lieux et d'un autre côté commencer à donner un premier état écologique des cours d'eau avant même que les outils pour établir ce diagnostic soient bouclés. Le ministère avait dit de se baser sur les outils disponibles pour établir ce premier diagnostic (avec des seuils et des outils qui pouvaient donc changer ensuite). On avait comme échappatoire de dire sur telle masse d'eau, on ne connaît pas l'état (ce qui était une position raisonnable, tout enjeu politique et effet de contexte mis de côté). Au niveau français, le directeur de l'eau du ministère de l'environnement avançait des objectifs très modestes. Les personnels des agences de l'eau ont poussé pour dire que l'on était les meilleurs, en connaissance de la qualité comme en résultats de l'état des cours d'eau, et que l'on pouvait être plus ambitieux. »* (Entretien avec un technicien des services de l'État, 2014, Makara).

Pour leur part, Sylvain Barone et Gabrielle Bouleau proposent de considérer les appropriations nationales de la DCE comme une traduction : *« Par ce terme, nous ne sous-entendons pas qu'il existe un modèle européen identifiable qui serait déformé par des acteurs domestiques, mais plutôt que le texte européen contient tellement d'options possibles que la norme n'existe qu'à travers ses traductions nationales et infranationales. La DCE a en effet donné lieu à des changements très différents selon les États en fonction des trajectoires nationales de la gestion de l'eau, que ce soit dans la manière de fixer les objectifs environnementaux, de les atteindre (dans les délais imposés) ou encore de les optimiser économiquement à l'échelle du bassin... et ces changements sont eux-mêmes déclinés de manière variées aux échelons infranationaux. »* (2011, page 44)

La diversité de fonctionnement des services de l'État et de la mise en œuvre des politiques publiques

Les études du fonctionnement des services de l'État ont mis en évidence la diversité des fonctionnements et des interprétations locales de leurs missions.

L'analyse de la gestion de l'eau montre que déjà au XIX^e siècle les services de l'État ne jouaient pas ce rôle d'homogénéisation des politiques de l'eau à l'échelle locale. Ils disposaient d'une certaine autonomie en fonction des contextes locaux et de l'arbitrage des intérêts en place. Pour la période récente, Julie Pollard et Pauline Prat indiquent que l'État est organisé suivant des divisions sectorielles et suivant des divisions territoriales qui viennent s'ajouter aux multiples lieux et réseaux qui le composent. Les acteurs de l'État sont des passeurs entre niveaux qu'il faut observer en action (2012, page 52).

Olivier Nay et Andy Smith (2002) considèrent que s'intéresser aux acteurs étatiques déconcentrés donne à voir les lieux où s'articulent les espaces institutionnels. Les acteurs étatiques se positionnent à la fois comme des acteurs locaux et comme des représentants du niveau national. Ils incarnent la complexité, l'hétérogénéité et les contradictions de l'État. Les acteurs qui représentent l'État aux différents niveaux infranationaux doivent parfois rendre des arbitrages non rendus au niveau national. Tantôt courtiers, tantôt intermédiaires, les acteurs étatiques font preuve d'une capacité à utiliser les différents niveaux d'action publique et à négocier leurs marges de manœuvre suivant les ressources dont ils disposent. Ce rôle de l'échelon département et des services déconcentrés de l'État se retrouve dans la mise en œuvre de sanctions pénales lors d'un déversement industriel dans un cours d'eau

aboutissant à la pollution du cours d'eau et son constat⁴¹. À condition d'apporter la preuve de la pollution et celle de la culpabilité de son auteur, les services départementaux jouent un rôle de centralisation des informations concernant la pollution et de négociation avec le pollueur, rôle que j'étudie avec Laurence Lestel (Lestel et *al.*, 2013). La figure 3.1 montre ce rôle de courtier des services de l'État : le pollueur a la capacité pour échapper à la condamnation pénale d'indemniser les parties plaignantes qui se sont portées partie civile, comme une fédération de pêche⁴². L'administration départementale vérifie que cette indemnisation a bien eu lieu, comme elle demande au pollueur d'effectuer des travaux pour éviter que la pollution ne se reproduise. Enfin elle fixe le montant d'une amende d'un montant moins élevé que celle encourue pour le délit commis, évitant ainsi au pollueur d'être condamné au pénal.

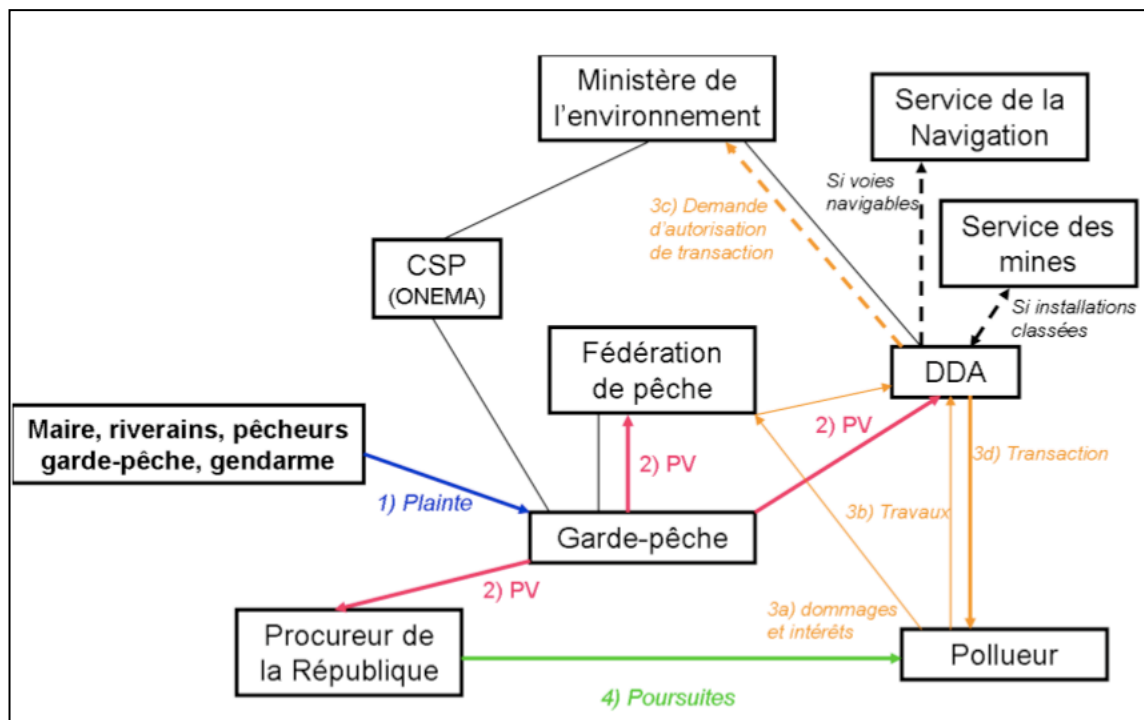


Figure 3.1 Schéma des relations entre acteurs de la rivière lors d'un événement de pollution dans les années 1970 (Lestel et *al.*, 2013, page 233).

Dans l'étude pour la Direction Générale de la Prévention des Risques sur la lutte contre le ruissellement dans le cadre de la loi Barnier et de la directive inondation (Bavoil-Mercadier et *al.*, 2013), il s'agissait de faire remonter les pratiques des DDT de France métropolitaine et de faire ressortir les points communs et les différences en vue d'une possible harmonisation nationale. Cette étude a été effectuée par un groupe d'étudiants de master 2 que j'encadrais⁴³ et elle a reposé essentiellement sur une enquête en ligne et des entretiens auprès des 96 DDT métropolitaines. Les réponses font état d'une très grande diversité de méthodes pour caractériser et représenter l'aléa alors que la définition des enjeux est plus homogène.

⁴¹ Depuis l'adoption de la loi du 15 avril 1829, suivie d'autres lois renforçant les sanctions pénales, en 1949, 1959, 1984

⁴² Pour les négociations sur les dommages et intérêts, voir aussi Gabrielle Bouleau, 2013a.

⁴³ Ces travaux d'ateliers réalisés dans le cadre de master 2 sont détaillés dans le volume 2 de cette HDR.

Les diversités portent d'abord sur les méthodes utilisées pour caractériser le ruissellement avec deux grandes catégories :

- l'assimilation du ruissellement à un débordement de cours d'eau (en utilisant généralement la méthode hydraulique),
- une méthode qualitative et empirique reposant sur le retour de terrain (arrêtés catnat) et l'expertise.

Les différences portent ensuite sur la représentation cartographique. Sur les 54 DDT ayant répondu à cette question, la plupart limite la représentation au périmètre d'écoulement, aux zones de production et de débordement ; très peu mentionnent les hauteurs d'eau et la vitesse. Certaines indiquent deux classes d'aléa (fort et faible) là ou d'autres en indiquent trois (fort, moyen, faible selon les zones de production ou d'accumulation) sans procéder forcément de la même manière. On retrouve ainsi des pratiques diverses d'une DDT à l'autre dans l'élaboration d'une stratégie locale.

Cette originalité départementale est constatée par d'autres chercheurs. Rémi Barbier, Jeanne Riaux et Olivier Barreteau observent lors de la définition des plans départementaux sécheresse - en cas de pénurie d'eau - que *« l'ensemble du dispositif est cadré par la réglementation. Mais, alors que la déclinaison des mesures de restriction possibles est bien détaillée dans les textes, la réglementation demeure plutôt silencieuse sur la manière de construire l'infrastructure sociotechnique. Aux questions relatives à l'identification d'un réseau de mesure pertinent à l'étiage, à la manière de déterminer un seuil hydrologique d'alerte ou de crise, etc., chaque mission interservices de l'eau (MISE) - en charge des plans sécheresse pour le compte du préfet - doit apporter ses propres réponses, en fonction du contexte local et des moyens à disposition. En conséquence, chaque plan sécheresse départemental et, plus encore, chaque infrastructure d'évaluation et de déclenchement revêtent une forme originale. »* (Barbier et al., 2010, page 16)

Les tâches de coordination et d'animation par lesquelles les services de l'État définissent aujourd'hui leur action continuent de laisser le champ libre à de nombreuses interprétations⁴⁴.

3.1.2 Le maintien d'une logique administrative aux côtés d'une logique fonctionnelle

Une des originalités des politiques de l'eau est la précocité d'application de la territorialisation des politiques publiques, avec la promotion dans la loi de 1964 d'un découpage fonctionnel du territoire autour de l'unicité de la ressource et d'une gestion intégrée, du fonctionnement du cycle de l'eau avec la figure du bassin versant. Conçu comme un territoire fonctionnel, le bassin versant devait permettre de dépasser les logiques administratives, insuffisantes pour appréhender les phénomènes naturels et leurs fonctionnalités, et d'assurer une gestion transsectorielle en proposant un espace d'intégration. Quant au mode de gestion, il réunissait un exécutif (les agences de l'eau) et un « parlement de l'eau » le comité de bassin, assemblée tripartite réunissant des représentants des services de l'État, des collectivités et des usagers (Barraqué, 1995).

En ce qui concerne les agences de l'eau, Jean-Loïc Nicolazo et Jean-Luc Redaud (2007) soulignent que leur mode de fonctionnement anticipe deux grandes évolutions ultérieures de nos sociétés : la montée des questions environnementales et la volonté de rapprocher du niveau local les systèmes de décision publique. Thomas Reverdy (2009) étudiant les apports des lois sur l'eau de 1964 puis de 1992, avec l'instauration des SAGE et

⁴⁴ Voir la thèse en cours de Pauline Prat, *La région Ile-de-France, une affaire d'État (1958-2008)*, Institut d'Études Politiques de Paris.

l'affirmation du rôle des CLE, indique que ces dispositifs se caractérisent par un élargissement de l'horizon de l'action publique traditionnelle de gestion des usages de l'eau :

- élargissement de l'horizon politique (représentation des usagers existants ou potentiels, des collectivités locales et de l'État),
- élargissement de l'horizon territorial (à l'échelle du bassin versant en tenant compte des relations entre localités),
- élargissement de l'horizon thématique (prise en compte de tous les aspects de la rivière et de l'eau)
- et élargissement de l'horizon temporel (démarche de planification).

De nombreux auteurs ont insisté sur l'originalité des comités de bassin et des CLE, dans lesquels Sophie Richard et Thierry Rieu (2008) voient des instances politiques intermédiaires, la loi de 1964 créant les conditions d'une nouvelle gouvernance de l'eau en instaurant pour chaque bassin un comité de bassin, véritable parlement de l'eau à l'échelle de ce territoire, et une agence financière de bassin, établissement public levant un impôt sur l'eau (les redevances), avec pour mission de le dépenser pour aider à résoudre les problèmes de qualité de l'eau. Jean Marc Offner (2006) pour sa part souligne que la conciliation entre une logique technico-économique et une logique politique (exigeant délibération et sanction par un corps politique représentant la volonté d'une communauté) se réalise dans une dynamique intermédiaire, conçue comme un travail politique de réinvention des cadres d'action, de redéfinition des relations de pouvoir et de légitimité.

Les utilisateurs sont regroupés dans trois collèges (représentants des collectivités territoriales, des usagers économiques et associatifs, de l'État) et ils sont désignés par leurs institutions. Le comité de bassin définit une politique de gestion, une planification (le SDAGE) et un programme de mesure sur six ans (actuel 10^e programme des agences, 2013-2018) à l'échelle du district hydrographique (tout le bassin de la Seine pour Seine Normandie). L'agence de l'eau - établissement public administratif - lui fournit l'assistance administrative, technique et financière. À l'échelle locale des bassins versants, les utilisateurs sont aussi réunis au sein d'une commission locale de l'eau selon le principe des trois collèges, avec la mission de définir à partir d'un diagnostic local des principes de gestion de la ressource et un programme de mesure, en cohérence avec les orientations du SDAGE et du programme de mesure du comité de bassin.

Dans la pratique l'orientation des comités de bassin et des agences a surtout concerné la préservation de la ressource et la restauration du bon état écologique des cours d'eau et des milieux aquatiques, et depuis peu, la gestion des variations de débits des cours d'eau, la prévention des inondations et des étiages. Cependant, l'importance de ces nouveaux corps institués (Comités de bassin, CLE) pour orienter les politiques de l'eau et décider des mesures à mettre en œuvre dans les bassins versants ne doit pas faire oublier que ni les agences de l'eau, ni les comités ou commissions ne sont maîtres d'ouvrage ou encore exercent la police de l'eau, ce que de nombreux spécialistes de la question soulignent par ailleurs (à commencer par Bernard Barraqué). Il faut alors prendre en considération les acteurs qui détiennent ces compétences, ce qui nous ramène aux acteurs institutionnels, l'État, ses établissements publics (dont l'ONEMA à partir de 2006) et ses services, et les collectivités territoriales, au premier plan desquelles figurent les communes et leurs groupements.

Le schéma (figure 3.2) sur sa partie gauche montre la logique fonctionnelle (celle du cycle de l'eau en surface et en profondeur avec les nappes) issue de la loi de 1964 avec un découpage par bassin versant, au plus près du grand cycle de l'eau, et une gestion par les utilisateurs de l'eau réunis au sein du comité de bassin. La gestion des étiages est portée par les EPTB à l'échelle des bassins versants et localement par les syndicats de rivières qui, étant maîtres d'ouvrage, disposent de la redevance pour service rendu.

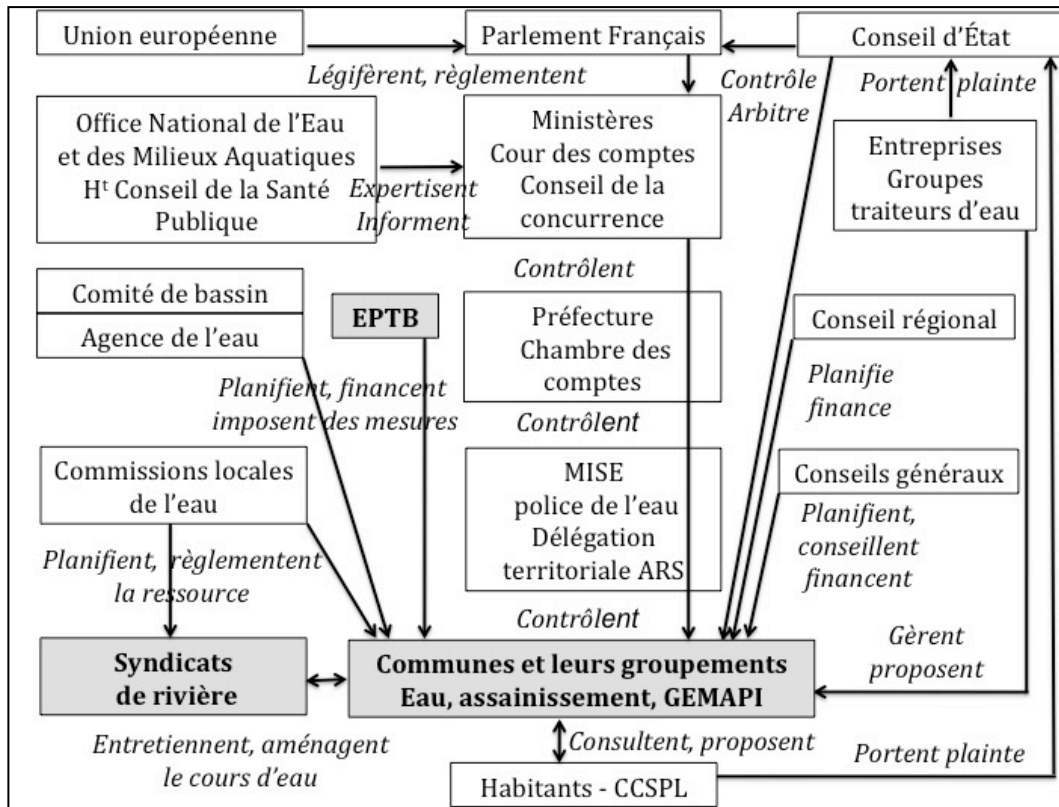


Figure 3.2 Les communes dans une double logique administrative et fonctionnelle (les maîtres d'ouvrage sont indiqués en grisés).

La partie de droite du schéma présente, elle, une logique institutionnelle classique qui s'appuie sur les collectivités territoriales. Les communes et leurs groupements y jouent un rôle principal (voir le tableau suivant 3.1) bénéficiant à la différence des autres collectivités territoriales de compétences obligatoires. Ainsi elles détiennent depuis 1898 la surveillance du milieu et, depuis 1902, la compétence en matière de salubrité publique, compétence de police générale et, par là même, une compétence de police de l'eau. Elles détiennent la compétence exclusive pour la production et la distribution d'eau potable (depuis la LEMA de 2006), celle de la collecte et de traitement des eaux résiduaires urbaines (depuis la DERU de 1991), de la gestion de temps de pluie, depuis 1996 du contrôle des installations d'assainissement autonomes, et enfin depuis 2014 la compétence GEMAPI.

Ces différentes compétences sont exercées soit directement par les communes, soit par l'établissement intercommunal auquel la commune appartient (communauté de communes, d'agglomération, urbaine), ou encore par des syndicats dédiés (SIVU, SIVOM) s'occupant de la gestion de l'eau, ou de l'assainissement, ou de la gestion des rivières, certains syndicats ayant à la fois la compétence assainissement et la compétence rivière. Enfin, l'importance des communes et de leurs intercommunalités tient à ce qu'elles détiennent la

maîtrise d'ouvrage qui leur permet d'entretenir et d'investir dans des équipements, des aménagements.

Tableau 3.1 L'intégration récente du grand cycle de l'eau dans les compétences obligatoires des communes et leurs groupements.

Type de compétence	Domaine communal de compétence	Organisation communale des services d'eau	Principes
Eau potable	<p>1884 : les affaires de la commune sont gérées par la commune</p> <p>1898 : obligation du maire de surveillance de l'état des milieux</p> <p>1902 : responsabilité du maire de police de la salubrité publique</p> <p>2006 : compétence exclusive pour la production et la distribution d'eau potable</p>	<p>XIX^e siècle</p> <p>Recours possible au financement par le privé pour protéger les finances publiques</p> <p>1890 : autorisation de regroupement en syndicats intercommunaux</p> <p>1926 : SPIC Service Public Industriel et Commercial</p>	<p>Avis du Conseil d'État (XIX^e siècle)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Garantir les intérêts des deux parties dans le contrat - Notion de service public : égalité des usagers, et adaptabilité du service <p>Les communes fixent les formes du service public payé par l'utilisateur</p>
Assainissement	<p>1992 : obligation de collecte et de traitement des eaux résiduaires urbaines</p> <p>Gestion de temps de pluie</p> <p>1996 : contrôle des installations d'Assainissement Non Collectif⁴⁵</p>	<p>Dans le cadre d'un SPIC</p> <p>Service Public Industriel et Commercial</p> <p>2011 : taxe pluviale communale</p>	<p>Rappel d'un budget annexe de l'eau et de l'assainissement (M49) pour les communes de plus de 3 000 habitants</p>
Inondations et milieux aquatiques	<p>1902 : responsabilité du maire de police de la salubrité publique</p> <p>2014 : attribution par la loi de la compétence GEMAPI</p>	<p>Compétence (partagée avec les autres acteurs)</p> <p>Délégation possible à un syndicat mixte (EPAGE ou EPTB)</p>	<p>Compétence obligatoire de la commune ou d'un EPCI à fiscalité propre</p>

Ce n'est pas le cas des départements et des régions pour qui la gestion de l'eau ne relève pas d'une compétence obligatoire mais d'une clause de compétence générale et d'une volonté politique d'agir ou non. Leurs rôles dans la gestion de l'eau peuvent s'exercer directement à travers des financements et des programmes d'action (comme les programmes BEP - Bretagne eau pure) ou indirectement à travers les autres domaines de l'action publique interagissant avec celui de l'eau. En Île-de-France, l'inscription dans le dernier SDRIF d'une mesure d'obligation de stockage infiltration des eaux de pluie à la parcelle, plus souple que celle inscrite dans le SDAGE, aurait facilité la rédaction des zonages pluviaux dans les PLU communaux (entretien avec une personne de l'IAU-Idf, Makara, 2015).

⁴⁵ ANC : terme défini par l'arrêté du 6 mai 1996 fixant les prescriptions techniques applicables aux systèmes d'assainissement non collectif, désignant tout équipement « *effectuant la collecte, le pré-traitement, l'épuration, l'infiltration ou le rejet des eaux usées domestiques des immeubles non raccordés au réseau public d'assainissement* ».

Le double niveau de compétence administrative national et local

La particularité de la gestion de l'eau est ainsi de fonctionner à un niveau double de compétence national et local, depuis le XIX^e siècle jusqu'à aujourd'hui, tant pour la lutte contre les inondations que pour les services d'eau et d'assainissement (voir tableau 3.2). Quant aux autres domaines de l'utilisation de l'eau en ville (production d'énergie, transport, port de plaisance), ils ont connu avec les lois de décentralisation le passage d'une compétence nationale à une compétence essentiellement régionale et communale.

Tableau 3.2 Les influences réglementaires des différents échelons administratifs sur les services d'eau et d'assainissement (Carré et Deutsch 2015).

Période	1850 - 1890	Fin XIX Début XX ^e siècle	1930 - 1960	1970 -1990	Fin XX XXI ^e siècle
Tendance générale en France (comme dans les autres pays d'Europe de l'ouest sauf l'Angleterre)	Montée de la réglementation nationale et affirmation d'un service municipal Financement privé de la distribution eau à domicile	Poursuite de la réglementation nationale (santé et service d'eau) Municipalisation des services Financement par l'impôt et aides de l'État	Politique nationale de production d'eau et de lutte contre la pollution Décentralisation et nouvelles territorialisations de gestion (SDAGE, SAGE)	Montée de l'intercommunalité, du financement par l'usager, de la DSP Affirmation des politiques de l'eau européennes (qualité, lutte contre les pollutions)	UE : priorité donnée aux milieux (DCE) Principe de l'eau paie l'eau Poursuite de la délégation et mouvement communal de retour en gestion publique

Pour comprendre le mouvement de balancier entre les niveaux nationaux et locaux, il faut avoir en tête la volonté de la puissance publique, nationale et locale, de faire de l'accès à l'eau un enjeu public et de trouver les moyens de son financement et, pour les élus communaux la possibilité d'encadrer la croissance démographique et l'usage du sol urbain. C'est dans cette perspective que doit être comprise la répartition des rôles entre l'acteur national et l'acteur local. Nadia Dupont (2012) fait ainsi ressortir dans la gestion des inondations le partage de la protection contre l'inondation entre l'État, qui revendique clairement ce rôle de protecteur, et les collectivités locales que la loi de 1884 a placées dans l'obligation de prescrire les mesures de protection nécessaires au rétablissement de la sécurité publique. Quant à la compétence municipale de l'eau, elle trouve son origine dans les logiques politiques de la III^e République à la fin du XIX^e siècle (loi de 1884). C'est à cette époque que les communes obtiennent avec la loi de 1890 l'autorisation de se regrouper dans des syndicats pour exercer leur compétence et qu'elles expérimentent une gestion contractualisée avec des entreprises privées (Carré et Deutsch, 2015).

La montée des acteurs européens et régionaux se traduit par un enrichissement des deux échelons national et local : les services de l'État doivent aujourd'hui obtenir la mise en œuvre des directives européennes, et les communes et leurs groupements confronter leurs pratiques locales aux stratégies de gestion de la ressource et des milieux par bassin versant. La logique préconisée est celle d'une gouvernance territoriale de l'eau, ce qui suppose une coordination des acteurs autour du rôle de prescripteur de l'Union européenne, celui d'animateur des services de l'État et pour les acteurs régionaux, comité de bassin et EPTB, la définition des actions et leur financement, avec l'appui des conseils généraux et régionaux et le portage opérationnel par les acteurs locaux. Le rôle de financeurs des

collectivités territoriales ne doit pas être minoré. Une subtile répartition, aux limites d'ailleurs assez peu précises, conduit à l'intervention conjointe dans ces domaines de l'État, des agences de l'eau, des départements et des régions avec sur la période de 1996 à 1999 un apport de 600 millions d'euros des conseils généraux et de 948 millions d'euros pour les conseils régionaux, ces dépenses représentant respectivement 65 % de leurs dépenses environnementales et 33 % (IFEN, 2005, *Les dépenses d'environnement des Départements et des Régions 1996 - 2002*).

Le partage entre les services de l'État et ceux des collectivités reste toujours effectif. Ainsi, en ce qui concerne la protection contre les inondations, différents instruments sectoriels à portée réglementaire ont été créés depuis les années 1990, partageant, voire imbriquant, les responsabilités des collectivités et de l'État en la matière. L'État a gardé l'initiative et la responsabilité de l'élaboration des plans de prévention des risques (débordement de cours d'eau, ruissellement) pour confier les zonages pluviaux à l'initiative des communes. D'autre part, il encadre la gestion des comités de bassin et des CLE (voir la partie centrale de la figure 3.2). À l'échelle du bassin hydrographique le préfet de région ayant le titre de Préfet coordonnateur de bassin approuve les SDAGE élaborés par les Comités de bassin ; il coordonne les actions des différents services déconcentrés de l'État (départementaux) dans le domaine de l'eau à l'échelle du bassin.

La création des agences de l'eau et des comités n'a pas supprimé une gestion de l'eau comprise par les maîtres d'ouvrage dans les limites de leurs compétences et de leurs responsabilités. Nous avons rappelé au chapitre précédent comment la gestion des services d'eau potable demeure orientée vers la recherche d'une sécurisation technique de la ressource (Roussary, 2010 ; Hellier, 2013). La gestion de l'eau reste pensée dans ces limites institutionnelles (gestion communale ou intercommunale des services locaux d'eau et d'assainissement) ou dans des approches fonctionnelles (gestion des inondations par bassin versant), comme un problème technique ou juridique à régler (le bon état des masses d'eau, restaurer la fonctionnalité des cours d'eau) sans que l'eau, les cours d'eau, les nappes ne trouvent place dans des projets de territoire ou ne soient pensés comme partie prenante d'un projet de territoire. Pour un EPIDOR, un SAGE Drôme, y a-t-il tant d'autres exemples de projets territoriaux réussis autour d'un cours d'eau ? Dans le Val-de-Marne, la Marne baignable demeure un vœu du syndicat Marne vive pour mobiliser les élus autour des équipements d'assainissement et le traitement du temps de pluie.

Jean-Marc Offner en 2006 est revenu sur la recherche concomitante de territoires pertinents et de maillages simplifiés - autrement dit, le double respect des ambitions d'optimum dimensionnel et de cohérence spatiale - pour conclure qu'elle paraît techniquement et géographiquement non opératoire et infondée politiquement. Il faut faire, dit-il, d'une part avec l'irréductibilité des oppositions entre spécialisation et globalité et, d'autre part, entre légitimités fonctionnelles et citoyennes. Il rappelait qu'Yves Mény l'avait déjà démontré avec force : « *L'idée d'optimum dimensionnel n'est viable que si l'on en tire toutes les conséquences, c'est-à-dire si l'on rompt radicalement avec l'idée et la tradition de collectivités à vocation généraliste* » (...) « *Autrement dit, il faut choisir, ou élaborer des compromis, entre pertinence et cohérence.* » (Offner, 2006, page 34) L'intérêt de cette lecture (qui n'invalide en rien tout ce qui peut être dit sur le caractère novateur de la gestion fonctionnelle de l'eau, par bassin versant et par types d'usager de l'eau) est de rappeler le rôle toujours fondamental des collectivités territoriales, les communes et les départements, acteurs « historiques » de cette gestion auxquels se sont rajoutées les régions depuis 1986.

3.1.3 La place toujours fondamentale et prépondérante des collectivités territoriales dans la gestion de l'eau

Le maintien de l'importance des communes et de leurs groupements repose sur plusieurs éléments : elles sont les principales bénéficiaires des dépenses des agences de l'eau (voir le tableau 3.3) et ce, depuis la création des agences. Elles bénéficient au sein des comités de bassin d'une représentation prépondérante (voir le tableau 3.4). Ce poids dominant est en accord avec les compétences des communes auxquelles le législateur a confié, avec l'instauration d'une politique publique nationale de santé et de sécurité, l'eau et l'assainissement et, depuis 2014, la compétence GEMAPI (récapitulées dans le tableau 3.1).

Tableau 3.3 Les interventions par domaine dans le 10^e programme des agences (en engagement pour 2013-2018, Cour des comptes d'après le MEDDE, 2015, page 91).

	Adour-Garonne	Artois-Picardie	Loire-Bretagne	Rhin-Meuse	Rhône Méd.-Corse	Seine-Norm.	TOTAL
Domaine 1 : fonctionnement, animation territoriale, connaissance, communication, international	16,3 %	18,1 %	17,6 %	16,7 %	13,8 %	11,9 %	14,6 %
Domaine 2 : (assainissement et eau potable) + primes épuratoires	50,5 %	51,6 %	42,5 %	49,1 %	45,4 %	59,1 %	50,8 %
Domaine 3 : mesures territoriales motivées par les objectifs de bon état	29,4 %	24,3 %	34,3 %	29,6 %	35,0 %	22,4 %	28,9 %
Total domaines + primes	96,1 %	94,0 %	94,4 %	95,4 %	94,2 %	93,4 %	94,2 %
Reversement à l'ONEMA	3,9 %	6,0 %	5,6 %	4,6 %	5,8 %	6,6 %	5,8 %
Total des domaines (en M€)	1 893,7	1 030,0	2 455,8	1 164,9	3 653,3	5 270,2	15 467,9

Ce poids des acteurs institutionnels classiques se retrouve dans la place qui leur est faite dans les comités de bassin telle qu'elle vient d'être fixée par le décret du 27 juin 2014 : le collège des collectivités représente 40% des délégués (collège État : 20% de délégués, collège « usagers » : 40% de délégués) et les communes en tant que membres détiennent le plus grand nombre de sièges (tableau 3.4). Leurs représentants sont désignés par l'Association des maires de France.

Tableau 3.4 Nombre des membres des comités de bassin dans les conditions prévues par l'article D.213-17 du code de l'environnement (décret du 27 juin 2014).

REPRÉSENTANTS	CONSEILS régionaux	CONSEILS GÉNÉRAUX			COMMUNES ou groupements de communes	USAGERS, organisations professionnelles, associations agréées, institutions représentatives personnes qualifiées	ÉTAT	TOTAL
		Total	Dont					
			Au titre du département	Au titre de la coopération inter-départementale				
BASSINS								
Adour-Garonne	6	20	18	2	28	54	27	135
Artois-Picardie	3	12	12	0	17	32	16	80
Loire-Bretagne	8	29	28	1	39	76	38	190
Rhin-Meuse	3	16	15	1	21	40	20	100
Rhône-Méditerranée	5	27	26	1	34	66	33	165
Seine-Normandie	7	29	25	4	38	74	37	185

Les modes de gestion de l'eau en France viennent d'être abondamment critiqués dans les récents rapports sur la politique de l'eau en 2013⁴⁶, critiques qui ont alimenté les articles 56 à 59 de la Loi de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles. Cette loi prévoit pour 2016 la création d'un bloc de compétences relatives à la gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations, pour les établissements de coopération intercommunaux. Sans rentrer dans les raisons de cette décision, ni sur les possibilités et les modalités de sa mise en œuvre, on observe que la dynamique des politiques de l'eau continue de s'appuyer sur les acteurs administratifs (établissements de coopération intercommunale), tout en rajoutant d'autres acteurs (EPTB, EPAGE) concurrents des acteurs fonctionnels traditionnels (CLE et comité de bassin).

La confrontation des modèles (gestion décentralisée, gestion intégrée de la ressource en eau) avec les compétences effectives des acteurs et leur exercice montre une territorialisation des politiques de l'eau fonctionnant sur une juxtaposition des modes d'action plus que leur intégration, le poids des acteurs territoriaux administratifs, selon une gestion toujours dominée par une sécurisation de la ressource et de prévention des inondations, une segmentation des acteurs, loin d'une transversalité attendue par les réglementations.

3.2 Les effets spatiaux de la territorialisation : régionalisation des acteurs vs spécialisation des échelons

Il ressort des analyses précédentes qu'au-delà d'un optimum territorial acquis grâce à une territorialisation fonctionnelle de la gestion de l'eau, d'une plus grande efficacité publique (par la coordination des acteurs, leur régulation) couplée à un objectif d'équité sociale et spatiale permis par une gestion intégrée de l'eau, il continue d'exister une superposition de logiques d'action publique, sans harmonisation des gestions pratiquées aux échelons régionaux et locaux. La question est alors de savoir si, dans ce qui se joue entre les acteurs des échelons régionaux et locaux, on peut parler d'une autonomie de ces acteurs et, dans ce cas, sous quelles formes.

3.2.1 L'autonomie des acteurs régionaux et locaux en matière d'action publique

L'atterrissage des politiques publiques se fait à plusieurs échelles sur une combinaison stratégique et opérationnelle :

- les niveaux national et européen imposent une mise en œuvre et des outils, à l'appui des principes édictés (voir l'annexe 5 de la DCE pour la définition du bon état des masses d'eau),
- les niveaux régional et local redéfinissent les principes en fonction des contextes, traduisent les objectifs et produisent des outils propres.

Pour les agences, leur autonomie a été posée à leur création en 1964, la loi en faisant des établissements publics « dotés de l'autonomie financière » comme le rappelle la Cour des comptes : « *Conformément au principe d'autonomie des établissements publics, le programme d'intervention de chaque agence définit les types d'aides susceptibles d'être accordées, leur taux et leur assiette ainsi que leurs modalités d'attribution, de versement et*

⁴⁶ Rapport de Michel Lesage, *Mobiliser les territoires pour inventer le nouveau service public de l'eau et atteindre nos objectifs de qualité*, juin 2013, Rapport d'Anne-Marie Levraut, *Rapport d'évaluation CIMAP*, juin 2013.

de contrôle » (2015, page 79).

Jean-Claude Flory décrit un dispositif où « le niveau de bassin se retrouve dans une position charnière entre le calage par les grands objectifs nationaux, et en fait européens, et le niveau « de terrain » des acteurs, maîtres d'ouvrages et gestionnaires locaux, avec toute sa diversité de contextes, puisque c'est bien à ce niveau, in fine, que s'appliquent les redevances et les aides et qu'il revient d'expliquer et de justifier les politiques. » (2003, page 29)

Le rapport de la Cour des comptes tempère l'idée de cette autonomie en précisant qu'une réglementation nationale de définition des redevances s'impose aux agences de l'eau, particulièrement pour la taxation des agriculteurs et des industriels. Ainsi pour le secteur agricole « la faiblesse des redevances acquittées par l'agriculture est essentiellement due aux choix du législateur. En effet, à l'exception de la redevance pour prélèvement sur la ressource en eau, les règles relatives aux redevances acquittées par le secteur agricole sont fixées par le code de l'environnement. » (2015, page 85) Cependant ce même rapport constate que les agences disposent d'une réelle marge de manœuvre : « Si les programmes d'intervention des agences sont largement déterminés par la réglementation relative aux redevances et par les priorités définies nationalement, les instances de chaque agence disposent néanmoins de marges de manœuvre pour les adapter au contexte local » (2015, page 76). Cela aboutit à une hétérogénéité des pratiques entre les six agences (voir le tableau 3.5), une hétérogénéité qui pour la Cour des comptes « ne paraît pas toujours justifiée par les différences hydro-morphologiques ou économiques des bassins. » (2015, page 79)

Tableau 3.5 Répartition des redevances émises par catégories de contributeurs (Cour des comptes, rapport 2015, page 79).

	Rhône-Méditerranée-Corse		Seine-Normandie		Loire-Bretagne		Adour-Garonne		Rhin-Meuse		Artois-Picardie	
	2007	2013	2007	2012	2007	2013	2007	2013	2007	2012	2007	2012
Usagers domestiques et assimilés	89 %	88 %	91 %	92 %	81 %	81 %	83 %	83 %	78 %	84 %	92 %	83 %
Industrie	10 %	8 %	9 %	4 %	14 %	8 %	14 %	5 %	22 %	13 %	8 %	10 %
Agriculture	1 %	4 %	0 %	4 %	4 %	10 %	3 %	11 %	0 %	2 %	1 %	7 %
Autre	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	1 %	0 %	1 %	0 %	0 %	0 %	0 %

À l'autonomie des agences répond celle des régions, bénéficiant des opportunités législatives données par la loi du 13 août 2004 relative aux libertés et aux responsabilités locales. Stéphane Ghiotti indique une première possibilité relative à l'expérimentation (l'Alsace et la Bretagne ayant demandé le pilotage de la politique de l'eau), et une seconde liée au transfert à la région de la propriété des biens de l'État concédés aux sociétés d'aménagement régional (2010, page 153). Cependant, les régions ont pu intervenir dans la gestion de l'eau avant : en 1990 est signé le premier programme Bretagne Eau Pure qui fédère les aides de la Région Bretagne, de l'État, de l'agence de l'eau Loire-Bretagne et des conseils généraux, pour la lutte contre la pollution des eaux.

Les vingt dernières années voient l'apparition et la multiplication de normes techniques et juridiques régionales et locales, produites pour ce qui est des politiques de l'eau et des

milieux aquatiques non seulement par les services déconcentrés de l'État (ainsi que cela été rappelé au paragraphe précédent) mais aussi par les collectivités territoriales, les comités de bassin et les commissions locales de l'eau. Guido Petrucci (2012) montre que certaines de ces normes régionales n'existent pas au niveau national, comme les valeurs de débits de fuite des eaux de pluie en limite de parcelle indiquées dans certains SAGE. Or la loi du 21 avril 2004 portant transposition de la Directive Cadre sur l'eau (2000/60/CE) insère dans le code de l'urbanisme l'obligation de compatibilité aux SDAGE et aux SAGE des documents d'urbanisme (plan local d'urbanisme, schéma de cohérence territoriale). Moins contraignante que la notion de conformité, la notion de compatibilité impose que le document d'urbanisme de norme inférieure ne définisse pas des options d'aménagement ou une destination des sols qui iraient à l'encontre ou compromettraient des éléments fondamentaux du document de norme supérieure tels que le SDAGE et le SAGE. Lorsque les valeurs de référence pour la gestion des eaux et des milieux indiquées dans les SAGE sont très précises, elles limitent la marge de manœuvre des documents d'urbanisme et se traduisent par une nouvelle norme qui s'impose finalement aux aménageurs et aux constructeurs.

De son côté, le Sénat a relevé que les collectivités territoriales sont largement concernées par la question des normes techniques professionnelles facultatives de type AFNOR ou ISO30, que ce soit à travers les ouvrages et services publics qu'elles gèrent (eau, déchets, voirie, équipements sportifs...) ou dans la mise en œuvre de leurs compétences, tant par leur nombre que par leur impact financier considérable (*Avis sur les relations avec les collectivités territoriales dans le projet de loi de finance en 2010*, présenté par Bernard Saugey, le 16 novembre 2009). Ainsi, lorsque les collectivités se plaignent de l'inflation des normes et de leur poids, elles contribuent elles aussi à leur production.

Plusieurs hypothèses peuvent être d'emblée mobilisées pour interroger cette production de normes aux échelons intermédiaires de l'action publique :

- l'effet de la décentralisation et une imposition des compétences des nouveaux acteurs publics (communes et leurs groupements, conseils départementaux et régionaux) aux autres acteurs du territoire (services de l'État, établissements publics, commissions administratives, entreprises, citoyens et usagers)
- l'effet de l'application du principe de subsidiarité dans les politiques de l'environnement. Aude Farinetti a proposé de baptiser l'application de ce principe « hydro-subsidiarité », en précisant que ce principe « *devient celui en vertu duquel la prise de décision (ou tout au moins le processus d'élaboration de la décision) ou l'action doivent s'opérer à l'échelon hydrographique parce que les circonscriptions administratives traditionnelles ou l'action individuelle sont moins adaptées au domaine de la gestion de l'eau* » (2012, page 483).

Il nous revient donc de sortir d'un positionnement des acteurs de la gestion de l'eau selon une division du travail entre les échelons et une logique d'emboîtement, pour revenir sur la stratégie propre à chaque acteur. La diversité des stratégies des acteurs a été montrée par plusieurs chercheurs (Latour et Le Bourhis, 1995) pour interroger le rôle des agences de l'eau et celui des conseils départementaux et régionaux. Il faut alors envisager - au-delà de l'hétérogénéité géographique des pratiques, telle que nous l'avons montrée avec les services déconcentrés de l'État - dans quelle mesure nous pouvons parler d'une autonomisation de ces acteurs. Une fois posée cette autonomie des acteurs de la gestion de l'eau aux échelons régionaux, nous pourrions alors nous demander si nous avons affaire à une régionalisation de cette gestion.

3.2.2 De l'autonomie à la régionalisation des instruments d'action publique

Parallèlement à la mise en œuvre des redevances, les agences de l'eau ont développé leurs propres modes d'action et leurs propres outils de mesure, objets d'étude du programme Makara (ANR-12-SENV-009).

Les agences ont déployé une territorialisation particulière de leur administration. En Seine-Normandie, au démarrage de l'agence les délégations régionales de l'agence ont été calquées sur les sous bassins (Basse Normandie, Seine amont, Oise, Aisne) pour s'appeler récemment des délégations territoriales. À ceci s'ajoute un découpage du bassin de la Seine séparant une zone amont de la Seine, jusqu'à Pose, d'une zone aval allant de Pose jusqu'à la mer, pour tenir compte du poids des apports polluants de l'agglomération parisienne et du fonctionnement spécifique de l'estuaire⁴⁷. Sur chacune de ces zones fonctionne un regroupement ad hoc de chercheurs : les chercheurs du PIREN-Seine à l'amont, ceux du GIP Seine aval pour l'estuaire. Ce découpage de la Seine est complété par les petits fleuves côtiers.

Pour l'agence Loire-Bretagne, à la création de l'agence les sous bassins ont été organisés en antennes, des antennes spécialisées dans une compétence exclusive, avant que cette spécialisation ne soit abandonnée et que tous les thèmes soient aujourd'hui suivis par toutes les antennes.

Existence de pratiques spécifiques à certaines agences (ou qu'elles ont particulièrement développées)

La loi de 1964 prévoyait que l'action des agences de l'eau serait subordonnée à l'élaboration de schémas dits d'objectif de qualité déterminés par cours d'eau. L'idée était alors de créer des communautés d'usagers, dans un champ limité aux collectivités locales et aux industriels, pour solidariser les usagers et mutualiser les investissements de mobilisation de la ressource et de lutte contre la pollution.

En Seine-Normandie les délégations régionales de l'agence ont alors organisé des centaines de réunions par sous-bassin, réunissant les usagers des cours d'eau dans des « comités de patronage » (voir l'encart 2). Il s'agit au début des années 1970 de susciter l'adhésion, l'engagement, pour que les usagers acceptent de payer la redevance, les opposants étant alors les élus davantage que les industriels. La participation est organisée pour permettre la mise en place d'outils financiers (la redevance) et techniques (la dépollution étant calculée sur le bilan rejet / capacité épuratoire du cours d'eau). Chaque comité de patronage est chargé de définir les usages qu'il souhaite et les dépollutions nécessaires au regard des objectifs d'une grille de qualité de l'eau (celle de 1971) qui établit le lien entre usages et paramètres de qualité de la rivière. Sur la carte de la figure 3.3, ce lien correspond aux quatre codes couleur indiqués dans la légende, le bleu permettant la baignade et la production d'eau potable, le rouge ne permettant plus que la seule navigation du cours d'eau. Chaque comité a ensuite la possibilité d'établir sa propre grille d'objectif de qualité. La carte montre ainsi pour les rivières du département du Calvados des valeurs différentes de celle de la grille de référence de 1971 (pour les nitrates 44 mg/L au lieu de 50).

⁴⁷ L'action de l'agence reste centrée sur les eaux continentales jusque dans les années 1990

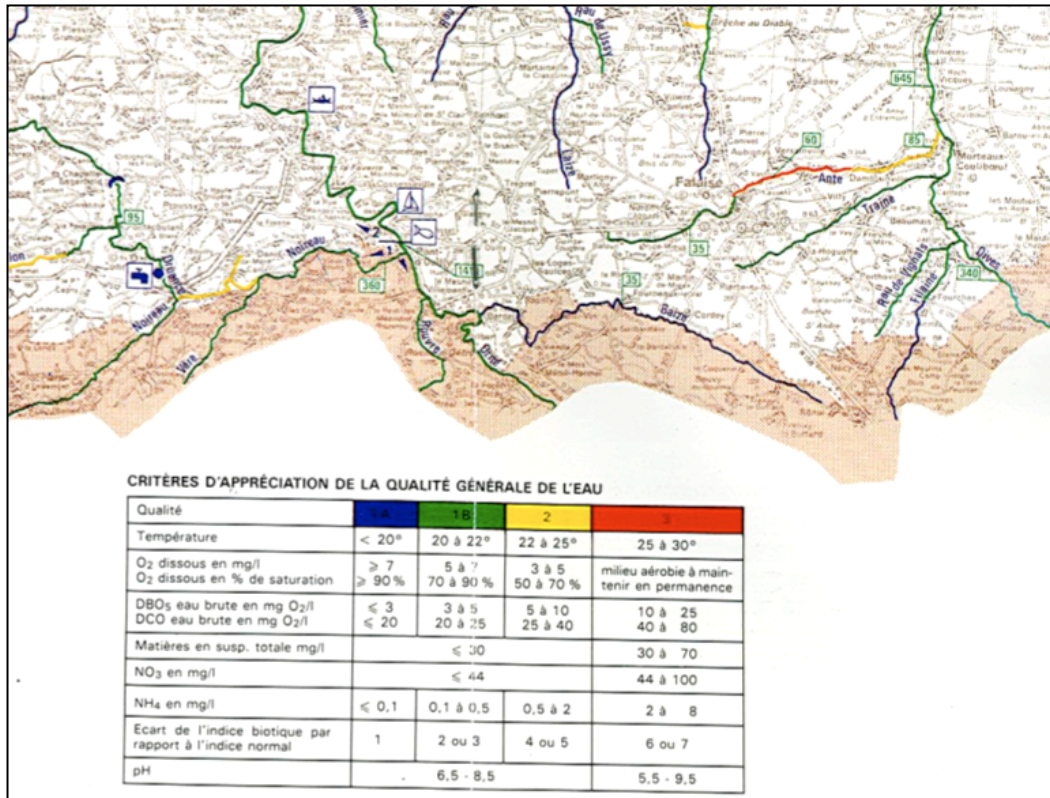


Figure 3.3 Carte extraite du document d'approbation préfectorale des objectifs de la qualité des eaux superficielles du Calvados (1984).

On a ainsi affaire à une logique de négociation⁴⁸ et ceci dès les années 1970, ce qui est assez précurseur par rapport à ce que l'on lit d'habitude sur l'action publique. Ceci est dû à la nécessité pour les agences de trouver leur légitimité dans l'adhésion des usagers au programme d'action local et à son financement, comme l'a rappelé Bernard Barraqué : « On a déjà écrit comment le système a gagné à sa cause les industriels pollueurs, puis les élus locaux de la plupart des collectivités ; seuls de très grands usagers publics comme les grands syndicats franciliens ne voient pas l'intérêt, puisqu'ils pourraient autofinancer seuls leurs investissements. » (2007, page 78)

Les travaux des comités de patronage, des services de l'agence et de la préfecture devaient ensuite déboucher sur la publication de décret d'objectifs et d'autorisation de rejet. Pour autant cette disposition n'a pas été mise en œuvre par les préfets : la procédure était très lourde, les préfets prenaient le risque d'un contentieux si les schémas n'étaient pas appliqués. Cette disposition a été remplacée par des cartes départementales de qualité souhaitable, sans caractère contraignant. Bernard Barraqué (1995) explique que la démarche séduisante au plan théorique n'était en fait guère praticable immédiatement, pouvant conduire à fixer des contraintes différentes à des industriels travaillant dans les mêmes branches mais près de cours d'eau différents. « Ils ne l'acceptaient pas à l'époque, arguant du principe de l'égalité devant la concurrence ». C'est le respect de ce principe qui pour Bernard Barraqué explique en partie la création des six agences : « On ne voulait pas faire de trop petits bassins, pour éviter que les industriels, confrontés à des paiements de redevances très variables selon les endroits et les problèmes rencontrés, ne dénoncent

⁴⁸ Gauthier et Lepage, 2011, p. 101 : « Ce passage d'une action publique construite sur le pouvoir de régir et sur la légitimité de la science à une action négociée qui repose sur l'expérimentation sociale ».

tout le système comme contraire à la règle d'égalité devant la concurrence. » (2007, page 78)

L'échec des décrets d'objectif est aussi dû à ce que ni les techniciens des agences ni les scientifiques ne savaient relier l'état du milieu à un endroit donné aux différentes sources de pollution en amont (ils ne le savent d'ailleurs toujours pas bien). Or cette modélisation était indispensable pour établir les responsabilités d'une façon précise et pour répartir équitablement le coût des installations de dépollution. Bernard Barraqué conclut que « *l'on a finalement préféré traduire globalement l'objectif de reconquête de la qualité du milieu en normes de rejet à respecter par tous les pollueurs quel que soit le pouvoir de dilution du milieu récepteur local* » (2005, page 3). « *La police de l'eau [n'était] pas aux mains des Agences, elles [pouvaient] seulement essayer de persuader les usagers de l'eau d'augmenter leurs efforts via les investissements qu'elles subventionn[aient]. Ceci [se traduisait] par le financement de la dépollution ou d'une augmentation des débits des cours d'eau en été plutôt que de réduire les rejets ou la demande en eau* » (2000, p. 219).

Sara Fernández et al. (2011) précisent qu'au regard de ces contraintes, les agences de l'eau ont associé enjeux quantitatifs et qualitatifs. Les prélèvements et les pollutions étaient des pressions réduisant la capacité auto-épuratoire des cours d'eau ; le traitement et la dilution étaient les réponses appropriées.

Encart 2. La participation dans les comités des patronages organisés par l'agence Seine Normandie dans les années 1970

Elle se veut à la fois un exercice d'information des acteurs socio-économiques (chambres consulaires, fédération de pêche, organismes économiques et sociaux régionaux, les OREAL) et de prospective collective pour recueillir l'adhésion des usagers (dont les élus locaux) au financement des agences et de leur programme d'action.

Toute une ingénierie de la concertation se met alors en place, conçue à deux étages :

- Le premier étage est celui des conseils généraux et des représentants du comité de bassin, réunis en un comité dit de patronage qui fixe les grandes lignes des programmes d'actions, en fonction des usages existants sur chaque cours d'eau et du fonctionnement physico-chimique du cours d'eau, ou plus exactement de sa capacité de dilution dans des circonstances hydrologiques extrêmes (soit en période d'étiage sévère) ;
- Le deuxième étage consiste à organiser des consultations locales réunissant les riverains et les usagers à l'origine des rejets (et qualifiés en conséquence de « rejets »). Ici encore il est question de comité de patronage et la logique de fonctionnement est assez semblable à celle des comités de patronage régionaux. Il s'agit de mettre en face d'un ensemble d'usages propres à un cours d'eau une capacité épuratrice du cours d'eau et un programme d'action visant à restaurer cette capacité. Une fois ce programme validé par le préfet, celui-ci procède à la publication d'un décret d'objectifs et d'autorisations de rejets. Très peu seront finalement publiés : le plus connu d'entre eux - et peut-être même le seul - est celui de La Vire en 1975.

Si on peut parler d'ingénierie de la participation dans ces comités de patronage, c'est parce qu'ils impliquent le déploiement d'un grand nombre d'instruments. Le comité de patronage de la Vire se réunit à cinq reprises en 1975 ; il réunira au total 294 personnes. Chaque réunion comprend deux temps : les riverains sont conviés le matin, les « rejets » (maires et industriels) l'après-midi. Un guide de la concertation est conçu par un bureau d'étude à destination des personnels des agences en charge de la conduite de la concertation.

Chaque réunion est l'occasion de débats sous la houlette de plusieurs observateurs qui produisent des comptes-rendus. Les participants sont conviés à remplir des questionnaires exploités par l'Agence. On ne connaît pas l'ensemble des comités de patronage qui ont été mis en place mais le cas de La Vire n'est pas isolé. Il y en a eu d'autres sur l'Orne, la Dive, le Thérain, la Brèche, la Marne, le Loing, l'Armançon.

Des pratiques régionales de modélisation de la qualité de l'eau et de son suivi

Pour ce qui est des outils utilisés par les agences de l'eau, le rapport CETMEF en recense la diversité (Seytre, 2010). En prenant l'exemple des outils de modélisation de l'évolution de la qualité de l'eau dans les cours d'eau développés en France, derrière une partie de ces modèles on retrouve un cours d'eau précis et un acteur régional. Pour n'en citer que quelques-uns, on associe l'agence Seine-Normandie avec le modèle Kalito développé par l'agence, ou les modèles Senèque et PROse développés par le Piren-Seine pour l'agence, CARIMA en Rhône-Alpes développé par SOGREAH-LHF GRENOBLE, en Loire-Bretagne les modèles NORBER ou MASCARET, développé par EDF R& D /DÉPARTEMENT LNHE.

Le propos est alors d'examiner comment chaque agence de l'eau utilise ses propres outils ou bien applique différemment les règles nationales d'évaluation de la qualité des cours d'eau.

La première situation correspond à une absence de grille nationale pour évaluer la qualité de l'eau. Michel Meybeck et ses collègues rappellent que « *Before the construction of the national water quality assessment system (SEQ-Eau) in the mid 1990's (Oudin, 1999), there was no national scale for assessing the contamination of river, lakes, reservoirs and canal sediments. Each River Basin agency (Agence de l'Eau) developed its own approach, which was very much depending on Basin management policies.* » (Meybeck et al., 2007) Les différences locales d'application ont été prévues à l'origine de la grille de qualité de 1971 dite multi usages pour tenir compte des différences régionales (voir aussi le chapitre 4.3.2). Elle a été établie par un groupe interministériel en l'adaptant aux particularités de chaque agence.

Ces variations dans les politiques régionales sont aussi liées aux contextes industriels et aux façons de prendre en compte la pollution. L'article de Meybeck et al. montre les différences de valeurs seuils des classes de qualité entre l'agence Artois-Picardie (AEAP) et l'agence Seine-Normandie (AESN) : « *The Artois-Picardie Basin has a heritage of severe contamination resulting from mining and industrial activities. AEAP has therefore targeted its metal scale in the early 1990's to dredged sediment management, not to an ecological capacity: the first level (bonne qualité) was set up as 6 times its "basin background reference", thus separating the "non-contaminated and negligible contamination" states from the "probable contamination" level, while the second level (mauvais) was identified as the "established contamination" (Noppe, 1996). Meanwhile, in the Seine Normandie Basin (AESN) located in an identical geological setting but lacking any mining pressure, a relative index of contamination was proposed based on the natural background levels (Cn) established by Pereira-Ramos (1988).* » (2007, page 22)

Le programme Makara est l'occasion de vérifier que ces pratiques locales se sont poursuivies après la mise en place du SEQ-eau en 1995, d'une part parce que les décrets nationaux permettant d'appliquer les grilles nationales ou la DCE ont mis du temps à sortir et les services des agences et de l'État ont continué d'appliquer les anciennes grilles ; d'autre part pour tenir compte de contexte spécifique, ou encore dans le souci d'améliorer l'efficacité de l'outil, comme le montre l'exemple breton. En raison de l'eutrophisation croissante des eaux littorales bretonnes, cette région a depuis quelques années une demande accrue de connaissance des flux. La surveillance de bassins versants petits, de flux très variables, requiert des fréquences élevées de mesures par station et des stratégies adaptées, particulièrement pour le temps de pluie pour certains paramètres comme le phosphore (Moatar et al., 2013). Le nouveau protocole régional du réseau de suivi de la

qualité de l'eau et des milieux aquatiques dans les bassins versants bretons pose la question de l'optimisation des fréquences des suivis et recommande l'utilisation d'un outil d'aide à la décision *Pol(f)lux* (DREAL Bretagne, 2015).

L'entrée en vigueur de la DCE n'a pas mis fin aux différences régionales dans l'évaluation de la qualité. Gabrielle Bouleau, dans les travaux du GIS Seine aval sur les estuaires⁴⁹ montre que le nombre de masses d'eau varie d'un estuaire à l'autre, avec trois masses d'eau pour celui de la Seine, huit pour celui de la Gironde et onze pour l'estuaire de la Loire, selon les administrations qui les décident et l'existence ou non d'un SAGE sur la rivière (l'existence d'un SAGE diminuant le nombre).

Dans certaines délégations de l'agence de l'eau Seine-Normandie, le SEQ-eau a été conservé après 2005 pour sa souplesse et son efficacité envers les utilisateurs d'eau. Chaque paramètre de qualité a été recodé entre 0 et 100 suivant des lois complexes, puis recombinaison avec des poids parfois différents selon les usages de l'eau ou les problèmes identifiés. Cela permet de faire le point de l'avancée de la qualité pour des secteurs économiques variés (loisirs, potabilisation, irrigation) ou pour des altérations environnementales ciblées (eutrophisation, pollution industrielle) et de disposer d'indicateurs souples, évoluant progressivement et non par paliers, comme les codes couleurs du % de masses d'eau en bon état de la DCE (code binaire pour le bon état chimique).

La question est alors de savoir si l'on peut passer d'une autonomie régionale, d'une diversité de pratiques visibles à cette échelle à l'existence d'une communauté régionale de la gestion de la qualité de l'eau. Ce point va maintenant être traité à travers le prisme de la gestion des hydrosystèmes puis celui de la gestion de temps de pluie.

En ce qui concerne les hydrosystèmes, Gabrielle Bouleau et Sara Fernandez montrent que la DCE impose une référence commune pour la gestion de l'eau se traduisant en France par l'institution d'une expertise centralisée avec la création de l'ONEMA en 2006 et qui cohabite avec des doctrines d'action publique et les outils de la gestion de l'eau très différents dans le bassin de la Seine, du Rhône et de la Garonne. Cette diversité de doctrines et de pratiques est toutefois nourrie par une expertise scientifique produite à partir d'un programme de recherche commun, le PIREN (programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement) lancé en 1979 par le CNRS et le Ministère de l'environnement. Mais, constatent les auteures, « *ce programme s'est développé de manière relativement autonome sur chacun de ces fleuves ... les outils de gestion ont connu des trajectoires très différentes ... selon des tendances qui maintiennent séparées ces trajectoires* » (Bouleau et al., 2012, page 201). Elles identifient des collectifs régionaux de chercheurs et d'opérationnels, constitués autour d'objectifs et de modes de fonctionnement différents. « *Chaque programme a été pris à partie par les controverses locales : pour le Piren-Seine autour de la poursuite de la station d'épuration d'Achères et une demande de l'agence Seine-Normandie pour les aider à modéliser les options possibles de dépollution de la Seine, pour le Rhône au démarrage une opposition de chercheurs aux barrages sur le Rhône (Loyettes) aboutissant à une mutualisation des expertises autour d'une figure du Rhône comme hydro-système et une coopération actuelle entre chercheurs, agence, mais aussi la CNR, EDF, les CG et CR* ». Les auteures indiquent

⁴⁹ Programme BEEST *Vers une approche multicritère du Bon Etat écologique des grands ESTuaires Seine, Loire, Gironde* (BEEST).

alors que ces « techniques et les savoirs développés dans un territoire en s'appuyant sur les spécificités non généralisables de ce lieu, deviennent à leur tour des ressources territorialisées permettant de justifier ce territoire comme une entité politique. » (Bouleau et al., 2012, page 204)

Cette coalition entre chercheurs et opérationnels se retrouvent dans d'autres agences que celles étudiées par ces auteurs. C'est un des points qu'étudie Alexandra Bocarrossa dans sa thèse, montrant que la spécialisation de l'expertise de l'agence Loire-Bretagne sur les pollutions d'origine agricole peut s'appuyer sur le centre de Rennes de l'INRA et l'ENSAR, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes. Les entretiens auprès des deux premiers directeurs de l'agence de l'eau Loire-Bretagne effectués par Alexandra Bocarrossa renvoient à une sorte de spécialisation selon les compétences des corps d'État (le GREFF pour Loire-Bretagne, les Ponts-et-Chaussées pour Seine-Normandie, les Mines pour Rhin-Meuse) s'appuyant sur les savoirs locaux (pour Loire Bretagne les compétences de l'INRA sur l'azote et le bétail).

Cette régionalisation des expertises des agences de l'eau va, au démarrage des agences, avec un partage des tâches plus ou moins implicite, pour faire l'objet ensuite d'une mutualisation organisée au sein du comité Inter-Agences de l'eau (voir l'encart 3).

Encart 3. Le partage des tâches entre les agences de l'eau entre 1977 et 2001

Ainsi, depuis 1977, cinq programmes ont été menés à bien. Le cinquième, portant sur la période 1997-2001, a permis notamment la réalisation du présent document, fruit d'une des études réalisées.

D'un montant de 105 millions de francs, ce cinquième programme s'intéresse aux axes suivants :

Axe 1 : La socio-économie, la planification et les institutions - Pilote Direction de l'eau du ministère chargé de l'Environnement

Axe 2 : La connaissance et l'évaluation des milieux aquatiques - Pilote Rhône-Méditerranée-Corse

Axe 3 : L'urbain - Pilote Seine-Normandie

Axe 4 : Le rural - Pilote Loire-Bretagne

Axe 5 : L'eau et la santé - Pilote Artois-Picardie

Axe 6 : La gestion des milieux aquatiques - Pilote Adour-Garonne

Axe 7 : Les industries, l'énergie et le transport - Pilote Rhin-Meuse

(Source : synthèse des travaux conduits dans le cadre du Vème programme d'études inter-agences et réalisés par le groupement de bureaux d'études Aquascop-Gay-Lamothe sous la conduite d'un comité de pilotage rassemblant des représentants des Agences de l'Eau et du Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, des SEMA des Directions Régionales de l'Environnement et du Conseil Supérieur de la Pêche.

<http://www.sandre.eaufrance.fr/IMG/pdf/SEQBioET77.pdf>

On peut de la même façon identifier une communauté régionale de chercheurs et d'opérationnels dans la gestion de l'assainissement et du temps de pluie (Carré et Deutsch, 2015). On retrouve à l'origine une volonté du ministère de l'équipement de décentraliser l'action de la Direction des Équipements Urbains. En 1985, des crédits d'incitation sont débloqués pour créer des Groupes d'action régionale (GAR) avec pour objectif de rassembler des chercheurs et des techniciens dans chaque région afin de faire remonter au niveau national les besoins en études et en recherches. Il existera jusqu'à six GAR. La plupart d'entre eux disparaissent au bout d'un nombre d'années variable parce que le soutien du ministère fait défaut assez rapidement et qu'ils fonctionnent presque tous sur le

bénévolat. Deux groupes fonctionnent encore aujourd'hui : l'association VERSeau développement à Montpellier et le Groupe de recherche Rhône-Alpes sur les infrastructures et l'eau (GRAIE). Le GRAIE est devenu un des principaux promoteurs des nouvelles technologies en assainissement. Il organise les conférences triennales Novatech où techniciens et scientifiques du monde entier viennent présenter leurs actions innovantes. Les présentations lors de ces conférences permettent de nouveau d'identifier des regroupements de chercheurs et d'opérationnels français sur des bases régionales (Deroubaix, Carré, 2010). On y trouve les services de la Communauté urbaine de Lyon avec l'Institut national des sciences appliquées (INSA) et le GRAIE (Groupement de recherche Rhône-Alpes sur les infrastructures et l'eau) ; les services d'assainissement de l'agglomération parisienne (Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne [SIAAP], conseils généraux du 92, 93, 94, Ville de Paris) et le Laboratoire eau environnement et systèmes urbains (LEESU) ; Montpellier Agglomération avec l'Institut des sciences de l'ingénieur de Montpellier (ISIM), aujourd'hui Polytech Montpellier ; Nancy avec le Centre d'études techniques de l'équipement (CETE) de Metz et son complexe universitaire ; Strasbourg, Bordeaux et Lille, Nantes, avec l'Institut de recherches en sciences et techniques de la ville (IRSTV). Ici le moteur de ces regroupements est la promotion des services urbains des grandes villes françaises et leur savoir-faire technologique.

3.2.3 Mutualisation / spécialisation / recentralisation ou poursuite de la centralisation ?

La DCE a suscité de nombreuses réflexions à propos des impacts que peuvent avoir les objectifs d'atteinte du bon état des masses d'eau sur l'organisation des territoires, variables en fonction des objectifs que chaque État s'est fixé. Stéphane Ghiotti relève que « *la nouvelle territorialisation semble devoir synthétiser plusieurs contradictions. D'un côté les dynamiques territoriales liées à la poursuite de la décentralisation et à la réorganisation de l'État, de l'autre celles relatives à la gestion de l'eau insufflées par la loi de transposition de la directive européenne et la LEMA. (...) La « nouvelle gouvernance » de l'eau tente de créer un équilibre entre une certaine affirmation du rôle de l'État, responsable devant l'Union européenne, et des outils opérationnels (SAGE et contrats de rivière) confrontés aux logiques de développement des différentes collectivités territoriales.* » (2010, page 155).

Pour apprécier cette tension, entre décentralisation et recentralisation, cela suppose d'en préciser l'acception. Derrière le terme de centralisation est parfois entendu le contrôle de l'État, de ses services centraux et déconcentrés sur les autres acteurs publics, limitant l'exercice effectif de leurs compétences. D'autres y voient une planification nationale s'opposant à une gestion régionale, le contrôle du Parlement et des ministères encadrant les redevances des agences de l'eau (Barraqué, 2007). Certains auteurs mettent en question le fonctionnement même du « système Agence », superstructure à l'échelle du bassin hydrographique, éprouvant une difficulté à envisager sa propre réforme, « *la LEMA prévoyant la possibilité de créer des commissions territoriales, sortes de réplique à l'échelle des commissions géographiques du comité de bassin* » et « *notamment une certaine décentralisation des moyens et des décisions dont il est lui-même le symbole à l'échelle nationale.* » (Ghiotti, 2010, page 150).

Notre réflexion va examiner sur les relations entre les acteurs publics à l'échelle régionale pour se focaliser sur les services de l'État, les agences et les CLE lors de l'élaboration des SAGE. L'analyse des débats lors de la loi sur l'eau de 1992, faite par Bernard Barraqué

(1999), montre que malgré le recul de la planification dans les autres domaines de l'action publique, le Ministère n'a pas abandonné l'idée d'une planification systématique que l'on retrouve dans la mise en place des SAGE. Les différentes étapes d'un SAGE sont contrôlées par les services de la préfecture départementale : un arrêté préfectoral définit le périmètre du SAGE, la composition de la CLE et l'approbation du SAGE. Thomas Reverdy (2009) distingue deux logiques concurrentes dans le pilotage des SAGE, l'une qu'il appelle « logique de schéma » portée par les agences de l'eau et les services de l'État, l'autre qu'il dénomme « logique de projet » pour décrire les choix et les actions des collectivités territoriales. Pour Thomas Reverdy, les débats lors de la loi de 1992 ont révélé « une tension entre deux définitions de la gestion intégrée : d'un côté, une planification descendante, portée par les organismes et administrations en charge de l'environnement et qui se traduit dans ce que nous avons appelé la « logique du schéma » ; de l'autre, une gestion intégrée à l'initiative des collectivités locales, autrement dit, la « logique du projet ». Thomas Reverdy s'appuie sur l'étude qu'a faite Jean-Pierre Le Bourhis (1999) du fonctionnement des DIREN pour comprendre leur adhésion à la « logique du schéma », la planification territoriale étant l'occasion d'intégrer des objectifs environnementaux dans des règles de gestion formalisées.

La DCE n'a fait que renforcer cette position des services de l'État, du préfet de bassin, exposés aux obligations de résultats et de rapportage européen. Pour ce qui est des agences de l'eau, Aurélie Roussary évoque leur difficulté de positionnement. « Désormais prise en étau entre, d'une part, le contrôle de ses ressources par le Parlement et, d'autre part, le partenariat incontournable avec les Départements pour diffuser les crédits et les aides qu'elle gère, l'Agence de l'eau voit se réduire ses marges d'autonomie pour développer sa propre politique tournée vers la satisfaction des objectifs de la DCE. » (2010, page 503)

Les personnes des agences et des services déconcentrés font du SAGE le cadre d'application des directives, et d'obtention des mesures fixées par le SDAGE qui s'imposent aux SAGE. Les plans nationaux découlant des lois Grenelle (anguille, barrage, classement des rivières) s'imposent aux territoires, comme le contrôle du Parlement sur les redevances des agences de l'eau (vue au paragraphe 3.2.1). Dans le cadre de la restauration des continuités écologiques des Deux Morin (Carré et *al.*, 2014), les services de l'État ont imposé le choix des trois ouvrages à effacer, ignorant les études faites par la CLE. Les élus y ont vu le retour d'une politique descendante, les obligations du SDAGE s'imposant aux SAGE, le comité de bassin définissant les programmes de mesure pour tous les cours d'eau et les répercutant aux CLE.

Cette poursuite de la centralisation n'est pourtant pas si facile à établir ni les signaux à interpréter, si l'on prend par exemple la diminution du personnel des services déconcentrés. Certains auteurs ont parlé d'un « gouvernement à distance » (Epstein, 2005) pour caractériser le redéploiement de l'État et la restauration de son autorité auprès des élus, l'application indistincte aux territoires par les services des normes nationales et européennes, tout en réduisant leurs effectifs, leurs moyens techniques et financiers, recourant à la contractualisation (les contrats de bassin, contrat globaux des agences) et renvoyant à des prestataires privés (comme les laboratoires d'analyse de la qualité des masses d'eau).

La difficulté d'interpréter le sens et la portée des processus politiques s'applique aussi à la démocratie participative, la concertation entre les usagers, le fonctionnement des processus de décision. Le propos ici n'est pas d'interroger les modes de participation dans la gestion de l'eau (ils seront développés dans le chapitre suivant) mais de considérer la capacité des

agences de l'eau et des comités de bassin à associer les usagers aux schémas de gestion de la ressource.

Denis Salles et Olivier Notte (2011) étudient les modes de consultation du grand public en Adour-Garonne, en 2005 et 2008, et relèvent une relativement faible capacité d'innovation procédurale. « *Les services des Agences de l'eau et des DIREN, rompus aux négociations avec les groupes intermédiaires du premier cercle de l'eau, se sont trouvés à la fois démunis et peu enclins à mettre en œuvre des procédures de consultation du grand public dont, historiquement en France, l'accès à l'information sur l'eau a été délibérément limité par l'écran des arguments d'autorité des services gestionnaires et par des procédés techniques déresponsabilisants.* »

Un des apports récents des sciences politiques est d'insister sur le caractère continu dans le temps de l'action publique, pour éviter de penser les politiques publiques en séquence (entre deux lois par exemple celles sur l'eau de 1964 et 1992, ou selon un avant et après DCE), comme nous le rappelle Vincent Dubois (2009) : « *les résultats des meilleures analyses ... en montrant le caractère diffus et dilué dans le temps de la « décision » et la dimension négociée d'une « mise en œuvre » qui joue parfois un rôle décisif dans la définition du contenu des politiques, invitent plutôt, contre un usage mécaniste du modèle séquentiel des politiques publiques à une conception continuiste de l'action publique.* » Cela permet d'éviter d'aborder chaque nouvelle loi comme une innovation dont il faut absolument montrer les éléments novateurs en rupture avec ce qui précède.

La difficulté est de restituer ce qui a pu être fait précédemment, avec des dispositifs à première vue différents mais peut-être pas tant que cela (rappelons ici les comités de patronage des années 1970), tout en faisant attention de ne pas prêter à la période précédente des modes de faire qui n'existaient pas alors. La difficulté de bien interpréter les fonctions des anciens instruments se retrouve avec l'appréciation des dispositifs actuels de participation. Charlotte Halpern et Patrick Le Galès (2011) invitent à ne pas sous-estimer « *les questions liées à la permanence de « vieux » instruments, à leur transformation, à la combinaison entre « anciens » et « nouveaux », et enfin à leurs effets à moyen terme sur les dynamiques de l'action publique ...* » (2011, p 55).

Deux cas précisent ici l'intérêt de cette approche pour ce qui est des agences de l'eau : l'application du principe pollueur payeur, lors de leur mise en place, et les dispositifs de concertation des usagers imposés aux agences par la réglementation européenne (dont l'article 14 de la DCE).

Pour le principe pollueur payeur (PPP), Bernard Barraqué remarque que « *dans certains rapports récents d'évaluation, on a reproché (aux agences) de ne pas être efficaces, car s'écartant du PPP* », pour conclure : « *Pourtant, ce principe ne figure pas dans le décret fondateur, et pour cause, puisqu'il n'existait pas à l'époque. Il ne s'est jamais agi de remplacer la régulation étatique de type traditionnel (command and control) par une régulation de type économique, mais de faciliter le respect des règles nouvelles d'environnement.* » (...) « *Le choix de regrouper les bassins en six groupes est donc un compromis entre un besoin fondamental de responsabiliser les usagers de l'eau à la mesure de leurs demandes, tout en mutualisant la réalisation d'investissements énormes (pour éviter que chaque pollueur ne soit brutalement confronté à un investissement qui le ruinerait) et en respectant des principes en vigueur : le principe d'un contrôle étatique sur la gestion et le principe libéral de l'égalité devant la concurrence au niveau national.* » (2007, pages 77 et 78)

Dans leur article Denis Salles et Olivier Notte (2011) semblent faire des consultations de 2005 et de 2008 « *les deux premières consultations (du public) réalisées en France (...) une réelle prise à témoin qui marquerait un tournant significatif dans la gestion de l'eau* ». On peut alors discuter les termes de participation : l'analyse que nous avons faite des comités de patronage permet bien, nous semble-t-il, de parler de participation dans les années 1970 (voir encart 2). Si l'on fait un récapitulatif des moments de consultation et même de concertation depuis ces années, ils ne sont pas inexistant, loin de là (voir la figure 3.4). Tout semble se passer comme si ces consultations prenaient place à un moment précis du processus politique (lors d'une nouvelle loi et de sa mise en place). La concertation va d'abord se manifester comme un exercice de traduction territoriale de la loi (livre blanc sur l'eau de 1970, comité de patronage des années 1970), puis comme une espèce de préalable à toute nouvelle codification législative (loi de 1992, DCE, loi de 2006), pour ensuite retomber dans l'oubli, sans véritable capitalisation. Il faut alors s'interroger sur cette incapacité des gestionnaires de l'eau, des institutions, à capitaliser les résultats de ces concertations (incapacité qui n'est cependant pas spécifique à la gestion de l'eau, puisqu'on la retrouve dans les collectivités pour l'aménagement et l'urbanisme).

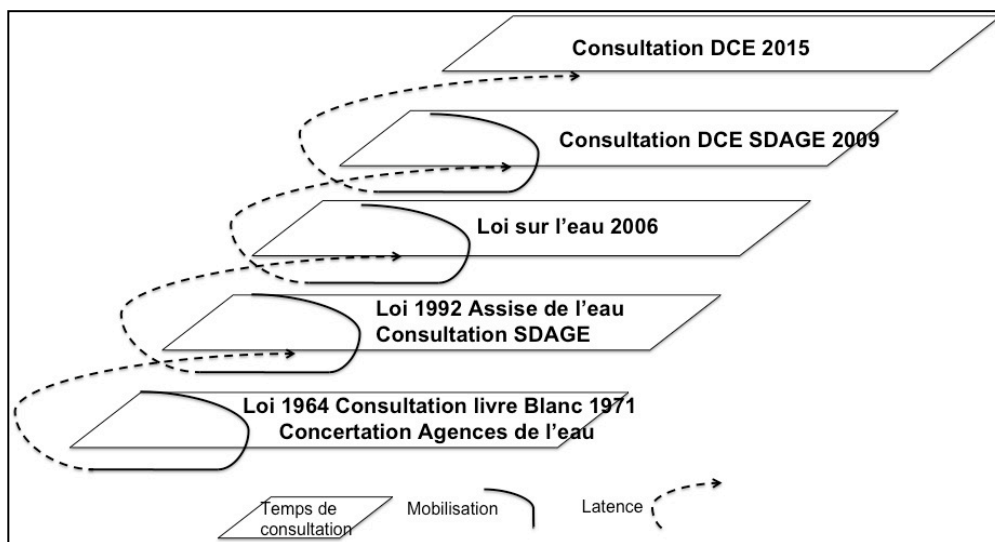


Figure 3.4 Les moments de mobilisation du public, en Seine-Normandie, entre consultation et latence.

À côté d'une approche continuiste de l'action publique, d'autres travaux de recherche en sciences politiques nous invitent à lire des inflexions, des transformations, insistant les uns sur une nouvelle division/répartition des tâches entre les échelons, les autres sur une harmonisation des pratiques régionales renforcée par la DCE et, plus généralement, par l'eupéanisation des politiques environnementales.

Par rapport à la diversité des outils et des réseaux de surveillance des agences, les différences régionales ont pris théoriquement fin en 1995 lorsque le SEQ-Eau a établi des règles de traitement des données et des échelles de référence unifiées entre les agences. À cette volonté nationale d'une harmonisation du mode d'évaluation de la qualité, s'ajoutent les effets de la réglementation européenne. Les outils généralement mis en avant pour montrer une homogénéisation de la gestion de l'eau par l'Union européenne concernent la grille de qualité DCE et les protocoles d'évaluation du bon état des masses d'eau, le rapportage national, en France par les agences de l'eau, porté par le préfet coordinateur de bassin, et la possibilité de recours face au non-respect des obligations européennes, soit pour la France, celui des délais pour l'atteinte du bon état des masses d'eau (2021 et 2027).

À travers la DCE, les États membres se sont soumis à l'exigence du respect de normes de qualité de l'eau plus strictes et plus variées (indicateurs physiques, chimiques, écologiques, morphologiques) et ils ont prévu des mécanismes de mesure et de contrôle de l'atteinte des objectifs, ainsi qu'un possible recours à un arsenal de sanctions sous forme notamment de pénalités financières pour les États (après épuisement de plusieurs dérogations). Pour atteindre les objectifs DCE, les États membres ont convenu d'élaborer des programmes de mesures (PDM) explicitant l'ensemble des moyens mis en œuvre en vue de se conformer aux normes européennes. « *La DCE a permis l'établissement de réseaux de mesures chimiques et biologiques homogènes sur toutes les eaux alors que beaucoup n'étaient pas surveillées auparavant. Le processus d'intercalibration des différentes méthodes d'évaluation a poussé la plupart des États membres à définir à minima des conditions de référence communes et à les identifier sur la base des réseaux de sites peu perturbés, soit une démarche pragmatique.* » (Bouleau et Pont, 2014, page 11)

En matière de rapportage et de recours auprès de la Cour de justice de l'Union européenne (CJUE, avant nommée CJCE) en cas de manquement des États à leurs obligations, Charlotte Halpern et Patrick Le Galès y voient un moyen de lutter contre les inerties dues aux transpositions nationales des directives européennes : « *Leur introduction vise à surmonter les effets d'inertie et de sédimentation dus à l'institutionnalisation d'un système d'acteurs à deux niveaux (international et national). La généralisation de la technique dite de « meilleure technologie disponible », de procédures d'impact, d'audit et de certification énergétique ou encore de documents de référence, toutes inspirées des réglementations nationales, notamment britannique, contribue ainsi à renforcer la capacité de pilotage de l'action publique environnementale par les institutions européennes, et en particulier le rôle du Parlement européen et de la CJCE.* » (2011, page 66)

En complément de cette analyse d'une harmonisation des instruments d'action publique, nécessaire à une politique européenne fonctionnant sur la sédimentation des outils nationaux, Olivier Notte et Denis Salles y voient un moyen de vaincre les résistances locales vis à vis des politiques environnementales européennes. « *Des dynamiques territoriales multiples et différenciées témoignent des capacités de résistance aux normes imposées par les référentiels dominants de « marché » et de « nouvelle gouvernance » (Muller, 2007). Pour pallier ce déficit d'implémentation et les déviations de but des politiques environnementales, l'Europe a développé toute une série de mécanismes destinés à contraindre les États membres à « rendre des comptes » à l'Europe vis-à-vis des résultats de leurs politiques publiques.* » (Notte et Salles, 2011)

Quant aux bases de données, la bancarisation des mesures de surveillance des stations des agences de l'eau et de leurs partenaires (voir la figure 3.5), Charlotte Halpern et Patrick Le Galès indiquent que « *(les instruments réglementaires) ont été introduits en combinaison avec d'autres types d'instruments permettant la centralisation de l'information sur certains enjeux environnementaux, soit pour assurer le suivi de substances dangereuses au sein du territoire européen (étiquetage, enregistrement de produits), soit pour échanger des informations et de l'expertise au sujet d'enjeux pour lesquels l'intervention européenne était fortement contestée (réseaux de suivi, d'information)* » (Halpern et Le Galès, 2011, page 64). Pour les auteurs cette forme d'instrumentation permet « *d'impulser un processus de centralisation de l'information, des données et de l'expertise au niveau européen, dans un premier temps au bénéfice de la Commission européenne.* » (...) « *D'autre part, et à plus long terme, elle permet directement la réorganisation des formes de participation et de représentation des intérêts au niveau européen, et la structuration*

des répertoires d'action privilégiés, au profit de la production d'expertise et du lobbying. » (2011, page 66)

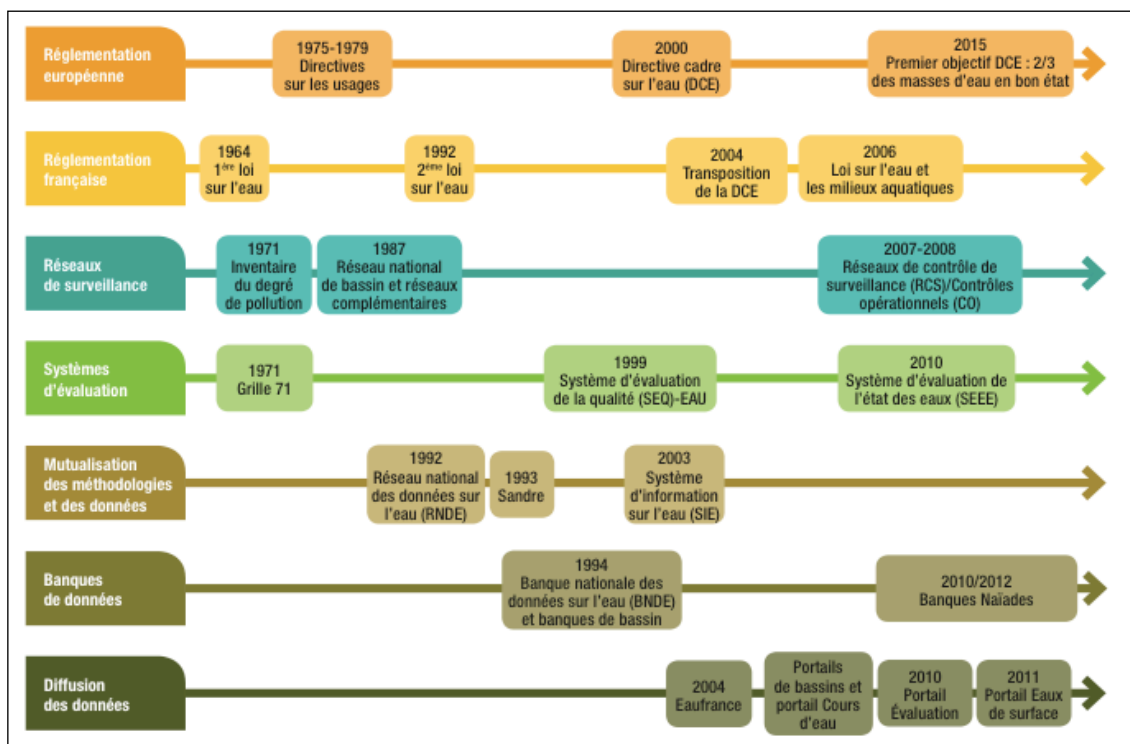


Figure 3.5 La structuration nationale des données de la qualité de l'eau sur une intégration des données régionales et leur opérabilité européenne (ONEMA, Synthèses Juin 2010, n°2, page11).

Une autre lecture de la mutualisation des données des agences de l'eau et des acteurs régionaux, dans le cadre du système national d'évaluation de l'état des eaux (SEEE) pour alimenter des bases de données nationales (comme Naiades), peut être celle d'une nécessité financière, d'une recherche d'efficacité des dépenses publiques. La réduction des dépenses des agences a été imposée par la lettre de cadrage du budget pluriannuel 2011-2013 du Premier ministre en date du 11 mai 2010 qui leur fixe un taux de réduction de 1,5% des effectifs par an sur la période 2011-2013 et un objectif de diminution des dépenses de fonctionnement de 10% à l'horizon 2013.

Elle est au centre des contrats d'objectifs entre l'État et les agences, comme on peut le voir dans cet extrait du contrat d'objectif et de performance 2013 - 2018 entre l'État et l'agence de l'eau Adour-Garonne⁵⁰. « *Le MEDDE, les agences de l'eau et l'ONEMA se sont engagés dans le cadre de la révision générale des politiques publiques à mutualiser une partie de leurs moyens. Cela s'est traduit par :*

- *le lancement de la création de banques de données nationales pour le système d'information sur l'eau ;*
- *la centralisation des redevances dont les taux sont définis au niveau national : redevances élevages, pollutions diffuses, protection des milieux aquatiques ;*
- *le partage des activités liées aux fonctions support, avec notamment la mutualisation des achats ;*

⁵⁰ [http://www.eau-adour-garonne.fr/resources/commun/ Documentation%2520Agence/institutionnel/Contrat_Objectifs%25202013_2018.pdf](http://www.eau-adour-garonne.fr/resources/commun/Documentation%2520Agence/institutionnel/Contrat_Objectifs%25202013_2018.pdf)

- *la mutualisation des systèmes d'information : gestion des redevances, télé-services, comptabilité, ressources humaines ;*
- *l'élaboration d'un cadre de cohérence commun des systèmes d'information doit permettre la mise en œuvre de l'interopérabilité.*

Les mutualisations engagées devraient permettre d'obtenir des gains d'effectifs dans les domaines concernés, et un redéploiement interne des effectifs, notamment des fonctions support vers les fonctions territoriales. Elles ont permis également un renforcement de la coopération entre les agences de l'eau et avec l'ONEMA. Elles donneront pleinement leurs résultats à moyen terme. »

Ces contraintes sont ensuite répercutées par les agences et les services de l'État sur les autres acteurs. Sur le terrain breton, la thèse en cours d'Alexandra Bocarrossa fait état d'une demande des financeurs de réduire les coûts engagés dans le suivi des nouvelles actions sur le terrain. Dans le cadre du contrat plan État-région GP5, le réseau de mesure connaît une profonde évolution spatio-temporelle, dont la suppression des suivis de mesure sur les masses d'eau ayant atteint le bon état.

3.3 Les gains de qualité dans la gestion de l'eau à travers la négociation et la concertation des acteurs locaux

Il est difficile de s'intéresser aux politiques de gestion de l'eau sans aborder la question de la participation des parties prenantes, ou des personnes et groupes concernés, « *devenue une norme de l'action publique environnementale* » (Larrue et Barbier, 2011, page 69). La gestion de l'eau mobilise l'étendue des dispositifs de participation aux niveaux national et local. Dans mes travaux, j'aborde cet aspect de l'action publique en privilégiant les pratiques de négociation et de concertation à l'échelle locale, d'une part pour coller à la diversité des interactions collectives dans la gestion locale de l'eau - hors des situations de conflit que je n'étudie pas -, ensuite pour rendre compte des jeux d'acteurs dans ces interactions. L'entrée par la qualité de l'eau et des milieux aquatiques me permet d'observer les valeurs données aux cours d'eau et aux milieux aquatiques par les sociétés locales, leurs mobilisations dans les lieux et les moments de débat. Elle me permet aussi d'interroger la place des chercheurs dans cette mobilisation.

3.3.1 La négociation et de la concertation dans l'implication des acteurs locaux dans la gestion de l'eau

Pour rendre compte de la diversité des dispositifs participatifs pouvant prendre place dans la gestion de l'eau, il faut rappeler les deux registres principaux d'action dans les politiques de l'eau, ce double registre fondant une spécificité des politiques de l'eau en matière de participation.

Deux registres d'action dans les politiques de l'eau

Le premier registre renvoie à une volonté d'associer le public aux politiques d'aménagement, selon une logique aménagiste, de modernisation de l'action publique. C'est ce premier registre d'action par la planification qui sous-tend le fonctionnement des comités de bassin et des commissions locales de l'eau, la volonté planificatrice du ministère de l'environnement faisant des SDAGE et des SAGE les équivalents des SDAU et POS de l'aménagement, comme nous l'avons rappelé au paragraphe précédent..

Pour Rémi Barbier et Corinne Larrue, les commissions publiques reviennent à « *faire du neuf avec de l'ancien. Les commissions sont à replacer, au moins pour la France, dans la*

lignée ancienne de l'administration consultative, quand bien même la configuration démocratique émergente leur donne une visibilité et une importance nouvelles. » Ils renvoient alors à Pierre Rosanvallon qui fait de la « *commission publique une institution clef de ce qu'il appelle la démocratie d'interaction, qui renvoie elle-même à cette forme contemporaine de légitimité de l'action publique qu'est la proximité* ». (Barbier et Larrue, 2011, page 78)

Le second registre d'action correspond à une volonté environnementale d'associer la totalité des acteurs afin de répondre à une préoccupation pour la ressource, plus généralement à une crise de l'environnement. Les deux auteurs expliquent que : « *la participation se présente alors comme un correctif indispensable au poids des logiques administratives et économiques, en favorisant la prise en compte de valeurs sociales supposées plus soucieuses de l'environnement et davantage orientées vers le long terme.* » (Barbier et Larrue, 2011, page 68)

Variété des dispositifs participatifs à l'échelle locale

Il s'ensuit une extrême diversité des modes de mobilisation des participants, depuis la participation néo-corporatiste, dans le cadre des comités de bassin et des CLE, à l'introuvable habitant des conférences de citoyens. Quant aux dispositifs, ils peuvent prendre de nombreuses formes qui ne se limitent pas à des procédures d'ouverture intentionnelle et formelle à un large public. On y trouve :

- des dispositifs de concertation obligatoires, comme les comités de bassin et les CLE,
- des accords coopératifs (Barraqué et Viavettene, 2009), aussi appelés accords volontaires, avec des processus de concertation locale multipartite, initiés par des acteurs publics (gestionnaire de l'eau, collectivité territoriale) ou privés (entreprise Vittel), « *dans l'optique d'une contractualisation volontaire, suggérée ou proposée plutôt qu'imposée* » (Arama et al., 2009, page 2),
- des initiatives locales de concertation prises par des acteurs locaux « *visant à associer à la gestion de biens d'environnement, d'espaces, de territoires, des acteurs jusqu'alors peu enclins à se parler (...) qui complètent « les instances et les mécanismes de gouvernance issus de décisions publiques nationales ou régionales.* » (Beuret, Cadoret, 2008, page 1),
- ou encore, des échanges se déroulant à trois niveaux différents : dans un forum de discussion, dans des réseaux d'exploration et dans la sphère des institutions publiques (Mormont et al., 2006).

Barbier et Larrue précisent que « *cette hétérogénéité des pratiques et des critères fait par ailleurs écho à la pluralité des concepts mobilisés dans ce champ : participation / consultation / concertation / négociation* » (2011, page 72). Dans le fascicule pour l'AESN sur la participation (Piren-Seine, à paraître), je n'étudie que les dispositifs institutionnels (CLE, Conférence de citoyens, comité de pilotage AAC - Aire Alimentation de Captage).

Une certaine spécificité des politiques publiques de l'eau en matière d'implication des citoyens

L'essor de la participation est associé dans les politiques environnementales à un nécessaire décloisonnement, que ce soit dans les politiques publiques mais aussi dans les secteurs d'activités, les pratiques professionnelles, afin d'obtenir des diagnostics, des propositions d'action les plus transversaux possibles. Cela va avec la difficulté d'appréhender les interactions entre les sociétés et les milieux naturels, comme d'anticiper les réponses possibles des milieux aux actions humaines. L'ambition de la DCE d'une restauration écologique des petites rivières urbaines pose aux sociétés européennes la

question de la coordination des acteurs, de leur capacité à agir pour une prise en charge collective de la rivière dans sa matérialité physique et fonctionnelle, avec l'obligation d'une restauration de la morphologie du cours d'eau et des habitats.

Dans sa thèse, Didier Christin recense quatre entrées pour comprendre l'association du « *plus grand nombre d'acteurs possible au plus grand nombre d'étapes de la définition et de la mise en œuvre de la politique de l'eau* » en France (Christin, 2013, pages 110 et suivantes). Si deux d'entre elles sont très générales et concernent les politiques publiques dans leur ensemble, les deux autres concernent spécifiquement les politiques de l'eau. D'abord d'un point de vue institutionnel, seules les commissions de l'eau (comités de bassin, CLE) sont investies d'un réel pouvoir décisionnaire en France, les autres structures n'ont qu'une seule compétence d'information et de consultation, ce que Remi Barbier et Corinne Larrue soulignent aussi : « *une mission plus large et floue d'information réciproque, de vigilance et de surveillance, comme pour les Commissions Locales d'Information et de Surveillance (CLIS) des équipements de traitement des déchets, ou pour les Comités Locaux d'Information et de Concertation (CLIC) en matière de risques et pollutions industriels* » (2011, page 78). Ensuite Didier Christin insiste sur la nécessité qu'ont les agences de l'eau de convaincre et de mobiliser les maîtres d'ouvrage, elles-mêmes n'ayant pas cette compétence. Or cette nécessité devient d'autant plus prégnante que les agences (et l'État) ont des obligations de résultats et de reportage aux autorités européennes (Directives Nitrate, DERU et DCE pour la gestion de l'eau).

Pour autant la gestion de l'eau, en matière collective et publique, s'inscrit en France dans des jeux d'acteurs qui relèvent traditionnellement de la négociation et de la concertation. Les chercheurs travaillant la question de la participation prennent souvent beaucoup de temps pour définir les différents modes d'implication du public dans les dispositifs de démocratie participative. S'ils repartent généralement des huit barreaux de l'échelle de la participation construite par Sherry Arnstein (1969), c'est pour ensuite écarter les termes d'information, de communication et même de consultation (qui vise seulement à recueillir des avis) et ne retenir que ceux de négociations et de concertation, dans une dynamique d'interaction entre les acteurs (Touzard, 2006).

Concertation et négociation dans la gestion de l'eau

Pour préciser la distinction entre négociation et concertation, Remi Barbier et Corinne Larrue reprennent les définitions de la concertation proposée par Laurent Mermet qui entend par ce terme une ouverture, volontaire ou non, des situations de décision et de gestion environnementales au-delà des cercles traditionnels. Jean-Eudes Beuret précise que la concertation désigne des processus de construction collective de visions, d'objectifs, de projets communs en vue d'agir ou de décider ensemble (Beuret, 2006). Nous réservons alors l'usage du terme de concertation à des discussions où l'orientation coopérative prédomine, où l'intention partagée est de construire ensemble. La concertation implique qu'on prenne en compte publiquement le milieu aquatique là où la négociation consiste en un arbitrage plus ou moins confidentiel (mais rendu public à son terme) entre des usages concurrents. Le processus de concertation ne comprend pas que des phases de concertation proprement dite et l'on y trouve des opérations d'information, de communication, de consultation, d'échange, de négociation (Beuret, Cadoret, 2008, page 2).

Quant à la négociation, Laurent Mermet, la présente comme un mode de composition - à la fois, composer une organisation et composer avec les autres parties prenantes - plutôt que de décision. « *Si l'acteur négocie, c'est parce qu'il doit composer avec d'autres acteurs - et cela, il ne le fait pas seulement par la négociation mais aussi par la*

coopération, l'affrontement, le recours à un tiers, etc., souvent dans le même cours d'action. Par la double valence qui la fonde, à la fois coopérative et adversative, la négociation ne peut être bien comprise et bien menée que si, à tout moment de l'analyse comme de l'action, on garde la pleine conscience des potentialités de l'affrontement autant que de la coopération - bref, de la configuration de composition tout entière. » (Mermet, 2009, page 129)

Les deux termes de négociation et de concertation permettent ainsi de penser l'implication collective des acteurs dans la gestion de l'eau hors du seul registre de la décision, pour questionner l'écart « *entre ce qui se décide dans les arènes de la démocratie environnementale et ce qui se joue plus globalement dans la gestion concertée de l'environnement* » (Barbier et Larrue, 2011, page 74).

En centrant l'analyse sur la concertation ou la négociation, il s'agit davantage d'utiliser des termes qui permettent de rendre compte des jeux d'acteurs et des situations d'interaction pour une gestion commune des rivières, que de contribuer à une construction théorique de la participation. Je suis en effet confrontée dans mes terrains d'étude (voir la figure 3.6) à des situations très diverses.

Dans le cadre des infractions pénales pour le délit de pollution, industriels et sociétés de pêche locale peuvent, depuis le milieu du XIX^e siècle, s'entendre pour que l'industriel paie la remise en état de la rivière (généralement en finançant le rempoissonnement du cours d'eau) suite à quoi la société de pêche abandonne sa plainte auprès du tribunal. La transaction pénale est un dispositif courant dans le droit de l'eau de la gestion du délit de pollution, lui-même importé du droit forestier (Lestel *et al.*, 2013). L'analyse diachronique des syndicats de rivière montre les rôles de conseil et d'arbitre entre les usagers endossés par les services de l'État - ingénieurs des Ponts et ingénieurs du génie rural – depuis la fin du XIX^e siècle jusqu'aux années 1990 où ils se replient sur un rôle de garant de l'application du droit et d'animateur (Carré *et al.*, 2008).

Les entretiens effectués auprès des différents membres de la CLE des 2 Morin et de l'Orge Yvette font ressortir l'existence de tractations et d'ententes entre certains acteurs en parallèle des séances de la CLE, ce qui donne le sentiment (souvent aux représentants des associations locales) que les choses sont déjà dites et les arrangements établis hors du débat public et de la concertation (Carré *et al.*, 2014). On retrouve ici une des limites des CLE, dispositif issu du néo corporatisme : « *l'une des faiblesses majeures de cette gestion par les commissions, en l'occurrence leur capture potentielle par les groupes d'intérêt les mieux dotés et l'absence de correction des rapports et asymétries de position entre protagonistes* » (Barbier et Larrue, 2011, page 89).

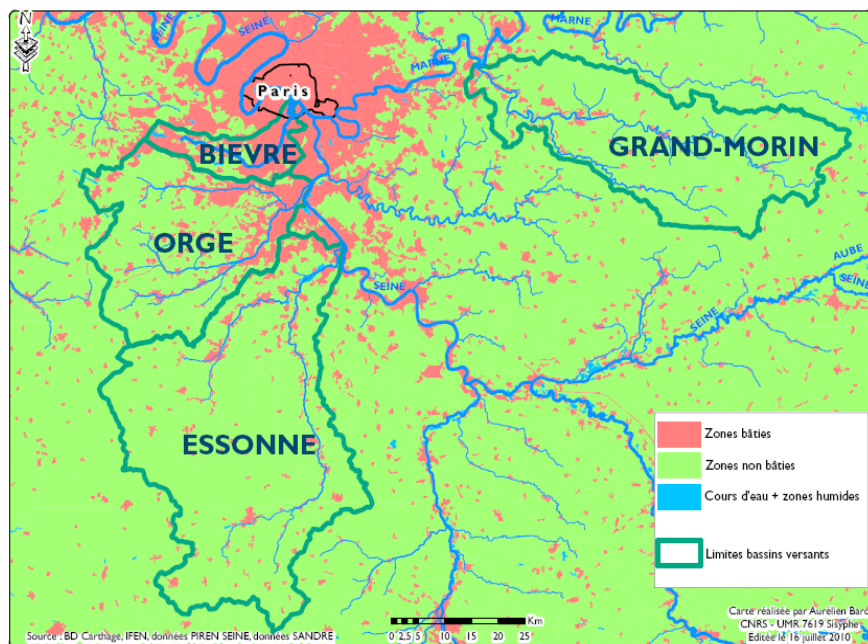
Un des pièges de l'institutionnalisation de la participation est de renforcer les positions déjà reconnues plutôt que les arguments et les acteurs émergents. À l'échelle locale, les logiques corporatistes sont confortées par la difficulté à trouver des représentants des usagers, à commencer par des représentants d'associations. Ainsi parmi les 45 personnes assistant sur la base du volontariat aux commissions thématiques de la CLE des 2 Morin en septembre 2010, on constate qu'il y a peu de représentants du 3^e collège « usagers » composés uniquement d'associations (7), par rapport aux élus présents (20) et aux 18 techniciens des structures publiques régionales (État, ONEMA, AESN, IAU) et locales (DDT, Entente Marne, CA, CG, syndicat d'assainissement).

La qualité des cours d'eau et l'implication des sociétés locales

Notre étude des dossiers de transaction dans le département de la Seine-et-Marne (Lestel *et al.*, 2013, page 254) montre que sur 172 dossiers de transaction retrouvés dans les archives entre 1927 et 1987, ce sont les rivières poissonneuses qui sont les plus surveillées, les

pêcheurs alertant les gardes pêches qui effectuent les prélèvements et les analyses, recherchent le pollueurs pour dresser le procès-verbal (voir la figure 3.1). Les pollutions dénoncées sont les pollutions visibles, organiques (provenant des industries agroalimentaires, des rejets d'hydrocarbures), là où les pollutions des industries chimiques et métallurgiques, pourtant très présentes dans le département, ne sont pas vues et ne sont donc pas sanctionnées. Si la procédure de transaction est saluée comme une mesure constructive et rapide (au point que la possibilité de transaction pénale a été élargie à l'ensemble des infractions environnementales par un décret du 24 mars 2014), il reste qu'elle dépend de la capacité de surveillance des gardes pêches dont la présence n'a fait que se réduire sur le terrain et dont les missions sont orientées vers une activité d'évaluation de la qualité avec la création de l'ONEMA en 2006. D'autre part, cette procédure de droit pénal s'appuie dans sa conception originelle sur des éléments matériels (la preuve, la mesure, le résultat) et intentionnels, ce qui permet de traiter les pratiques des cours d'eau et les valeurs sociales. Or Aude Farinetti souligne⁵¹ que depuis 1977, la Cour de cassation a décidé que « *le délit de pollution de cours d'eau, prévu et puni par l'article 434-1 du Code rural a seulement le caractère d'une infraction matérielle* » (arrêt Ferrier, 28 avril 1977). Pour elle, l'intérêt d'une approche diachronique sur les XIX^e et XX^e siècles est de mettre en évidence qu'originellement les valeurs sociales protégées suffisaient à fonder une répression des atteintes à la qualité de l'eau, tandis qu'aujourd'hui, les seuils de qualité, valeurs chiffrées, tendent à se substituer aux valeurs sociales pour fonder la répression des comportements dégradant la qualité de l'eau.

Cette réflexion sur l'implication des acteurs dans la gestion de l'eau et les valeurs accordées au cours d'eau se retrouve dans les opérations de restauration des continuités écologiques des cours d'eau, voulues par les agences de l'eau et les services de l'État en application de la DCE et, plus généralement d'une conception plus écologique de l'aménagement et de l'entretien des cours d'eau. Le cadre francilien de mes études (voir la figure 3.6) me permet de considérer des cours d'eau urbains (Bièvre, Orge) et ruraux (Grand Morin, Essonne).



⁵¹ Communication proposée à Is River, 2015, *La place des seuils de qualité dans le droit pénal de l'eau : approche diachronique*.

Figure 3.6 Les contextes des cours d'eau étudiés : des cours d'eau fortement modifiés par les sociétés humaines, en quête de projets communs de restauration.

Mes travaux interrogent les conditions de négociation et de la concertation en vue de la protection ou de la restauration de la qualité des cours d'eau dans les CLE. La difficulté à porter une action sur la rivière au nom d'une valeur sociale se retrouve dans les débats sur la suppression des seuils sur les rivières que nous avons suivies en 2011 au sein des commissions thématiques des CLE des Deux Morin et de l'Orge-Yvette.

Les oppositions (voir le tableau 3.6) sont faites au nom de la préservation d'un patrimoine qui n'est limité aux moulins mais englobe un paysage de rivière avec une certaine hauteur d'eau que la suppression des seuils ne maintiendrait plus en été et le maintien d'activités sur la rivière nécessitant cette hauteur d'eau (comme le canoë kayak).

Tableau 3.6 Les positions en 2011 des principaux représentants d'usagers au sein de la CLE des 2 Morin sur l'intérêt ou non de la suppression des seuils et des clapets.

Les membres de l'association de canoë kayak d'Île-de-France	Ils sont en faveur d'une préservation des seuils pour poursuivre leur activité de loisir. Ils attendent un projet pour l'ensemble du cours d'eau et pas seulement des propositions ponctuelles de suppression, au gré des opportunités.
Les membres de l'association de pêche de Crécy-la-Chapelle	Ils veulent supprimer les seuils pour restaurer une continuité de circulation des poissons sur la totalité du cours d'eau. Cette position n'est pas partagée par l'association de pêche de Mouroux qui veut protéger les espèces locales emblématiques (l'épinoche) grâce aux seuils.
Les propriétaires des moulins	Ils souhaitent préserver les seuils en bon état en acceptant la suppression de ceux en mauvais état (et qui ne servent plus). Ils ne comprennent pas l'intérêt d'une continuité écologique.
Les services départementaux de l'État	Ils veulent restaurer une continuité écologique en supprimant ou en aménageant les seuils (passe à poissons) de façon à respecter la réglementation.
Les élus locaux	Ils souhaitent préserver les seuils (sauf ceux qui sont en mauvais état) au nom d'une valeur patrimoniale attachée aux moulins, et de façon à conserver une gestion hydraulique du cours d'eau pour gérer les variations de débit (hautes et basses eaux). Ils s'inquiètent d'une incompréhension de l'intérêt de la suppression des seuils par les habitants.

Cet état de fait est relevé par Thomas Reverdy pour l'ensemble des CLE. Il souligne le poids des arguments techniques dans les discussions. « *Sous l'apparence d'une démarche séquentielle d'état des lieux, de hiérarchisation, de diagnostic, certains SAGE servent principalement comme tribune à la contestation de projets d'aménagement, ils sont donc fortement orientés dès le départ. Si, par exemple, le bassin est confronté à un projet d'aménagement très controversé, (...) la production de connaissance est finalement très finalisée, dans une logique de contre-expertise vis-à-vis du projet et donc, en grande partie structurée par l'existence du projet ou du conflit à résoudre.* » (Reverdy, 2009)

On retrouve ici les effets de l'institutionnalisation de la participation généralement évoqués avec l'asymétrie de pouvoir rappelée ci-dessus : la participation ne servirait qu'à favoriser l'acceptabilité sociale des projets, en ne laissant plus de place à l'expression des conflits substantiels ou de valeurs, ou bien donnant lieu à des débats n'ayant aucun effet

sur les décisions finalement prises, notamment lorsque les procédures de participation n'ont pas d'effets juridiques directs.

Les SAGE apparaissent ainsi comme des outils consensuels permettant de coordonner les financements davantage que de résoudre des conflits d'usages (Hubert, Deroubaix, 1999).

Sophie Allain relève à partir d'une étude empirique de douze cas de SAGE, l'absence de définition de méthodes de participation au départ et de conduite de la participation pendant l'élaboration du SAGE : « *la CLE ne semble être envisagée que comme une simple structure de décision, où la prise de décision est régie par le vote et par un degré de participation minimal* » (Allain, 2001, page 203), un cadre « *où la coopération n'est pas acquise* », « *où le cadre même de cette nouvelle action collective est à construire* », « *où la fabrication de ce nouveau collectif passe par la définition d'enjeux communs de gestion de la ressource en eau, grâce notamment à une meilleure explicitation des interdépendances, une plus grande articulation avec les projets de développement territorial et une vision plus prospective* » (2001, page 207) et *l'action publique territorialisée doit reposer « sur un principe général d'expérimentation collective »* (Allain, 2001, page 208).

3.3.2 Proposer aux membres de la CLE des Deux Morin une expérimentation collective pour agir ensemble sur le cours d'eau

La difficulté de la mobilisation de tous les acteurs locaux et leur engagement dans une action sur la rivière ne relève pas seulement d'un mille-feuille administratif, d'égoïsmes individuels ou des divergences d'attachement à la nature. Retrouver du débat suppose de donner un sens collectif à la gestion de la rivière en ne réduisant pas les actions locales au seul respect d'une réglementation imposée par la DCE.

Certains auteurs proposent alors le terme de gestion commune plutôt que celui de gestion collective, précisément pour interroger une capacité à construire un espace commun d'intéressement et une capacité à agir ensemble. « *Une grande différence pratique distingue la gestion collective de la gestion commune : avec la première, l'identité du gestionnaire est clairement établie et constitue une présupposé non discuté de l'action où se jouent seules les organisation et le fonctionnement du système d'action ; avec la seconde, l'action et la négociation ont aussi pour enjeu la délimitation des parties prenantes se reconnaissant un intérêt à la qualité du milieu et à la solution des problèmes qu'elle pose. À travers chaque problème se jouent la consistance d'un système d'action et l'appartenance des acteurs.* » (Christin, 2013 page 306)

Pour Audrey Richard-Ferroudji, le travail de « mise en politique » de l'eau invite à penser l'articulation de différents formats de participation. « *Une attention plus soutenue mériterait enfin d'être portée aux dispositifs de plus en plus nombreux qui accordent, par un cadrage volontaire, une place à l'exploration et à la créativité, jeux, démarches prospectives, événements artistiques, théâtre forum, techniques d'animation qui invitent les participants à « sortir de leur position », etc.* » (Richard-Ferroudji, 2011, page 181).

Pour cela il nous fallait dans notre expérimentation identifier ce que les membres de la CLE attendaient de ces dispositifs. Il fallait aussi préciser le rôle que pouvait jouer les chercheurs s'impliquant dans ces dispositifs.

Quelles attentes des membres de la CLE, pour quelles attentes des chercheurs ?

Pour savoir si les membres de la CLE de 2 Morin souhaitaient disposer d'un autre mode de participation, un carnet du participant a été élaboré en collaboration avec l'animatrice du SAGE afin de faire émerger les attentes par rapport à la gestion de la rivière et l'information nécessaire pour alimenter des débats. Ce carnet a été distribué lors des trois commissions thématiques en septembre 2010. 59 carnets ont été complétés et rendus pour 45 personnes présentes, certaines personnes assistant aux trois commissions. 19 personnes

ont assisté à la commission inondation / sécheresse, 24 à celle sur l'assainissement et les milieux naturels, 16 à celle sur l'eau potable. Dans les raisons évoquées pour participer volontairement aux commissions thématiques, c'est la dimension « action » qui ressort, plus importante que l'acquisition de connaissances, dont une très faible place à la connaissance des autres acteurs. Cette action est pensée dans une perspective technique (agir sur le milieu) et organisationnelle (agir avec les autres usagers), placée avant l'acquisition de connaissances techniques.

L'attente des membres de la CLE d'une participation des chercheurs à un projet commun

L'attente exprimée vis-à-vis d'une participation des chercheurs à un projet commun de gestion des Morins concerne d'abord la fourniture d'une information qui permette de prendre une décision, soit en apportant la preuve, rassurant au passage les élus du bien-fondé de leur décision, soit en permettant de hiérarchiser les actions. Jamais les participants ne mettent en cause le travail possible du scientifique : au contraire les participants lui prêtent « hauteur de vue », « objectivité », « neutralité ». Pour autant, les participants sont intéressés par des informations complémentaires, des regards différents sur les sujets traités, tout en espérant que ces informations permettent de trancher dans les controverses. On voit ici l'ambiguïté de cette attente, d'une information qui permette techniquement de justifier un choix accepté par tous pour pouvoir l'imposer en faisant taire les controverses, alors que la plupart des membres de la CLE s'opposent sur l'intérêt de la suppression des seuils, précisément en se fondant sur le caractère limité et partiel de l'information scientifique.

Participation des chercheurs, attentes et risques associés

L'objectif dans la recherche d'un autre mode de participation n'est pas d'améliorer la participation citoyenne mais de remettre du débat, de faire sortir les acteurs de leur positionnement institutionnel, comme y invite Cécile Barnaud afin « *d'améliorer la qualité du processus d'interaction qui mène à la prise de décision plutôt qu'à la qualité de la décision même* » (Barnaud, 2013, page 31). Si le chercheur participant à ces dispositifs peut se retrouver au mieux en situation d'accepter, au pire de justifier tous les défauts de ces dispositifs par sa propre participation, un autre risque est que le chercheur se retrouve transformé en « expert en acceptabilité » (Blondiaux et Fourniau, 2011, page 17). Il faut alors voir à quelles conditions et avec quelles modalités le scientifique peut être un garant de neutralité entre les acteurs. Les conditions d'émergence d'une autorité neutre et impartiale, susceptible de faire respecter un cadre d'échanges ouvert, constitue aujourd'hui un objet saillant de préoccupation. Cette question est traitée ici à travers l'exposition des procédures utilisées dans le programme Sciences et Territoires par les chercheurs du PIREN-Seine pour faire respecter l'égalité des échanges entre les participants. C'est en nous inspirant des travaux des chercheurs et des opérationnels utilisant la modélisation d'accompagnement que nous avons proposé aux membres de la CLE un dispositif de construction commune de connaissances sur les Morins associant des gestionnaires des cours d'eau (élus, techniciens, associations, agriculteurs) et des chercheurs de sciences dures et de sciences sociales du PIREN-Seine travaillant sur l'eau et les milieux aquatiques. La modélisation d'accompagnement (ComMod, 2009) est un processus d'apprentissage collectif s'appuyant sur l'élaboration de modèles de simulation représentant des acteurs et leurs interactions, les effets potentiels des choix dont les résultats sont ensuite débattus et confrontés à la réalité des situations.

L'importance de l'information technique et de son utilisation.

Les connaissances scientifiques sur le fonctionnement des cours d'eau sont peu intégrées à leur planification locale. Or l'action et la décision publique sont encadrées par la réglementation (protection d'une zone humide, suppression d'un seuil sur un cours d'eau, gestion des vannages, arrêté sécheresse) qui elle-même s'appuie sur des objets techniques (valeur seuil, indicateur, zonage, instrument de mesure) permettant de matérialiser et de rendre opérationnelle l'action gouvernementale (Lascoume et Le Gales, 2005). Barbier et al. (2010) rappellent qu'il s'agit d'un enjeu majeur dans la mesure où ces objets techniques participent « *largement à la délimitation du champ des questions possibles, des problèmes traitables et à la construction des réponses.* » Cet aspect est particulièrement important quand il s'agit d'action, de décision à l'échelle locale comme celle d'une CLE. Les chercheurs montrent en effet que ces objets techniques sont souvent peu ou mal adaptés au contexte local. « *D'une part, il n'existe pas de savoirs stabilisés et universellement valides sur les conditions de construction d'un réseau de mesure apte à dire la réalité hydrologique ou sur la qualification objective de situations de « crise » ou « d'alerte ». D'autre part, l'hétérogénéité des situations locales, du triple point de vue de l'hydrologie, de la disponibilité de données et de la sensibilité des acteurs aux mesures de restriction, impose de maintenir ouvertes des marges d'adaptation pour les acteurs locaux. De ce fait, sur le terrain, la construction de l'infrastructure procède de tâtonnements, d'ajustements et de recyclages d'objets techniques et de connaissances préexistants. Il en résulte un ensemble complexe, s'adaptant au fur et à mesure des expériences et de l'évolution des usages et des connaissances.* » (Barbier et al., 2010)

Ces différents éléments expliquent la place et le rôle que nous donnons dans cette expérimentation à la connaissance et à son rapport avec l'action. Quelles sont les conditions de sa production par les chercheurs et les autres participants (déjà informés – techniquement formés – dans les CLE) ? Quelles sont les incertitudes autour de ces connaissances ? Quelles sont les contributions des connaissances scientifiques aux débats, à la construction d'une vision commune des enjeux et des actions ? Et c'est pour obtenir un groupe d'acteurs, représentatifs des intérêts divergents et capables d'échanger entre eux pour décider ensemble, que les chercheurs ont eu recours à la modélisation d'accompagnement. Les chercheurs ont présenté en 2011 à l'ensemble des membres de la commission de gestion de la rivière un dispositif de sept ateliers sur une année (voir sur la figure 3.7, les ateliers du 16 novembre 2011 au 3 décembre 2012).

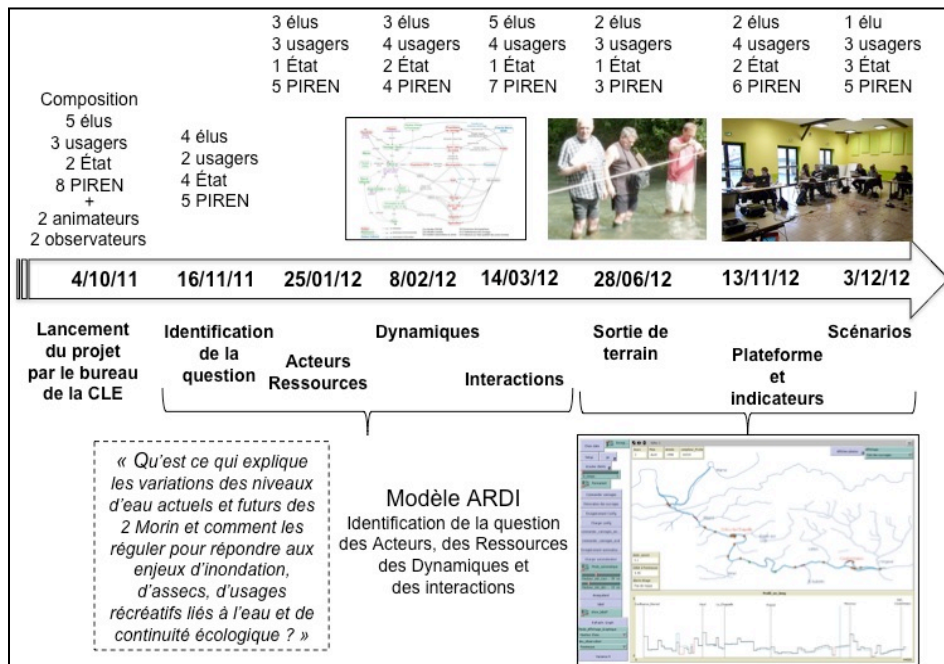


Figure 3.7 Les différentes phases du projet Sciences et Territoires.

L'objectif des chercheurs du PIREN-Seine dans cette expérimentation est de mettre leurs modèles au service des membres de la CLE. Parmi les modèles disponibles, le modèle PROSE peut simuler les variations de débit dans le Grand Morin en fonction du maniement des ouvrages sur le cours d'eau ; le modèle ANAQUALAND peut lui simuler la franchissabilité des ouvrages selon les espèces de poissons et leur capacité à se déplacer le long du cours d'eau. Lors d'une sortie de terrain, les acteurs ont réalisé différentes mesures sur le Morin pour comprendre la construction de données scientifiques et les incertitudes qui y sont liées. Cela questionne aussi la capacité des participants à fournir des données pour alimenter le modèle (pour le fonctionnement des ouvrages, la délimitation des zones inondables et des enjeux), pour le faire tourner (avec des indicateurs de gestion des hauteurs d'eau dans les biefs) et la capacité à interpréter ensemble les résultats de sortie (la place donnée alors au résultat pour argumenter la gestion des ouvrages). Enfin, l'élaboration collective de ce modèle, la simulation collective des choix de gestion et l'interprétation des résultats supposent que ces acteurs sont d'accord pour agir ensemble.

Le couplage du modèle conceptuel ARDI et de la modélisation hydro-biologique (Prose et Anaqualand)

Le collectif est formé de dix membres de la CLE et de dix scientifiques. Pour les membres de la CLE, le choix des participants reflète les enjeux principaux de la rivière. De leur côté, les chercheurs ont veillé à ce que toutes les disciplines susceptibles d'être interrogées sur le fonctionnement de la rivière et des modèles soient bien présentes lors des ateliers et l'utilisation collective de la plateforme. Ce dispositif doit permettre lors du premier atelier de définir avec tous les participants une question centrale sur la gestion de la rivière dans sa globalité, réunissant les intérêts de chacun. Lors de ce premier atelier les acteurs ont choisi d'étudier les niveaux d'eau des Morin, controversé au sein du SAGE parce que la restauration du bon état conduit à l'arasement possible d'ouvrages emblématiques des rivières. Plutôt que d'axer la question sur des aspects qualitatifs de la restauration, les gestionnaires de la rivière ont privilégié la dimension quantitative. La question est alors : « Qu'est ce qui explique les variations des niveaux d'eau actuels et futurs des Morin et

comment les réguler pour répondre aux enjeux d'inondation, d'assecs, d'usages récréatifs liés à l'eau et de continuité écologique ? »

Puis les quatre ateliers suivants doivent aboutir à la formulation d'un référentiel commun d'actions dit **ARDI** (Etienne, 2009). Chaque participant identifie les **Acteurs** de la rivière (humains et non humains), détermine en quoi la rivière et les zones humides sont une **Ressource**, établit le fonctionnement et la **Dynamique** de la rivière comme système physique (indépendamment des usages et des gestions humaines) pour finalement déterminer les **Interactions** entre les acteurs. Le schéma est construit par l'ensemble des participants. L'exercice se déroule selon le principe du tour de table. À tour de rôle, chacun propose une flèche allant d'un acteur vers une ressource ou d'un acteur vers un autre acteur et un verbe décrivant le type d'action de la flèche (voir la figure 3.9). La proposition doit être justifiée oralement et les conditions dans lesquelles l'action est réalisée sont explicitées. La proposition pour être retenue doit être validée par le groupe. Le rôle de l'animateur est de garantir que chaque acteur peut s'exprimer, que sa proposition est discutée et que son intégration dans le modèle est le résultat d'un accord commun.

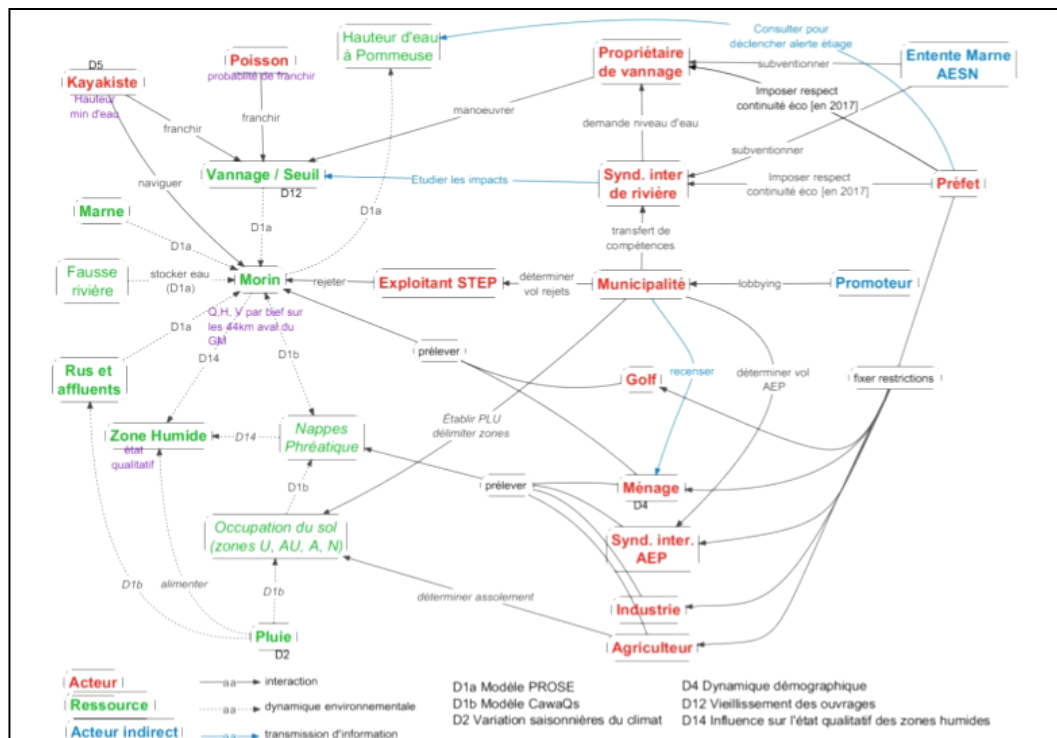


Figure 3.8 Le schéma ARDI (Acteurs, Ressource, Dynamique, Interaction)

Le référentiel commun obtenu à la fin des quatre ateliers donne le cadre d'interprétation des interactions que les modèles mathématiques peuvent simuler ou non, en expliquant l'intérêt des résultats pour chaque participant. À la fin de ces quatre ateliers, les participants proposent des indicateurs et des scénarios pour faire tourner le modèle hydraulique. Le couplage du schéma conceptuel ARDI avec les modèles PROSE doit permettre aux acteurs locaux de commencer d'évaluer eux-mêmes les modifications de gestion des ouvrages sur le fonctionnement hydraulique du cours d'eau (débit, hauteur d'eau) et la continuité écologique, appréciée par le rétablissement de la circulation des poissons (voir la figure 3.9). On espère ainsi réduire en partie l'incertitude sur les résultats

des arasements et sur la gestion collective des ouvrages avec cette approche multifonctionnelle de la rivière.

Une plateforme interactive de gestion des seuils, basée sur le couplage d'un modèle conceptuel et de modèles mathématiques

La plateforme est un outil de simulation de gestion des ouvrages, leur ouverture et leur fermeture, mais aussi leur rehaussement ou leur abaissement et, enfin, leur suppression. La simulation de la gestion est effectuée de façon collective par les participants assumant le rôle d'un opérateur : financement des actions par l'agence de l'eau, gestion des ouvrages par les syndicats de rivière amont et aval et par les propriétaires des moulins, demande des pêcheurs et des canoë kayakistes.

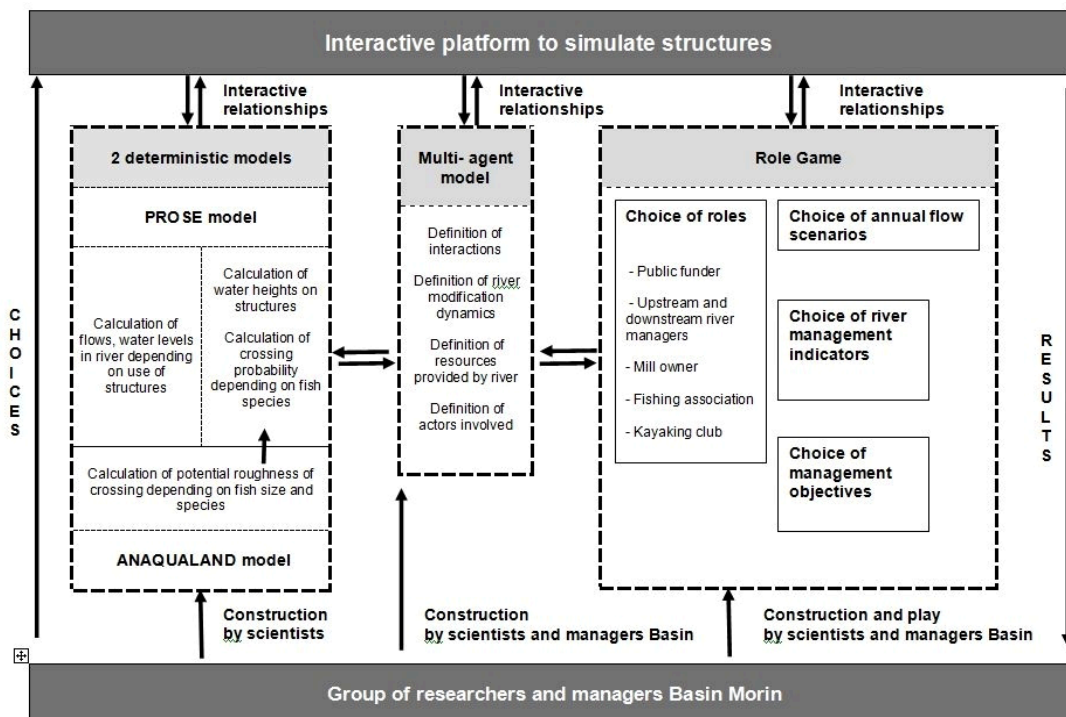


Figure 3.9 L'articulation du modèle conceptuel, des modèles déterministes et leurs utilisation collective grâce à la plateforme informatique interactive (Carré et al., 2014).

Les types d'opérateurs ont été définis par l'ensemble des participants à la fin des ateliers ARDI. Chaque type d'opérateur se voit confier une fiche d'action et d'information pour intervenir sur la plateforme (voir l'encart 4 ci-dessous). La plateforme interactive permet de simuler la gestion des ouvrages par des opérateurs en leur faisant jouer des périodes de l'année et la possibilité de revenir sur les choix effectués en cours d'année. La simulation est effectuée dans le cadre de scénarios de débits du cours d'eau choisis par les participants.

Encart 4. La fiche d'action des propriétaires de moulin pour utiliser la plateforme

Vous représentez les propriétaires privés du Moulin de Sainte Anne (La Celle) et du moulin hydroélectrique de Premol, deux ouvrages faisant partie du patrimoine briard.

Vous êtes le seul à pouvoir actionner les vannes et à prendre les décisions de fermeture ou d'ouverture des vannes de ces deux ouvrages. Toutefois vous êtes tenu *de maintenir un niveau*

d'eau suffisant (*débit minimum biologique*), et le syndicat amont dont dépendent vos deux moulins peuvent vous demander d'actionner les vannes à certain moment.

Les informations à votre disposition pour prendre des décisions

Documents fournis

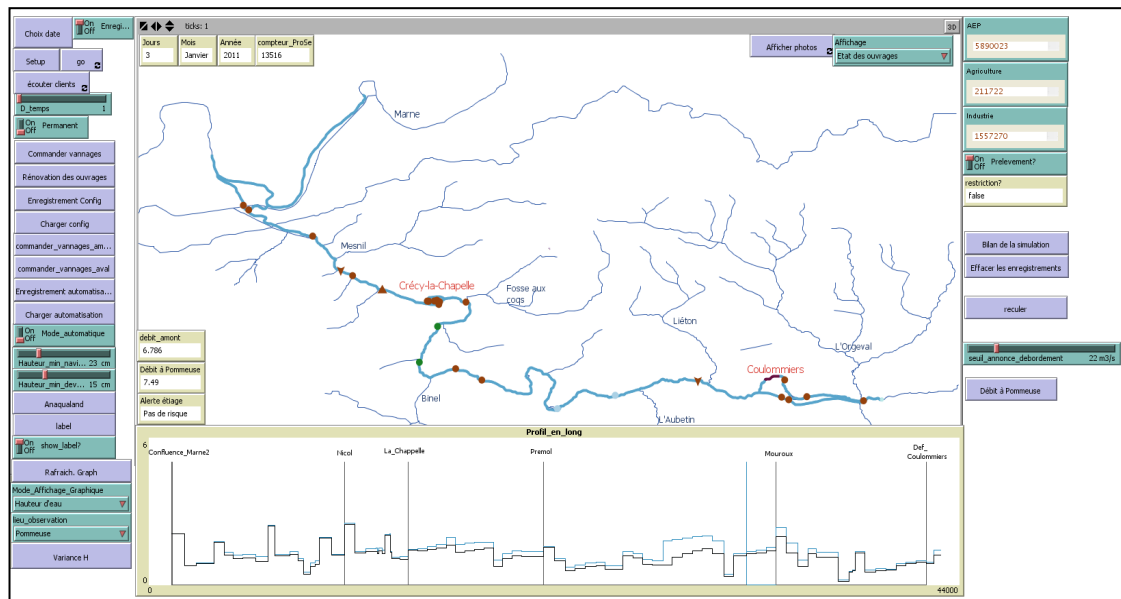
- Une carte avec la localisation des ouvrages et leurs principales caractéristiques
- Un livret des ouvrages avec les détails techniques et des photos

Sur l'interface projetée au mur

Pour le jour courant de la simulation indiqué en ⑫

- ① L'état des ouvrages (ouvert, fermé, arasé, augmenter ou diminuer de 50cm) et la navigabilité de la rivière pour les kayakistes
- ② Les hauteurs d'eau sur l'ensemble de la rivière, pour le jour simulé (noir) et la veille (bleu)

Interface projetée au mur

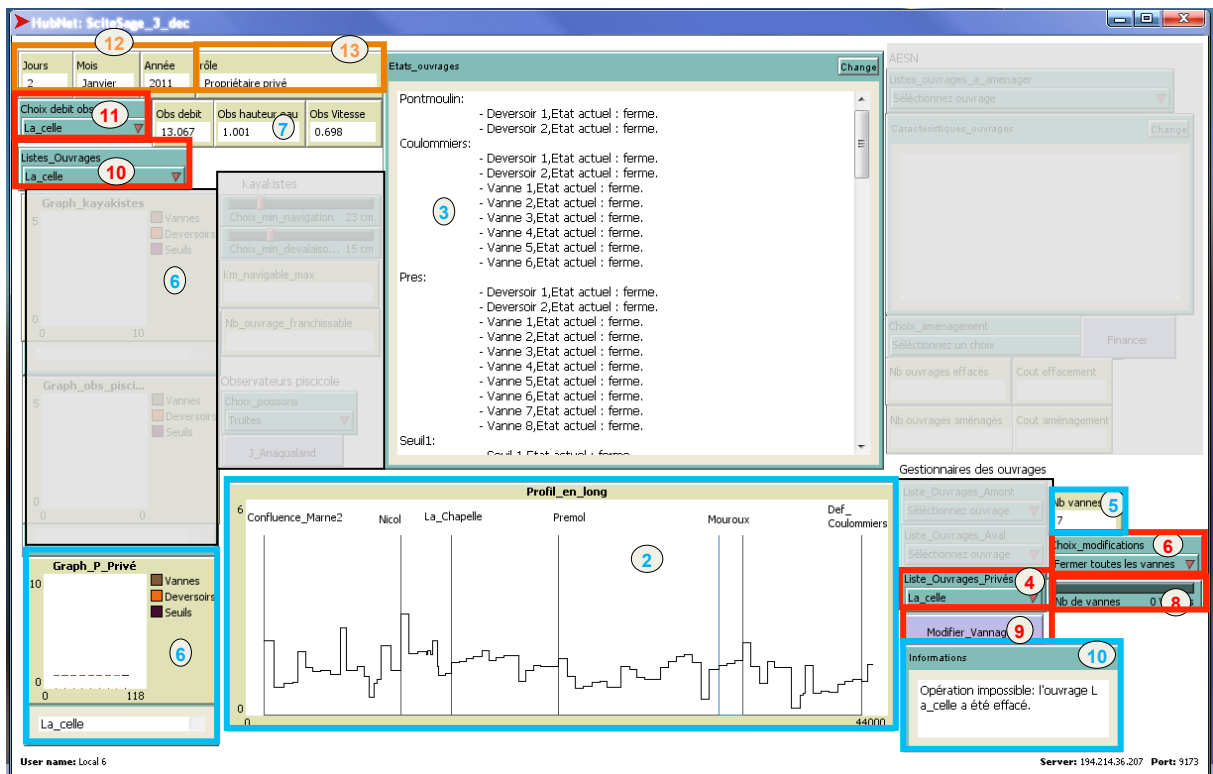


Sur votre interface personnelle (votre ordinateur)

Pour le jour courant de la simulation indiqué en ⑫

- ③ Les caractéristiques de chaque ouvrage (état de l'ouvrage) au format tableau
- ⑦ Le débit, la hauteur d'eau et la vitesse en un point précis que aurez choisi de regarder via le bouton ①
- ⑥ Les hauteurs d'eau pour chacun des éléments d'un ouvrage que vous aurez choisi de regarder via le bouton ①
- ② Les hauteurs d'eau sur l'ensemble de la rivière du jour simulé (noir) et de la veille (bleu)
- ① Rôle de l'opérateur

Interface personnelle (votre ordinateur)



Comment réaliser vos différentes actions ?

Pour manoeuvrer les vannes d'un ouvrage :

- ④ Choisissez l'ouvrage à manipuler
- ⑤ L'indication sur le nombre de vannes composant cet ouvrage s'affiche
- ⑥ choisissez l'opération que vous voulez réaliser ("*Fermer toutes les vannes*", "*Ouvrir toutes les vannes*", "*Ouvrir un certain nombre de vannes*")
- ⑧ Si vous avez sélectionné l'action "*Ouvrir un certain nombre de vannes*", vous devez
- ⑨ spécifier le nombre de vannes à ouvrir à l'aide de ce curseur
Valider votre action
- ⑩ Les informations relatives aux dernières modifications effectuées s'affichent. La boîte de dialogue affiche si la manœuvre a été effectuée avec succès ou pas.

Durant la période de l'année jouée, les participants ont la possibilité de négocier entre eux, que ce soit les financeurs pour l'arasement d'un ouvrage, les pêcheurs pour l'ouverture des vannages par les propriétaires de moulins. Les participants ont aussi la possibilité de négocier collectivement, en demandant un temps limité de discussion sur un point précis, comme le choix des ouvrages dont on veut tester l'arasement et les effets. À la fin de chaque période de négociation le modèle simule les effets des décisions de chaque opérateur en fonction des indicateurs choisis (hauteur d'eau dans les biefs, franchissement des ouvrages par les canoë, par les poissons, linéaire de rivière que les canoës peuvent parcourir, linéaire de rivière que les poissons peuvent remonter, selon les types d'espèces retenus). Il est alors possible de revenir sur les choix pour faire tourner de nouveau le modèle.

Enfin, à la fin d'une année de gestion commune, les résultats sont affichés et discutés en fonction des objectifs propres à chaque opérateur (voir figure 3.10). La synthèse permet de replacer les attentes par type d'opérateur avec une vision globale du fonctionnement obtenu de la rivière. Quant au temps de la discussion, il est le moment où le groupe confronte le modèle utilisé avec la réalité du terrain pratiquée par chaque participant.

Synthèse Scénario 1 (1995)				Appréciation des résultats obtenus
	Ref tout fermé	Ref tout ouvert	Réalisé	
Nb ouvrages arasés	0	0	3	Agence de l'eau financeur 8/10 Objectifs : continuité écologique satisfaisante. Dépenses raisonnables. Pas de contentieux. Problème des bras artificialisées du Morin
Nb ouvrages aménagés	0	0	2	
Dépenses AESN	0 €	0 €	1,04 M €	Syndicat Amont : 6/10 Effet peu visible de l'ouverture de certaines vannes. Continuité obtenue Syndicat Aval : 6/10 Peu de résultats sur les inondations, regrette le manque de discussion pour araser
Nb de Jours avec débordement	24	27	24	
Nb de Jours seuil vigilance étiage	86	80	91	Canoe Kayak 6/10 Objectif atteint pour 10km mais pas pour 25 km avec 2 points noirs non franchissables à l'amont
Nb de Jours seuil d'alerte étiage	33	33	36	
Nb de J avec 25km navigable	51	22	20	Pêcheurs 9/10 Attentes et objectifs atteints. Quelques problèmes avec les propriétaires. Une crise de septembre due à une mauvaise gestion des ouvrages
Nb de J avec 10km navigable	153	49	80	
Nb de Jours avec 1 bief < 20 cm	244	244	264	Propriétaire 8/10 Objectifs atteints : maintien des moulins, pas de conflit.
Rugosité moyenne / barbeaux	758	270	202	
Rugosité moyenne / truites	700	254	185	
Rugosité moyenne / brochets	824	319	282	
Préservation Moulin de Ste Anne	Oui	Oui	OUI	
Préservation Moulin de Prémol	Oui	Oui	OUI	

Figure 3.10 Les résultats obtenus et discutés par les participants pour la simulation de la gestion des ouvrages avec le débit du Morin de 1995 (Carré et al., 2014).

L'évolution des positions des acteurs a également été observée. Des entretiens individuels avec les acteurs du comité hybride ont été menés avant et après les sept ateliers. L'objectif est de dire ce que produit l'interaction entre les scientifiques et les gestionnaires et ce qu'apporte le couplage de la modélisation d'accompagnement et du modèle hydraulique par rapport à d'autres modes de gestion collective. En analysant les discours on espère voir comment les connaissances scientifiques sont utilisées ou non par les gestionnaires et de quelle manière elles peuvent modifier les décisions. On cherche également à voir comment ce processus de co-construction d'un modèle permet aux acteurs de parvenir à un compromis en élaborant une représentation commune du territoire. Raisonner ensemble grâce à la simulation de la gestion des ouvrages sur l'ensemble du cours d'eau devrait offrir aux participants la possibilité de sortir de leur rôle, de leur périmètre de compétence et de repositionner leur action individuelle à une échelle plus globale.

3.3.3 Les résultats des dispositifs participatifs : gains, limites et perspectives

Les résultats des dispositifs participatifs dans leur ensemble ont généralement été évalués avec beaucoup de déception. Loïc Blondiaux et Jean-Michel Fourniau ont intitulé un de leurs articles « *Beaucoup de bruit pour rien ?* » pour considérer que « *depuis quarante ans maintenant, l'observation des processus et l'étude des dispositifs ne cessent de montrer que bien peu de ce qui est attendu se produit, dans l'immense majorité des cas. Les dispositifs visant la délibération ne transforment pas, la plupart du temps, les acteurs dans le sens désiré. La démocratisation du processus de décision n'est guère au rendez-vous. La plupart des procédures sont sans effet juridique sur la décision. La « plus-value environnementale de la participation » reste pour le moins douteuse.* » (Blondiaux et Fourniaux, 2011)

Quant aux effets positifs, les résultats obtenus s'avèrent assez convenus, autour du changement d'avis des participants sans pour autant que cela produise des effets sur la décision.

L'évaluation du dispositif Sciences et territoires a pu être conduite à partir des observations faites lors des ateliers, des entretiens avec les participants, et enfin des décisions prises pour la gestion des ouvrages sur le Grand Morin (De Coninck, 2015)..

Les entretiens avec les participants indiquent que là où certains chercheurs redoutaient de la frustration due aux modèles mêmes, leurs limites, aux contraintes informatiques de la plateforme, au final les participants disent être satisfaits et les limites ont été acceptées. Un même écart s'observe entre les gains attendus par certains chercheurs qui espéraient que les gestionnaires mettraient en avant les limites des données scientifiques pour les accepter et néanmoins prendre des décisions, et ce qui a plu aux membres de la CLE : ceux-ci ont essentiellement apprécié de co-construire les interactions dans la relation à la rivière et à sa gestion, de pouvoir porter leur propre compréhension des interactions à la connaissance des autres acteurs et les confronter entre elles.

Cependant concernant la mobilisation de connaissances scientifiques, les membres de la CLE constatent que, par rapport aux données apportées par des bureaux d'études, le travail direct avec les scientifiques et la construction de connaissances à travers la modélisation leur permet réellement de s'approprier les résultats qui en ressortent. « *Je suivais les travaux du PIREN, c'était intéressant mais peu extrapolable. Là les scientifiques se sont mis en danger, ils se sont confrontés à des visions qui ne sont pas les leurs. Se confronter à la réalité c'est toujours utile* » (Représentant de la Chambre d'Agriculture)

Leur perception des incertitudes inhérentes aux données scientifiques ne semble pas accrue cependant. Comme on l'a dit, ils acceptent bien les limites du modèle et ne les discutent pas spécialement. Mais cela leur permet de mobiliser d'autres types de données dans leurs débats et cela fait avancer les discussions. Celles-ci portent sur des sujets plus précis. On sort des oppositions de forme. « *Le compromis ce serait d'avoir des secteurs plus libres sans ouvrage et de traiter les points noirs (à Coulommiers, à Crécy) avec des aménagements* ». (Maire sur le Grand Morin)

L'observation des ateliers et des comportements des acteurs montrent des modifications importantes de point de vue et de position vis à vis des autres acteurs

L'expérience a permis aux participants d'avoir une meilleure perception des interactions entre les différents éléments du système. Lors de l'utilisation de la plateforme, beaucoup d'acteurs se sont aperçus de la complexité de la gestion des vannes. « *Gérer ces vannes c'est compliqué en fait [...] ce serait bien qu'il y ait une gestion automatisée* » (Chercheur PIREN-Seine, Biogéochimiste). Certains seuils qui semblaient pouvoir être facilement supprimés se sont révélés jouer un rôle insoupçonné. À l'inverse, les gestionnaires ont eu le sentiment qu'ils pouvaient obtenir plus de résultats positifs (remontée de poissons, franchissement des ouvrages par les canoës) simplement en modifiant leur gestion actuelle des ouvrages. Ainsi les actions simulées sur les vannes ont montré un impact direct sur les débordements en aval, sur la circulation des poissons, etc. Ces impacts ont pu être affinés. Les acteurs ont pu hiérarchiser les ouvrages qui avaient le plus d'importance pour maîtriser les inondations, ou qui étaient un frein important pour la continuité écologique. De nouvelles solutions ont pu être discutées. En effet, en manipulant les vannes, les membres des services de l'État notamment se sont rendus compte que cela pouvait suffire à rétablir une certaine continuité piscicole. Différents usages pouvaient être conciliés, tout en nécessitant cependant une manipulation assez fine des vannes.

Du côté des élus, l'expérimentation les a mis devant l'acceptation de l'arasement et devant leur responsabilité de maître d'ouvrage : même si l'expérimentation a montré que l'on obtient une meilleure gestion de la rivière en gardant certains ouvrages, les simulations ont amené l'ensemble des acteurs à accepter d'en supprimer.

Certains acteurs en particulier ont changé radicalement de vision des choses. Une participante d'un service déconcentré de l'État, qui lors du premier entretien avant les ateliers avait une vision très règlementaire de l'aménagement du cours d'eau, nuance beaucoup plus son propos lors de l'entretien réalisé après la dernière simulation.

Pour certains, cette manière de partager des connaissances serait même un moyen de changer les modes d'action publique. *« Je suis très critique sur la manière dont on travaille dans les SAGE. Il n'y a pas de co-construction. La science infuse livrée dans les réunions [des commissions] ne permet pas de s'appropriier les choses. Et il n'y a que comme ça qu'on peut faire adhérer à des projets. Dans les commissions thématiques il y a des échanges mais pas de co-construction. On pourrait imaginer la vie d'un SAGE avec des outils permettant une réelle implication. »* (Chambre d'Agriculture). Ainsi, tant du côté des chercheurs que des membres de la CLE, la concertation a révélé un manque de connaissance et des ignorances ; elle a aussi permis de produire des connaissances sur la rivière en tant que système global.

Mais une fois la concertation terminée, il reste à questionner l'impact du dispositif sur la décision. Dès la fin de l'expérimentation, certains élus ont exigé de nouvelles études pour prendre leur décision (comme les effets sur le transport des sédiments à rajouter au modèle), dans une propension à différer la décision politique. On a affaire à une utilisation stratégique par les élus de l'intérêt des ouvrages pour ne retenir que « tous ne sont pas utiles » et après cela oublier quels ouvrages ont été désignés lors de l'expérimentation comme pouvant être supprimés.

Il semble que dès que le jeu cesse et que les chercheurs proposent d'utiliser la plateforme avec l'ensemble des membres de la CLE, alors une partie des élus n'est plus d'accord sur la validité de l'outil. Plusieurs explications de ce refus d'aller plus loin dans l'utilisation des simulations sont envisageables. Très prosaïquement, la décision des élus ne pourrait pas découler du produit d'un jeu collectif. On peut aussi renvoyer au fait que les élus ne savent pas faire avec la négociation de l'environnement, là où ils ont appris depuis plus d'un siècle à gérer l'eau potable et l'inondation, sur des règles de santé et de sécurité publique. La DCE impose une vision de l'eau comme bien commun avec la nécessité d'une gestion participative, de règles à construire avec l'ensemble des usagers, alors que le fonctionnement de la planification en France reste l'apanage de la démocratie délibérative (au sein du Parlement et des conseils municipaux).

Au final, les acteurs institutionnels reviennent à leurs théories, les services de l'État à la continuité écologique, suivis en cela par les élus, et semblent abandonner le savoir construit pendant l'expérience. D'autant que le MEDDE va désigner les ouvrages à supprimer, imposer une décision sur des critères extérieurs aux acteurs locaux, un choix que l'animatrice du SAGE elle-même ne peut expliquer. Comme territorialisation de la gestion de l'eau, on a fait mieux : les ouvrages choisis sont des ouvrages abandonnés ... et donc acceptables.

Toutefois, si l'on analyse les documents de gestion établis ensuite par la CLE (règlement du nouveau SAGE, Plan d'aménagement et de gestion durable PAGD, soumis à la consultation en mars 2014), on peut penser que les échanges entre les acteurs ont porté leur fruit. Ces documents tiennent compte des différents points de vue sur les ouvrages et la

possibilité d'un gain de qualité de la rivière, autant dans une gestion coordonnée des ouvrages que de leur suppression.

Évaluation environnementale du SAGE, mars 2014 (page 61)

Une précision est toutefois apportée concernant les suppressions ou aménagements d'ouvrages hydrauliques (disposition 31 et 32) qui peuvent être perçus comme ayant des effets négatifs sur le patrimoine par certains acteurs. Le SAGE privilégie les études globales de restauration de la continuité écologique pour ensuite analyser, au cas par cas et en concertation avec chaque propriétaire d'ouvrages, les critères d'interventions.

Les décisions mises dans le PAGD, soumis à la consultation en mars 2014, page 113

Les travaux, ouvrages et aménagements en cours d'eau, qui peuvent entraîner des dégradations des milieux aquatiques, sont aujourd'hui encadrés par la réglementation, ce qui permet d'envisager au minimum une stabilité de leur état morphologique.

La réduction des impacts liés à l'existant demande cependant une importante mobilisation des gestionnaires ainsi que l'adhésion des propriétaires.

Les décisions mises dans le PAGD, soumis à la consultation en mars 2014, page 116

130 ouvrages sont présents sur le territoire (60 sur le Grand Morin, 31 le Petit Morin, 18 sur l'Aubetin et 11 sur les autres affluents). Ces ouvrages sont majoritairement localisés sur le département de la Seine-et-Marne (1 ouvrage tous les 1,5 km sur le Grand Morin, 1 ouvrage tous les 2,5 km sur le Petit Morin et 1 ouvrage tous les 3,4 km sur l'Aubetin). Toutefois l'ensemble des masses d'eau est impacté par les ouvrages hydrauliques à l'exception de la masse d'eau des marais de Saint-Gond (UH142) où les ouvrages hydrauliques sont des ouvrages de régulation des niveaux d'eau permettant de maintenir la zone humide.

Les décisions mises dans le PAGD, soumis à la consultation en mars 2014, page 126

Si nécessaire, les services de l'Etat veillent, en concertation avec les syndicats de rivière et la structure porteuse du SAGE, pour qu'une information soit faite aux propriétaires sur l'utilité d'une ouverture hivernale coordonnée des vannes pour améliorer la continuité écologique notamment sédimentaire et le désenvasement des retenues, sauf si cela compromettrait la stabilité des ouvrages (fondation du bâti, pieux en bois, gonflement/retrait des argiles, gestion des crues, etc.), dans l'attente des travaux de restauration de la continuité écologique.

Il est alors permis d'être optimiste quant aux gains⁵² issus des dispositifs de participation plus ouverts et de souligner tout l'intérêt des dispositifs de négociation hors de ces modes institutionnels pour permettre de dépasser une vision du cours d'eau réduite à sa dimension écologique, ou à l'inverse instrumentalisée au service des usages humains, et poser une capacité des acteurs locaux à faire ensemble.

L'enjeu en matière d'une gestion commune de l'eau et des cours d'eau est bien le défi d'articuler démocratie délibérative et démocratie participative pour permettre aux acteurs publics d'énoncer un problème, lui donner une forme et établir un énoncé d'action qui engage les acteurs locaux. Ce qui est énoncé dans les dispositifs de négociation fournit la trame d'une mise en histoire pour engager une action cohérente avec le schéma déjà en place de la gestion de l'eau ou du cours d'eau.

⁵² Parallèlement les résultats de cette expérimentation ont été confrontés avec d'autres expériences de dispositifs participatifs sortant des dispositifs classiques de participation lors d'un séminaire ComMod (novembre 2014). La production d'un fascicule de l'AESN et du PIREN-Seine sur la place du chercheur dans les dispositifs de participation dans la gestion de l'eau et des milieux aquatiques est en cours.

Perspectives

La fin de la première partie de cette HDR avait conclu sur une réduction des marges de manœuvre des acteurs locaux avec la mise en œuvre de la DCE. Ce constat se retrouve en filigrane des négociations au sein des CLE autour des restaurations écologiques des cours d'eau.

Cela l'amène Jean-Baptiste Chemery à se demander ce qu'il reste « *comme marge d'action pour les gestionnaires pour faire valoir leurs propres priorités et façon de voir* » pour conclure, cependant, que ces gestionnaires disposent de deux ressources fondamentales technique et politique (Rivière-Honegger, 2014, page 147). Les acteurs locaux bénéficient d'une expertise technique et pratique pour tirer profit des incertitudes qui persistent quant aux modes de restauration (définition des états de référence du cours d'eau souhaités, des capacités d'auto-restauration des milieux concernés). Sur le plan politique, les projets de restauration peuvent être envisagés comme des projets de territoire portés par les collectivités, en association avec les différents acteurs locaux

Cette proposition vient en écho du conseil scientifique de l'ONEMA qui dans son rapport en 2011 « *constate fréquemment une situation de blocage, les acteurs locaux contestant l'imposition d'un diagnostic « venu d'en haut » et déplorant l'absence de prise en compte de leurs propres expériences et connaissances des milieux* » pour s'interroger « *sur l'appropriation et les usages sociaux des indicateurs suivis par les acteurs et les publics des politiques de l'eau. Ainsi les acteurs directs de la gestion de l'eau (syndicats d'eau potable, de rivière etc.) ne semblent pas associer la directive cadre à des actions concrètes sur leur terrain. Si la vision du bon état des eaux selon les scientifiques, les usagers et les citoyens diverge, il sera difficile de mettre en œuvre des actions tendant au bon état des milieux.* »

Pour y remédier, le rapport propose aux collectivités de baser la restauration des cours d'eau sur un protocole qui rende compte de la réalité locale « *où les pressions qui pèsent sur les systèmes aquatiques changent en permanence, au point qu'on ne peut pas simplement prolonger les dynamiques actuelles, car il y a des changements de trajectoires, des ruptures.* » (Onema, 2011)

Cette recommandation paraît particulièrement adaptée aux cours d'eau urbains, généralement classés en rivières fortement modifiées, où les gains de reconquête sont difficiles à définir, comme les effets des possibles opérations de restauration.

Proposition d'une méthode de travail pour définir des objectifs de gestion des Petites rivières urbaines franciliennes

Dans le cadre de l'association ARCEAU-idf, les gestionnaires et les chercheurs réunis au sein du groupe de travail Petites rivières urbaines sont partis de la nécessité de repenser la notion d'état de référence pour bâtir des projets de restauration des cours d'eau de la petite couronne parisienne. Cet état doit être conçu en tenant compte de facteurs multiples, définis par un collège d'acteurs. Quant aux objectifs de l'aménagement des cours d'eau, ils doivent intégrer des enjeux de reconquête de qualité écologique, mais aussi des services écosystémiques (inondation et biodiversité) et plus généralement des objectifs de contribution des cours d'eau à la qualité du territoire dont ils sont un des atouts.

Une méthodologie a été imaginée pour co-construire ces différentes approches de la rivière et de sa restauration.

Un premier temps a été un diagnostic de l'état d'un cours d'eau par les opérationnels et les chercheurs du groupe de travail et des propositions de pistes d'action.

Le choix du terrain d'expérimentation pour le projet s'est porté sur le Morbras, petit cours d'eau de 17 km de linéaire depuis sa source en Seine-et-Marne jusqu'à sa confluence avec la Marne à Bonneuil dans le Val-de-Marne. En tant que rivière non domaniale, localement la gestion du Morbras dépend principalement des riverains propriétaires des berges (des particuliers, le CG94 propriétaire du parc du Morbras, le port de Bonneuil), du syndicat amont le SIAM (Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Morbras) et à l'aval La communauté d'agglomération du Haut Val de Marne. Elle s'insère dans un contexte territorial particulier : celui du Grand Paris et celui du SAGE Marne confluence, pour lequel la CLE a fait le choix d'un scénario ambitieux, un engagement à faire de l'eau et des milieux un atout du territoire.

Une visite collective du Morbras a été organisée le 8 janvier 2015 par les membres du groupe de travail. Elle a confirmé l'importance des représentations qu'ont les participants de ce que peut être le bon état d'un cours d'eau, à titre personnel ou dans la cadre de leurs fonctions professionnelles (beaucoup de recettes qui s'appliquent de manière systématique, autour de la restauration, l'aménagement des berges ...). Ces représentations s'ajoutent à celles des habitants, les images, les usages, les attentes qu'ils ont d'un cours d'eau urbain (voir partie 2.3.3) et qui conditionnent les formes et les objectifs de la restauration des cours d'eau.

Il est donc apparu qu'un travail de déconstruction collectif des représentations de la rivière de son bon état et de son aménagement par les techniciens, les élus, les usagers s'imposait. Pouvons-nous sortir de ce que nous avons l'habitude de voir, ce qui fait sens, la cohérence entre le cours d'eau et le contexte urbain ? Est-il possible d'aller plus loin, tant pour la qualité de la rivière mais aussi celle des lieux innervés par la rivière ?

Les ateliers participatifs doivent permettre de recueillir pour déconstruire les représentations de tous sur la rivière, son bon état, les possibles intégrations dans son territoire de façon à pouvoir ensuite établir un travail de reconstruction et de propositions communes d'action sur la rivière.

Ils doivent faire travailler ensemble les différentes catégories d'acteurs (gestionnaires, élus, chercheurs, membres d'association, habitants, riverains ou non, usagers). Les échanges visent à faire sortir les points de convergences et de divergences, hors de toute polémique, et dans le respect de la parole de tous.

Pour y arriver, la proposition est de considérer que l'espace sur lequel portent les réflexions est à la fois celui qui est influencé par la rivière ou que la rivière influence. La déconstruction des représentations est recherchée à travers des questions qui en apparence portent des contradictions et qui engagent la transformation des territoires concernés.

Une démarche en 2 temps

1. Trois ateliers pour déconstruire, autour de questions interpellant la place et le rôle de la rivière dans l'avenir du territoire
2. Deux ateliers pour mobiliser les résultats des ateliers précédents, selon un objectif plutôt stratégique et un objectif plutôt opérationnel

1. Le premier temps de déconstruction en atelier est prévu autour des trois questions suivantes :

- comment la rivière permet-elle la densification du territoire ?
- quelle diversité d'usages pour quelle diversité de formes de la rivière et leurs

prises en charge ?

- comment la rivière participe-t-elle du maintien et du développement des différentes formes d'agriculture en ville ?

L'élaboration et la réalisation de ces ateliers supposent que le groupe de travail élabore parallèlement son propre diagnostic du contexte et des enjeux des trois questions posées.

Le recrutement de participants aux ateliers pourrait s'appuyer sur les participants à l'Université populaire de l'Eau et du Développement durable (UPEDD), les membres de la CLE et des autres structures de gestion du Morbras, les parents des collégiens ayant travaillé dans le 94 sur un cours d'eau avec le CG

2. Un second temps d'atelier pour faire surgir des propositions d'action sur le Morbras

Une première proposition est de dispatcher les participants des trois ateliers en deux groupes (en assurant le panachage pour rendre compte des trois questions étudiées), en les faisant travailler soit sur des préconisations applicables à l'ensemble du cours d'eau (de nature plutôt stratégiques, à visée d'un PLU ou d'un SAGE), soit sur des préconisations applicables à des secteurs en particulier, pour des opérations précises (entretien des berges, aménagement d'un tronçon)

L'objectif est de présenter les résultats à la CLE du SAGE Marne confluence et aux structures de gestion du Morin (syndicat amont, communauté d'agglomération, CG 94, port de Bonneuil).

Chapitre 4. Des connaissances scientifiques au service d'une « raison publique » territorialisée

Nous venons de voir au chapitre précédent combien les tensions sont fortes entre les acteurs en charge de la restauration du bon état écologique des rivières, selon un clivage entre des acteurs régionaux généralement favorables à la mise en œuvre de la DCE et des acteurs locaux, plus circonspects et réticents. Cela conduit les services de l'État en charge de cette mise en œuvre à se tourner vers les chercheurs pour leur demander de l'aide. La demande concerne aussi bien les sciences sociales que les sciences de l'environnement pour leur permettre de dépasser les blocages et faire accepter le programme de mesures et, par là même, la suppression des ouvrages.

D'une façon plus fondamentale, cette attente s'inscrit dans une demande plus large du politique vis à vis des chercheurs en vue d'un meilleur transfert de connaissances vers les gestionnaires et, en retour, d'une association de ces gestionnaires à la définition des questions de recherche. Réaffirmée par l'UE, précisément pour l'application de la DCE, cette approche de la collaboration entre scientifique et politique continue de passer sous silence les rapports de domination dans les arènes de concertation, tels que ceux que nous avons observés à l'intérieur des commissions locales de l'eau. François Molle décrit ainsi une gestion intégrée de l'eau qui « *despite the emphasis placed on participation by its proponents, is most frequently pictured as a managerial approach. Its definition emphasizes the three desired 'E's (efficiency, equity and environmental sustainability). It implies that all three can be achieved concomitantly if problem-solving can be informed by neutral and rational approaches, good science and expert knowledge that reflect all three dimensions, rather than being informed by only one of them.* » (Molle, 2008b)

Cette demande politique continue pourtant de fonctionner sur une séparation maintenue entre les scientifiques et les gestionnaires, le transfert de connaissance et l'association des gestionnaires étant vus « *as a technical issue where experts and managers endeavour to match supply and demand by the application of technology, sound science, rational and neutral problem-solving approaches, and -whenever deemed necessary- an adequate cocktail of participation from relevant stakeholders* » (Molle, 2008a).

Or le point de vue que je développe est que, précisément, chercheurs et opérationnels fabriquent concurremment de la connaissance scientifique qu'ils mobilisent pour fonder leurs choix et leurs actions. C'est ce que Sheila Jasanoff décrit dans sa recherche sur la science réglementaire. En nous appuyant sur ce qu'elle propose, nous analyserons les interactions entre chercheurs et société pour passer de la production de connaissance à l'action.

Mon travail de recherche consiste alors à étudier les différences géographiques de construction de la qualité de l'eau, qu'il s'agisse de la production de nouvelles connaissances scientifiques, de normes techniques, avec des effets géographiques de segmentation nationale mais aussi régionale (s'appuyant en partie sur le rôle des agences dans l'application différenciée des grilles de qualité). Il faut ensuite considérer comment les chercheurs prennent en compte les dimensions spatiales et temporelles dans la construction des données et les modèles d'interprétation de la qualité de l'eau.

4.1 Le contexte de recherche et de positionnement du chercheur dans la relation entre science et politique

Dans la première partie de ce volume, j'ai indiqué l'intérêt du concept de science réglementaire, d'une part pour situer les connaissances produites par les scientifiques dans le cadre des programmes de recherche mêlant chercheurs et opérationnels, d'autre part pour envisager ce que peuvent être les implications de ces chercheurs dans l'action publique.

4.1.1 Les apports d'une « science réglementaire » au service d'une « raison publique »

Pour explorer les relations entre connaissance et action, nous pouvons partir des exigences de cette science réglementaire telles que Sheila Jasanoff les identifie. Le titre de son ouvrage *The fifth branch: science advisors as policy makers*, est à ce sens explicite, comme sa thématique : « *It was about how a fact is made and produced in this domain of scientific activity that serves public Policy* » (Jasanoff, 1998).

Au-delà des nombreuses critiques qu'elle adresse à la science technocratique⁵³, l'auteure recherche les « *Political function of good science* » (chapitre 11, in *The fifth branch*). En effet, consciente des limites et des biais de la production de connaissances par les scientifiques, comme de leur rôle d'expert, elle se demande si, pour autant, une société peut se satisfaire d'une action publique fonctionnant sur une « *ultimate social acceptability of policies based on esoteric and incomplète knowledge* » (1998, page 230). La réponse est, on s'en doute, négative. La position de Sheila Jasanoff n'est pas une position de confiance à priori dans les apports de la science mais d'une confiance à restaurer dans un fonctionnement démocratique qui désormais mobilise un arsenal technique, expert pour fonder la décision collective. C'est ce qu'elle décrit dans son récent ouvrage *Science and public reason* en analysant « *what states do in practice when they claim to be reasoning in the public interest. Reason, from this perspective, comprises the institutional practices,*

⁵³ Voir le chapitre 10 « Technocracy Revisited », in *The fifth branch*.

discourses, techniques and instruments through which governments claim legitimacy in an era of potentially unbounded risks—physical, political, and moral. » Mais, précise-t-elle, « *Those legitimating efforts, in turn, depend on citizens' acceptance of the forms of reasoning that governments offer.* » Il convient donc de pouvoir garantir aux citoyens le meilleur niveau de connaissance donné au moment où le choix, la décision est à prendre, pour conduire ces citoyens « *of democratic societies to accept policy justification as being reasonable.* » (2012, 4e de couverture)

La notion d'incertitude au cœur des limites et des biais dans la production de connaissances

Ces questionnements de l'incertitude, dans la production de connaissances scientifiques et leur utilisation, sont désormais partagés aussi bien par des scientifiques en sciences de l'environnement qu'en sciences sociales. On renvoie pour exemple aux tables rondes organisées par la MSH de Nice, *Faire science avec l'incertitude*, et la 3^e table ronde, les 23 et 24 juin 2014, sur le thème « incertitude et connaissances en SHS : production, diffusion, transfert », avec dans l'appel à communication les affirmations suivantes : « *Dépassant à la fois le positivisme et le relativisme scientifique radical, on peut considérer que la recherche scientifique a atteint une certaine maturité dans la mesure où l'incertitude n'est plus perçue comme une défaillance mais comme un paradigme à part entière du processus de connaissance. (...) Intégrer explicitement l'incertitude dans le processus de production des connaissances en S.H.S. implique d'accepter l'éclatement des schémas de pensée classiques du positivisme sans pour autant renoncer à produire des connaissances formalisées, partagées et transférables, malgré les incertitudes qui leur sont attachées. Se pose alors la question de la diffusion de connaissances incertaines vers la société civile : comment informer, sensibiliser, alerter parfois (cf. l'exemple emblématique du réchauffement climatique) tout en transmettant la part de flou d'incertitude inhérentes aux connaissances et modèles produits, sans prêter le flan aux «marchands de doute» qui font du discours scientifique une opinion comme une autre. Les implications sont encore plus directes en contexte de prise de décision où les modèles et les prospectives ont une visée applicative (aménagement du territoire, santé, environnement, sciences économiques, etc).* »

Plusieurs pistes sont proposées par Sheila Jasanoff dont certaines nous paraissent relever d'une épistémologie des sciences classique : « *continuous efforts to invest political neutrality, balanced composition of peer-review system, standardization of protocol and analytical methods, and so on.* » Pour la science réglementaire, elle recommande dans les guides techniques de préciser les frontières entre la construction de la connaissance, l'évaluation des connaissances et la prescription, car nous dit-elle : « *the boundaries among these phases - knowledge making, assessment, guidance development - are not clear* » (2010).

La notion de science utile

S'il faut continuer de penser la connaissance scientifique comme une connaissance en soi, et à plus forte raison au sein d'une science réglementaire, quelle exigence scientifique pouvons-nous avoir et comment penser la relation entre les opérationnels qui décident des politiques publiques (élus, techniciens), les scientifiques qui les conseillent, et le public. Sheila Jasanoff fournit des pistes pour définir comment la science réglementaire peut fonctionner au service d'une raison publique. « *Regulatory science is quite different from the science done in laboratory for the purpose of curiosity.* » Elle insiste sur la nécessité de préciser l'objectif que doit assumer la connaissance fournie : « *regulatory science is*

produced - it's a kind of knowledge production, for sure - but it's produced in a context that differs in fundamental ways from research science. This doesn't mean that you can't get good regulatory science or better regulatory science. It's just that if you think of it contextually then what's good and what's better depends in part on the endpoint that you are trying to achieve. » (2010)

Elle propose alors aux chercheurs la notion de science utile, la connaissance scientifique s'exprimant dans une vérité utilisable, suffisante pour atteindre l'objectif fixé : « *The point is that in regulatory science the problem of deciding what will count as adequately objective is a real issue that one has to grapple with it and think about: what's adequate for the purposes that we strive to serve. I'd say that the point for regulatory science is not to get at the truth per se. The goal is to achieve a "serviceable truth. » (...)* « *Serviceable means that it does the job; it serves the purpose. That's what serviceable truth is. A truth that is adequate for us to go forward with does not need to be absolute. It does not need to be eternal. It does not need to be a natural law. It's still adequate to make policy. And I think that in the policy world, we're usually dealing with serviceable truths, you know, what is enough to serve the purpose. » (Entretien, 2010)*

Cela suppose pour le chercheur de définir les périmètres d'application des connaissances qu'il produit, dans un contexte aussi à préciser : « *Since "there can be no perfect, objectively verifiable truth," what we can hope for is a serviceable truth: a state of knowledge that satisfies tests of scientific acceptability and supports reasoned decisionmaking, but also assures those exposed to risk that their interests have not been sacrificed on the altar of an impossible scientific certainty". In this way, scientific knowledge needs to be, first of all, persuasive in order to function as a reasonable solution in the society. » (1998, page 250)*

4.1.2 Les nécessaires négociations entre scientifiques et gestionnaires sur les objectifs des connaissances produites

De façon assez volontariste, Sheila Jasanoff revient sur la séparation entre science et politique en demandant aux chercheurs et aux gestionnaires d'assumer les limites scientifiques de leur connaissance lorsqu'ils l'utilisent pour agir.

« *The second important point I made was that regulatory science communities and researchers end up producing what we think is good science for policy. But then this involves a form of boundary work: what belongs on the science side of the boundary is not known in advance. It is the result of negotiations carried out in a politicized context, and the results are controversial because of that context. So some people say it's accurate; others say it's not accurate; some say it's going too far; others say it's not going too far. What they're fighting about is that boundary between science that is good enough for decisions and science that is not yet good enough. » (Entretien, 2010)*

La difficulté immédiate de cette proposition est d'engager les chercheurs dans une démarche à première vue très opérationnelle, consommatrice de temps et, pour beaucoup, très loin des impératifs d'une véritable recherche. Le risque est garanti, certainement plus pour le temps investi que pour la reformulation possible en question de recherche, d'autant que ce travail pour Sheila Jasanoff suppose de discuter les valeurs (éthiques, morales) que chacun intègre dans les objectifs poursuivis : « *The questions are more subtle: good for whom, in what circumstances, subject to what warnings or precautions? » - At every moment of assessing complex information about the world, for the purpose of making policy, our values enter into that assessment. Questions of why we are doing this; for what*

purpose; how much deviation can we tolerate when we say result A is the same as result B; when we are forced to say that result A is not the same as result B; who is doing this assessment; for what purpose? These issues are all inevitably relevant to the discussion of regulatory science. And I think it's more honest to admit that values are there, and then say, "Okay, we knew that values are there, how should we (in a democratic society where values are democratically controlled), how do we want people to exercise these values?" (Entretien, 2010)

On peut ici faire le lien avec les travaux de Jean-Baptiste Fressoz et ses interrogations sur la réflexivité à l'œuvre dans nos sociétés. En montrant comment les sociétés inventent des petits dispositifs de désinhibition permettant de continuer comme avant, malgré la parfaite connaissance du danger (2012), il interroge ce que les chercheurs sont prêts à assumer, dans une histoire d'une modernité « *qui s'est faite les yeux ouverts, qui voyait bien les dangers, mais qui a choisi de passer outre, en mettant en place des dispositifs juridiques et techniques.* » (Fressoz, 2013)

Le travail d'engagement des chercheurs et des opérationnels sur la portée pour l'action de la connaissance scientifique, avec ses limites en situation de décision, s'avère indispensable dans un contexte où pour Jean-Baptiste Fressoz on envisage les questions environnementales « *comme des controverses scientifiques se jouant dans la sphère des énoncés, on insiste sur le contexte d'incertitude. Or, dans de nombreux cas, il n'y a pas vraiment de controverse scientifique ni même d'incertitude.* » (...) « *Est-ce vraiment si pertinent de parler d'incertitude alors que les diagnostics s'affirment (prenez le changement climatique) et que maintenant le doute sert surtout les pollueurs ?* » (Fressoz, 2013)

Les attentes des partenaires des chercheurs au sein du PIREN-Seine

Les propositions de Sheila Jasanoff nous offrent un cadre d'analyse à la fois très conceptuel et très pratique, au moment où précisément les chercheurs du Piren-Seine sont l'objet d'une demande de la part de leurs partenaires opérationnels (AESN, SEDIF, SIAAP, Ville de Paris, ONEMA) pour mener des études conjointes, tant sur l'incertitude scientifique autour de la construction des mesures et des indicateurs, que sur les conditions d'utilisation des informations produites et des précautions à prendre. Ils sont aussi en attente d'un regard extérieur sur les actions décidées, le lien avec les connaissances produites.

Un groupe de travail réunissant au second semestre 2014 les partenaires du PIREN-Seine et ses chercheurs a permis de formuler des attentes communes aussi bien sur la qualité des mesures produites, que le type de connaissances, l'information en situation de prise de décision (voir l'encart 5).

Encart 5. Les attentes du Groupe de travail des chercheurs du PIREN-Seine et de leurs partenaires « Indicateurs, normes techniques, incertitude et prise de décision » (octobre 2014)

Les mesures et leur incertitude

Chercheurs du PIREN-Seine

- Comment gérer les incertitudes inter-laboratoires / métrologiques ?
- Comment gérer les incertitudes spatiales et temporelles ? Travailler sur une BD haute résolution spatiale et temporelle (contaminant plus débit).
- Comment extrapoler les mesures et les utiliser (Méthodologie et typologie de bassin. Méthode de régionalisation pour les bassins non renseignés) ?

Opérationnels du bassin Seine-Normandie (AESN, collectivités, services de l'État, établissements publics)

- Analyser la représentativité des réseaux de surveillance
- Constituer une base de données commune aux différents organismes intégrant les erreurs et les incertitudes
- Améliorer les normes pour qualifier les incertitudes : la DCE prend en compte des incertitudes mais à quelles échelles descendre ?

Les mesures et leur mobilisation par les opérationnels dans la décision

- Comprendre les arbitrages sur la communication des résultats anticipant la prise de décision.
- Comprendre l'utilisation de l'expertise scientifique et des indicateurs pour une prise de décision politique.

Les interrogations portent d'abord sur la métrologie et la réduction de l'incertitude, principalement les types de mesure : peut-on mesurer la pollution par les métaux sans utiliser des mesures sur sédiments ? Leur distribution spatiale : où mettre les stations de mesure ? Les fréquences de mesure et les temporalités différentes selon le type d'indicateurs ; l'intégration des mesures, depuis le point de mesure, la station, le réseau de mesure. Elles portent aussi sur les protocoles de mesure et les pratiques des laboratoires de mesure (intercalibration).

Les gestionnaires voudraient aussi pouvoir faire le lien entre les mesures de la qualité de l'eau fournies par les réseaux de stations et les effets des actions qu'ils décident en vue d'améliorer la qualité des milieux aquatiques. Les gestionnaires de l'AESN rappellent qu'il y a deux grands exercices où les techniciens de l'agence transforment les données de l'état du milieu et établissent une comparaison de l'état du milieu avec les pressions et les impacts. Ces deux exercices sont la mise en place des programmes dits de mesures par le Comité de bassin (en cours en 2014), puis trois ans plus tard leur révision. Ici les services de l'agence souhaitent une collaboration avec les scientifiques pour établir un retour sur ce programme et les aider à mieux cibler les enjeux.

En termes de communication des informations, le rapportage à l'Union européenne se fait sous forme d'un bon état de la totalité de la masse d'eau. L'information cartographique peut alors être discrétisée, non plus par station de mesure mais par masse d'eau, selon que le bon état soit atteint ou non. C'est ce que l'on voit sur la carte de l'état chimique des masses d'eau en Seine-Normandie (figure 4.1), avec un code couleur binaire par masse d'eau (bon état / non atteinte du bon état). Il n'y a pas d'information des paramètres déclassant (un seul paramètre suffit pour que le bon état ne soit pas atteint), ni de gradation pour savoir de combien s'écarte ce paramètre de la valeur seuil (est-on prêt ou loin du but à atteindre).

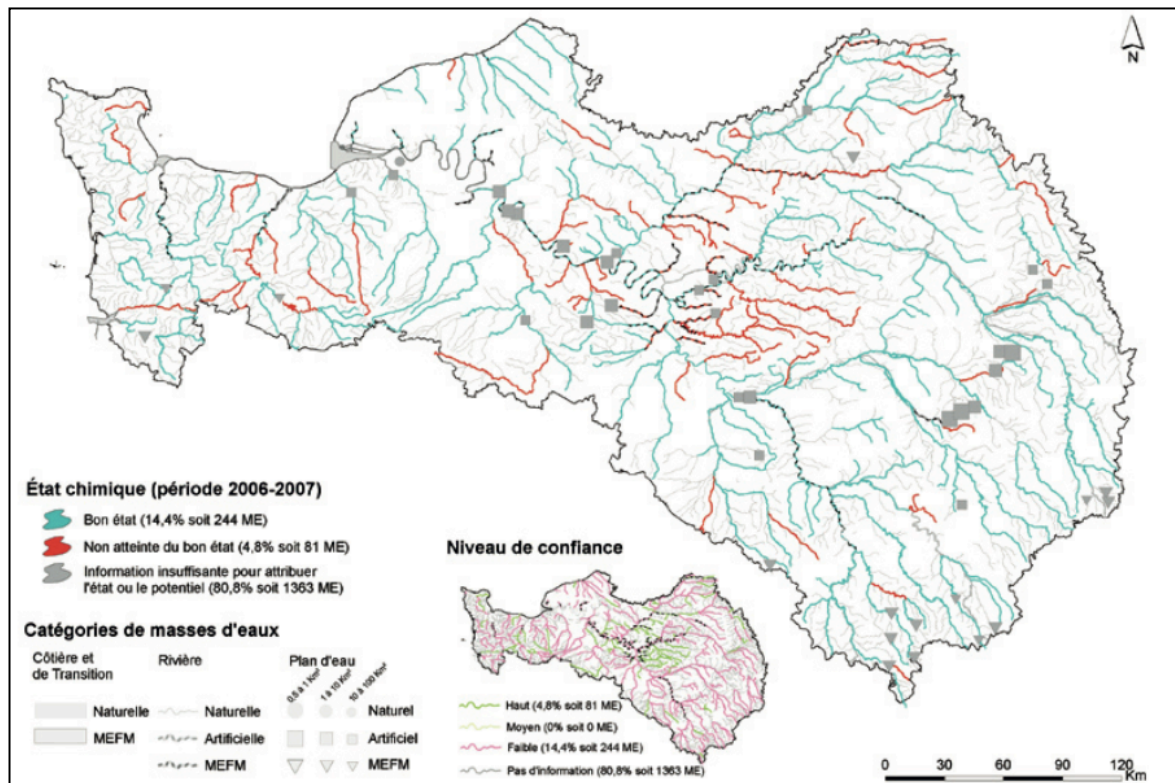


Figure 4.1 La carte de l'état chimique des masses d'eau, hors HAP et DEHP (AESN, 2010, page 24).

On obtient ainsi des cartes difficiles à interpréter, même si les cartes mentionnent :

- la présence ou l'absence d'information : « *Il n'est en effet pas possible d'attribuer un état à plus de 80% des masses d'eau faute de données et/ou d'outils. Par ailleurs, l'absence de données pour certains polluants implique que l'attribution du bon état à une masse d'eau est automatiquement lié à un faible indice de confiance* »,
- le niveau de qualité de l'information : « *Il est associé pour chaque masse d'eau dans l'attribution de son état. Il prend en compte le nombre de molécules analysées et les incertitudes de résultats lors des problèmes analytiques avérés* » (AESN, 2010, page 23).

Cependant, la lecture de la carte, en croisant l'information indiquée (bleue/rouge) avec le type de masse d'eau et le niveau de confiance, se révèle extrêmement difficile à opérer.

Les opérationnels indiquent que les gestionnaires des rivières sont très partagés face à ces cartes : d'un côté ils apprécient la simplicité et l'efficacité de l'information (comme ils apprécient les indicateurs de mesure de la qualité de l'air) : d'un autre côté, certains élus et associations ne veulent pas d'une masse d'eau en bon état lorsque la qualité de certains tronçons est toujours compromise par des rejets précis (une station d'épuration, une entreprise industrielle) et qu'il faut maintenir la pression sur les pollueurs.

S'il existe avec la convention d'Aarhus et la directive Inspire une obligation de mettre les données publiques à la disposition de citoyens, on comprend cependant que, face à la complexité de production et d'interprétation des mesures, il faille prendre des précautions quant à la lecture et l'interprétation des mesures. Ainsi comment mettre à la disposition du public des mesures en continu, comme celle de l'oxygène dissous, au regard des stations d'épuration et de l'interprétation de leur bon fonctionnement ? Face au frein des

exploitants de ces stations, quelle formation proposer pour des utilisateurs intéressés (pêcheurs, associations environnementales) ?

On retrouve ici la chaîne des compétences de la surveillance de la qualité des cours d'eau, depuis la qualité du prélèvement, celle de son analyse, de la transposition du résultat dans un indicateur, selon une grille d'interprétation, son intégration dans une banque de donnée, sa diffusion et sa valorisation auprès du grand public et des gestionnaires (comité de bassin, CLE, services de l'État, syndicats, associations).

4.2 Explorer les échanges entre chercheurs et société pour passer de la connaissance à l'action

Il est alors possible de placer ces cadres conceptuels, pratiques, ces attentes et demandes dans un schéma pour positionner les différents protagonistes dans le contexte d'une science académique et d'une science règlementaire afin d'explorer les interactions entre connaissance scientifique et action publique.

Le schéma de la figure 4.2 est conçu pour être utilisé en faisant tourner les trois disques et en les repositionnant selon les configurations des échanges et leurs variations. L'exploration des liaisons entre science et politique se fait à travers la construction de la connaissance scientifique par les chercheurs (disque extérieur), la mobilisation de cette connaissance par la société depuis la construction de savoirs, d'indicateurs et de référentiel de gestion de l'environnement (disque intermédiaire) et l'utilisation de ces informations (à travers des processus de concertation et de conflit) pour la décision et l'action (disque central).

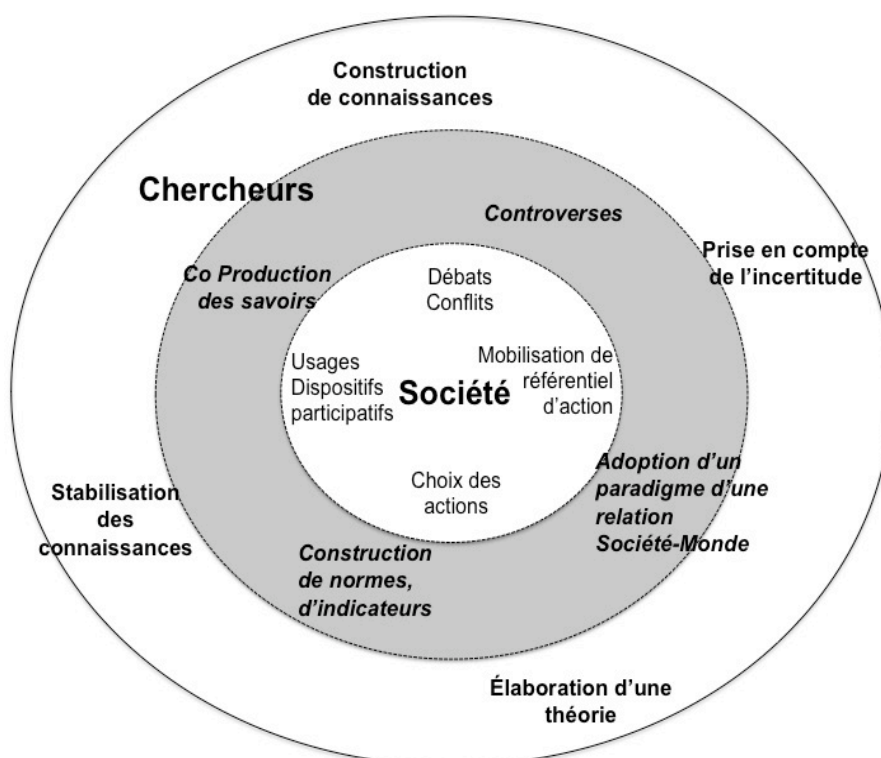


Figure 4.2. Schéma exploratoire des échanges entre construction de la connaissance scientifique et l'action publique.

Ce schéma s'inscrit dans une relation où le passage de la découverte (de l'invention scientifique) à son usage social n'est pas linéaire. La connaissance scientifique est largement conduite par la demande institutionnelle et les besoins des professionnels dans une « intrication des choses », comme l'exprime Dominique Pestre. Prenant acte de ce que la science et la technologie n'ont pas de frontière ou d'identité intrinsèques, il décline la variété de leur visage et de leurs espaces d'action, depuis la curiosité scientifique - « *la volonté de dire les choses telles qu'elles sont* » -, mais aussi « *un moyen de contrôle sur le monde matériel* », ou encore « *des institutions historiquement liées aux pouvoirs politiques et économiques ... forme essentielle de légitimité pour l'action publique* » (Pestre, 2013, pages 7 à 10).

Les protagonistes sur le schéma sont nommés d'une façon très générale : d'une part les chercheurs, d'une science académique et d'une science réglementaire, d'autre part la société, terme très large qui permet d'intégrer aussi bien les chercheurs que les gestionnaires, les usagers, et les habitants des dispositifs participatifs.

La figure ci-dessous (figure 4.3) indique comment ce schéma est utilisé pour notre recherche. En partant du début de la boucle, on trouve dans le disque extérieur (en format **gras**) la production de connaissance par les chercheurs, avec les observations en laboratoire, pour la distinguer de la science réglementaire (mise en *italique*) avec la notion de surveillance, dans le disque central. Nous précisons au chapitre 4.3.1 la distinction que nous établissons entre les termes d'observation et de surveillance.

Nous explorerons deux parcours possibles, qui correspondent d'abord aux interactions entre production de connaissances scientifiques et élaboration d'indicateurs et de normes (4.2.1) et, ensuite, aux interactions entre savoirs, indicateurs, référentiels d'action et décisions au sein des dispositifs de participation (4.2.2).

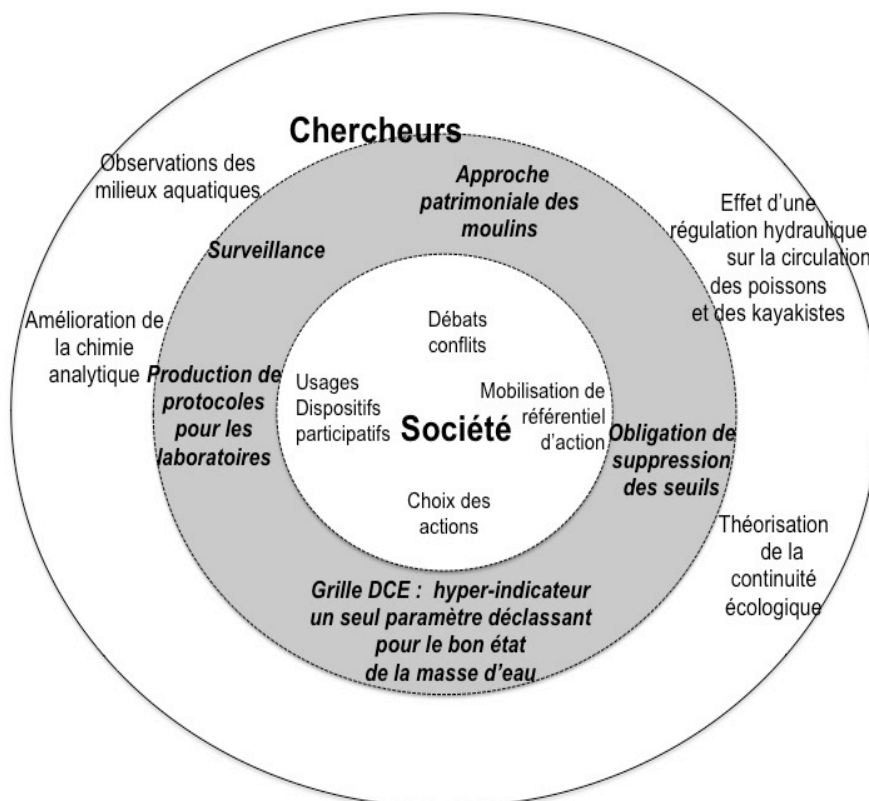


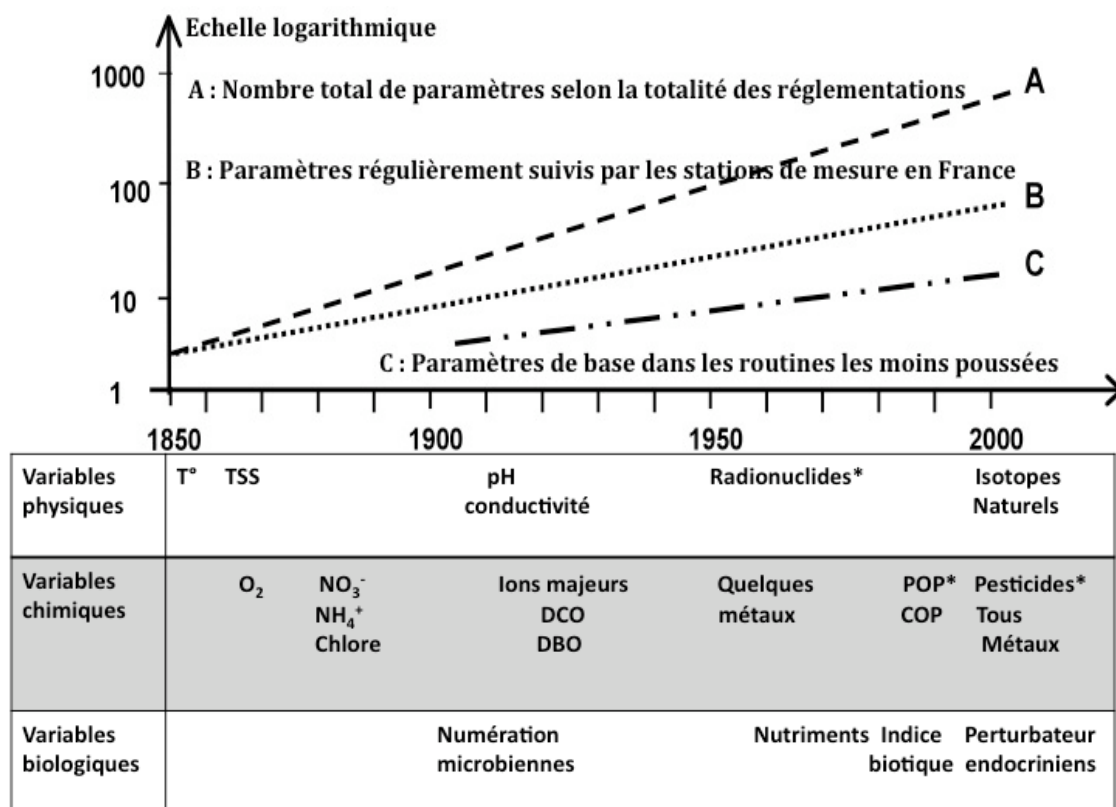
Figure 4.3 Les éléments - dans les interactions entre connaissance et action - étudiés dans la construction de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.

4.2.1 Les interactions entre connaissances et indicateurs

La connaissance scientifique peut fonctionner sur la pure curiosité du chercheur ou être utilisée par la science réglementaire. Pour le programme Makara, ce point se retrouve dans l'écart entre la mesure de la qualité de l'eau pour répondre à un besoin de connaissance fondamentale, dans une démarche de curiosité scientifique, et la surveillance de cette qualité, la mesure étant mobilisée comme paramètre de la surveillance des milieux. On passe ainsi d'une pollution étudiée à une pollution reconnue comme telle, surveillée et encadrée par la réglementation.

Les indicateurs peuvent être définis en considérant le terme dans sa plus grande généralité, comme étant une valeur, numérique ou non, permettant de qualifier l'état d'un système ou son évolution. Pour un système environnemental, il doit donc être en mesure d'indiquer l'état de dégradation du système par rapport à un état de référence défini par ailleurs, et/ou de donner l'évolution de la qualité de ce système (Carré et al., 2009).

La période dans laquelle nous inscrivons nos travaux, à partir des années 1960, a connu une multiplication des paramètres suivis par les chercheurs et les opérationnels. On assiste à une inflation des éléments pris en compte pour caractériser la qualité de l'eau et des milieux. Une première raison tient aux progrès de la chimie analytique (comme l'indique la figure 4.4).



* produits non naturels

Figure 4.4 L'augmentation exponentielle des descripteurs de la qualité de l'eau et des milieux avec les progrès de la chimie analytique (d'après Meybeck, 2005).

Avec les progrès de la chimie analytique, de l'appareillage de mesure (voir l'encart sur l'histoire du phosphore en 4.3.2), le durcissement des réglementations, les protocoles de mesure pour fournir les données et construire les indicateurs se sont eux aussi étoffés, pour tenir compte des progrès de l'appareillage de mesure aboutissant à des règles complexes d'analyse de l'eau par les laboratoires.

La figure 4.5 montre l'exemple du laboratoire public du Conseil général du Val-de-Marne qui n'opère que des analyses exclusivement physico-chimiques pour le service de l'eau et de l'assainissement (DSEA) du CG94 et le circuit des autorisations : depuis le protocole analytique validé par l'AFNOR, puis certifié et surveillé par le COFRAC ; l'accréditation COFRAC à laquelle se rajoute l'agrément des ministères de la santé et de l'environnement et l'appartenance à l'Association AGLAE pour assurer une intercalibration des prélèvements et des mesures, dans un pool de 60 à 80 laboratoires.

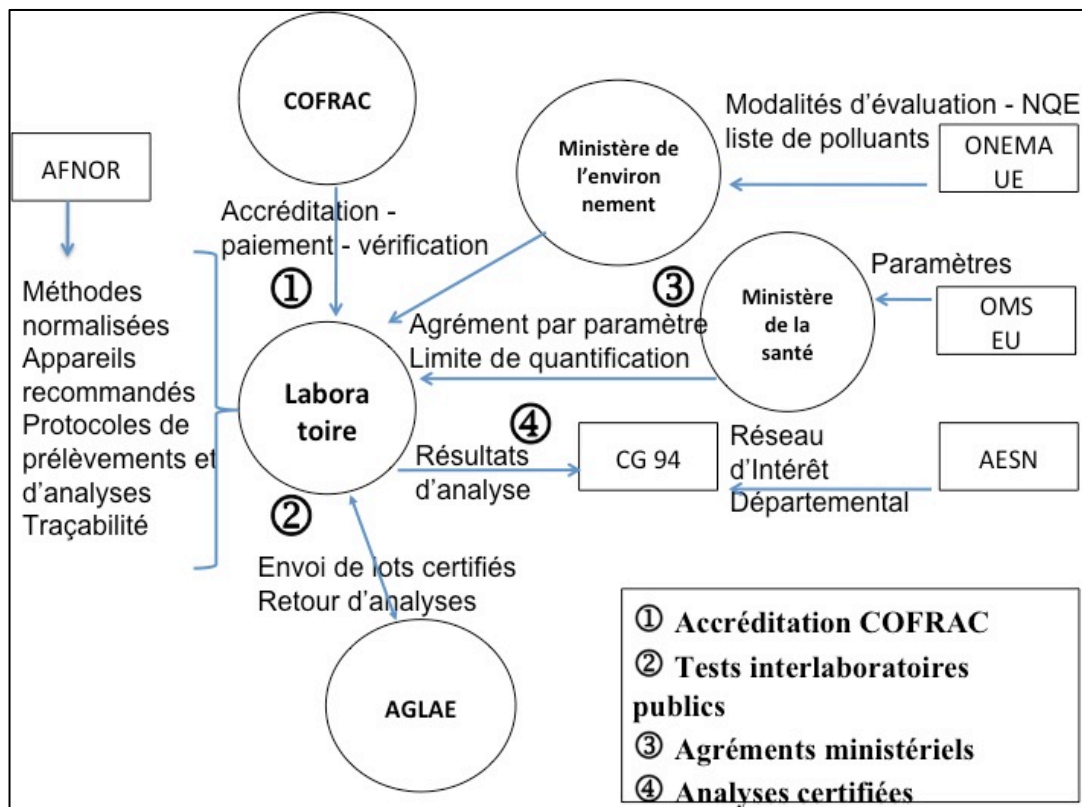


Figure 4.5 Le circuit des certifications, agréments, accréditation du laboratoire du Conseil général du Val-de-Marne.

La transformation et la combinaison des indicateurs et des normes de qualité de l'eau

La place des indicateurs, des normes techniques est surplombante dans la question de la qualité de l'eau et des milieux. La modification des référentiels des politiques de l'eau - passant d'une protection de la ressource pour les usages humains à une préservation ou restauration des fonctionnalités des milieux aquatiques - a abouti à une succession de trois référentiels d'objectifs de qualité (indiquant pour les paramètres les valeurs seuils ou guide et les modalités de construction des indicateurs) : la grille de 1971, autour des usages et de leur préservation, celle des années 1990 dite SEQ-eau, avec un mixte milieu - usages, la grille DCE autour du bon état écologique des masses d'eau. Dans la pratique, ces grilles se sont surajoutées plus qu'elles ne se sont succédées, du fait des délais de publication des arrêtés d'application et des guides nationaux (voir la figure 4.6). Ainsi, faute d'arrêté pour

l'application de la grille DCE, les polices de l'eau ont conservé la grille de 1971 puis le SEQ-eau jusqu'en 2007 (qui reprend en partie la grille de 1971).

D'autre part, les logiques derrière les indicateurs, ce qu'ils mesurent et les valeurs seuils utilisées, ne sont pas les mêmes. Elles renvoient aux logiques des principales disciplines scientifiques à l'œuvre dans la construction de ces indicateurs : les sciences de la santé humaine (appelées hygiénistes à la fin du XIX^e siècle), la géochimie et l'écologie. La pensée hygiéniste opère dans la grille de 1971, l'échelle de la grille est basée sur les usages potentiels de l'eau : eau potable et baignade (1A et 1B), irrigation et usage industriel (2), navigation et refroidissement (3), pas d'usage possible (4). La grille du SEQ-eau repose sur un mixte entre la logique hygiéniste et celle des géochimistes. Les géochimistes font reposer leur grille sur un écart de concentration des polluants par rapport à un bruit de fond naturel du cours d'eau, une concentration naturelle d'un élément chimique qui sert de référentiel. Les valeurs seuils pour les classes bleue et verte utilisent le bruit de fond naturel ; les limites des classes jaune et orange reprennent les valeurs de la grille de 1971.

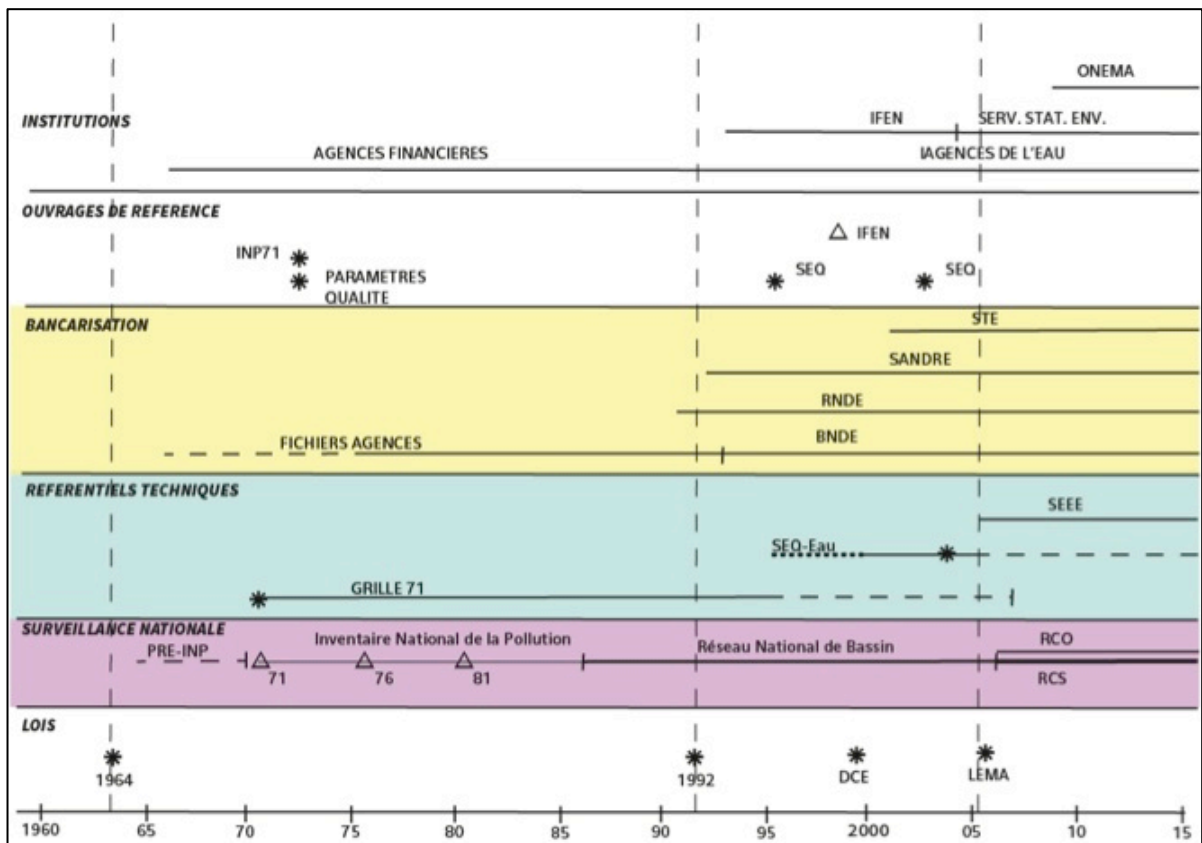


Figure 4.6 Les trois référentiels de la qualité de l'eau et des milieux dans leur environnement réglementaire et technique (Meybeck et Carré).

Enfin les écologues basent leur approche sur le fait que l'état aquatique du milieu peut être apprécié à partir des organismes vivant dans le milieu, sur la présence ou l'absence d'espèces végétales et animales. Le premier indicateur est l'indice saprobie (utilisé à Berlin dès 1903) lié à la présence de matière organique dans l'eau mais qui n'a pas été véritablement utilisé en France ; les chercheurs utilisent la méthode anglaise de la Trent River Authority dont s'inspirent Verneaux et Tuffery pour fabriquer l'indice biotique

(1968-69). Les autres indicateurs biologiques gardent la même logique d'espèces sensibles à la pollution. Quant à l'indicateur poisson, il s'affranchit de la sensibilité à une pollution pour comparer ce qui est dans le milieu (espèces présentes et abondantes) et ce qu'il y aurait sans impact humain, et cela en intégrant la variété des cours d'eau (Oberdorff et al., 2002).

Les normes

Mon travail s'intéresse aux référentiels de qualité, sur la période démarrant en 1971 avec la première grille d'objectif de qualité. On peut cependant considérer les relations que ces normes environnementales entretiennent avec d'autres normes, comme celle de la santé humaine. On renvoie ici à la catégorisation proposée par Bernard Barraqué (2005) : « *on distingue ici trois grands types de normes employés dans le domaine de l'eau. Le plus ancien est sans doute ce qu'on peut appeler la norme de procédé ou obligation de moyens. Pour limiter les risques, on oblige les opérateurs à employer une technique éprouvée, voire la best available technology. À l'autre extrême, on trouve l'obligation de résultats à atteindre au niveau de l'objectif final visé. Les anglo-saxons parlent de normes « d'immission ».* Entre les deux, on peut fixer des obligations de résultats de niveau intermédiaire, visant par exemple les rejets ; ce sont bien sûr les normes d'émission. Ces normes sont souvent combinées entre elles, reflétant le jeu complexe qui se déroule entre les acteurs. »

C'est cette logique de combinaison qu'il faut garder à l'esprit pour comprendre les différentes valeurs seuils données aux nitrates, à destination des producteurs d'eau potable – et renvoyant à des normes de santé publique - et à destination des gestionnaires des cours d'eau - renvoyant alors bon état écologique, comme dans la grille de la DCE (voir ci-dessous le chapitre 4.3.2).

Les opérations d'agrégation, de normalisation dans l'élaboration des indicateurs quantitatifs

La grille DCE marque l'adoption d'une politique fondée sur une évaluation par indicateurs, celle-ci précisent Bouleau et Pont (2014, page 11) « *exige une définition quantitative des objectifs pour pouvoir comparer économiquement différentes actions publiques.* » Elle s'inscrit dans une obligation de résultats.

Il faut alors considérer la construction des indicateurs quantitatifs, en reprenant les travaux d'Alain Desrosières qui a montré la façon dont « *la production statistique véhicule un langage commun et des représentations qui créent des effets de vérité et d'interprétation du monde s'imposant à tous les acteurs et naturalisant les situations sociales qu'elle saisit. De la même façon, il est possible d'envisager les instruments d'action publique en rompant avec l'illusion de leur neutralité, en spécifiant leurs propriétés et leurs effets et en montrant les formes de légitimité qui les valident.* » (Lascoumes et Simard, 2011, page 19). Gabrielle Bouleau, s'appuyant précisément sur les travaux d'Alain Desrosières⁵⁴, rappelle les différentes phases dans la construction d'un indicateur. Partant des mesures établies à des points de prélèvements pour un paramètre donné, elle distingue la phase de mise en mot, celle de la quantification et celle de la modélisation déterministe.

Dans la quantification opérée par les chercheurs pour produire des indicateurs, un certain nombre d'étapes sont masquées, dont la normalisation et la pondération. La normalisation est nécessaire pour intégrer dans un seul indicateur plusieurs variables, ayant des unités de

⁵⁴ Desrosières, 2006, page 32.

mesure et des métriques différentes. Nous renvoyons ici aux exemples que nous avons développés dans un rapport pour le PIREN-Seine (Carré et *al.*, 2009b) comme celui de l'Indice Poisson Rivière (IPR), élaboré par Thierry Oberdorff et normalisé en 2004. L'indice mesure l'écart entre un peuplement de référence et le peuplement observé. Sept métriques sont prises en compte dans le calcul de l'IPR. Elles tiennent compte des densités de divers groupement d'espèces, selon leur alimentation (omnivores, insectivores) ou leur habitat (zone de courants, substrats lithiques).

Pour la grille DCE (voir la figure 4.7), les règles d'agrégation appliquées pour évaluer l'état écologique d'une station de surveillance sont précisées dans un guide d'application (MEDDE, 2012) et dans l'article R.212-18 du code de l'environnement relatif aux méthodes et critères définissant l'état/le potentiel écologique et chimique des eaux douces de surface. « *Au sein des éléments biologiques : on appliquera le principe de l'élément déclassant aux valeurs calculées des indices biologiques (IBGN, IBD et IPR). Au sein des éléments physico-chimiques on appliquera le principe du paramètre déclassant aux valeurs calculées des paramètres physico-chimiques.* »⁵⁵

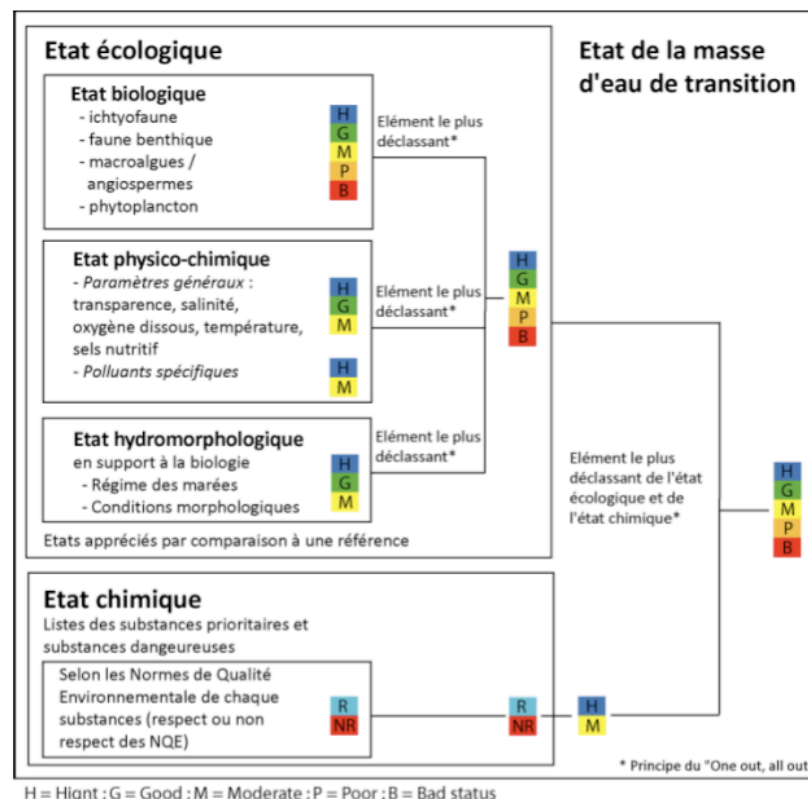


Figure 4.7 Les agrégations entre les éléments dans la grille de la DCE (MEDDE 2012).

Quant à la pondération, elle consiste à donner un poids différent à telle ou telle variable, en fonction des objectifs suivis. C'est ce que fait la grille DCE « *l'importance accordée aux indicateurs biologiques qui deviennent les juges de paix de l'évaluation de la qualité des*

⁵⁵ Le guide du MEDDE de 2012 précise qu'un assouplissement est possible lorsque la biologie est en bon état et que seulement un des paramètres physico-chimique est en classe « moyen » (par exemple le phosphore total), alors que le reste des paramètres sont en « bon » : on considérera que l'élément de qualité est en classe « bon ». Seuls les éléments de qualité « bilan en oxygène » et « nutriment » (hors nitrates) sont concernés.

milieux » (Bouleau, 2006, page 29). Dans le rapport que j'ai coordonné pour le PIREN-Seine nous précisons que *« quel que soit l'indicateur, la note indiciaire obtenue n'est jamais exploitable que si elle s'accompagne d'une interprétation des caractéristiques du milieu (physiques, morphologiques, substrats, végétaux...), des conditions de prélèvement et de la composition détaillée du peuplement. Par ailleurs, il est important d'être en mesure d'évaluer l'incertitude liée à la mesure de ces indicateurs. »* (Carré et al., 2009)

Vient ensuite l'agrégation entre les paramètres : la figure 4.7 rappelle la règle de l'élément déclassant, reprise dans la formule anglo-saxonne du « one out, all out », la plus mauvaise note définissant finalement la masse d'eau, règle imposée dans l'annexe 5 de la DCE. Pour Gabrielle Bouleau et Didier Pont : *« cette règle n'a pas de fondement en écologie parce que la dégradation d'un paramètre n'est pas forcément significative. Elle se comprend davantage comme un principe de gestion visant à prévenir les stratégies de compensation d'un paramètre par un autre. Il s'agirait d'éviter toute dégradation dans un contexte où il n'est pas possible a priori de pondérer l'importance des différents indicateurs. On peut y reconnaître un principe de précaution dont on sait qu'il est très prégnant au sein de la DG environnement »* (Bouleau et Pont, 2014, page 10).

Le problème avec cette règle est que plus on intègre d'éléments, plus on augmente le risque de voir la masse d'eau déclassée. Cet état de fait est souligné par les chercheurs et par les opérationnels. Angel Borja et José Rodriguez (2010), puis Wunter van de Bund et Rossana Caroni (2012) ont montré que cette règle tendait à déclasser les masses d'eau lorsque les incertitudes associées aux indicateurs étaient fortes, que le nombre d'indicateurs augmentait et que ces derniers étaient redondants entre eux. Certains personnels des agences de l'eau suggèrent de ne pas mesurer l'état de certaines masses d'eau classées pour l'instant à dire d'expert en très bon état (couleur bleue) pour éviter de perdre cette qualité si elle venait à être mesurée.

Enfin, les indicateurs de la DCE sont des indicateurs de performance qui mesurent l'écart entre la situation actuelle et une situation idéale représentée par un état de référence. Ils ne sont pas des indicateurs d'action car ils sont avant tout des signaux des effets de perturbations, plus que des perturbations. Il faut alors revenir aux différents paramètres qui composent l'indicateur et, pour agir, de toute façon reprendre l'évaluation d'un site selon les types de pression et leurs évolutions.

Gabrielle Bouleau et Didier Pont constatent que l'on a ici un échec de l'application de la grille DCE : *« Les rédacteurs pensaient que les indicateurs biologiques pointerait les causes des dégradations, de sorte qu'une mauvaise note serait un outil pour agir. Mais ce raisonnement supposait une relation bijective entre une pression et un ensemble d'indicateurs, ce qui ne s'est pas révélé exact pour deux principales raisons. En premier lieu, les experts ont surestimé les capacités des indicateurs biotiques à répondre de manière spécifique aux différents types de pression. (...) De plus, dans un très grand nombre de cours d'eau, et en particulier dans les zones aval, les pressions sont le plus souvent multiples, associant à la fois la dégradation de la qualité de l'eau et la modification des lits fluviaux et des écoulements. C'est ainsi le cas de toutes les zones urbanisées et/ou industrialisées. Mais cela concerne également les zones d'agriculture intensive (rectification des cours d'eau associée aux pollutions diffuses). »* (Bouleau et Pont, 2014, page 10) On atteint ainsi les limites du décalage entre la faiblesse des fondements scientifiques de la DCE et son contenu réglementaire.

4.2.2 Les interactions autour des connaissances, des savoirs, et des décisions publiques

Il reste que les indicateurs ne sont pas mobilisés de la même façon selon qu'ils sont utilisés par les scientifiques, en situation d'inventaire du monde, ou par les opérationnels lorsqu'ils les utilisent pour dégager une tendance d'évolution de la qualité de l'eau, ou encore par l'ensemble des acteurs qui engagent un programme d'action pour contrôler cette évolution en fonction des objectifs fixés collectivement (voir le comité de bassin ou une CLE, ou un syndicat de rivière).

Gabrielle Bouleau sépare très distinctement les trois usages d'un indicateur en fonction d'utilisateurs scientifiques, opérationnels, politiques (soit la production d'inventaire scientifique, la surveillance d'une tendance d'évolution d'une variable, le contrôle et l'action politiques) car les acteurs concernés et leurs contraintes ne sont pas les mêmes. « *Les scientifiques construisent des protocoles reproductibles, des outils qui visent un certain niveau de généralité et de prédictibilité.* » (...) *Un modèle est ainsi traduit par les politiques et les gestionnaires en une sorte de balance où les différentes activités sont évaluées selon une grandeur commune permettant des dimensionnements et des compensations d'équivalence.* » Elle rappelle la position des techniciens des agences de l'eau qui, dans une logique de redevances au service du financement de la dépollution, « *ont peu utilisé les indices biologiques mais les modèles chimiques de qualité de l'eau, justifiant, par approximation, une équivalence entre les différents types de pollution (équivalent habitant) et les besoins en stations d'épuration.* » (Bouleau, 2006, page 34).

La catégorie des savoirs et leur co-production sont au centre de recherches récentes sur les modes de gestion de l'eau, des dispositifs de concertation aux conflits. Le pluriel des savoirs est recommandé par Olivia Aubriot et Jeanne Riaux, pour éviter de fonctionner par « *paires d'opposés : savoirs modernes/traditionnels, savoirs formels/informels, savoirs dominants/dominés, savoirs scientifiques/populaires, savoirs experts/profanés, savoirs théoriques/empiriques, pratiques, expérimentaux* » : opposition infructueuse pour les auteures, ne reposant sur aucune distinction de contenu et ne tenant ni dans le temps, ni dans l'espace (Aubriot et Riaux, 2013, page 15). Elles rappellent que dans le cadre des travaux sur les savoirs dits « hégémoniques », « dominants », « experts » ou technocratiques, il faut replacer la technique (appareil de mesure, valeurs-seuils, indicateurs, modèles) dans son rapport au savoir comme instrument de justification d'un savoir.

Nous avons vu dans la partie précédente (3.3.3), dans le cadre du dispositif Sciences et territoire avec la CLE des 2 Morin, que la construction des savoirs lors des ateliers participatifs pour juger de l'intérêt ou non de supprimer un seuil sur le Grand Morin reposait notamment sur des éléments d'argumentation s'ancrant dans des observations empiriques (des niveaux d'eau principalement), de la technique (hydrométrie, utilisation de matériels d'exhaure) et des interprétations des phénomènes hydrauliques et hydro(géo)logiques. On avait bien alors affaire à des savoirs hybrides, résultat du métissage de connaissances « scientifiques », « profanes », « théoriques », « empiriques », effectué par les personnes présentes.

D'une façon générale, les savoirs représentent une mise en ordre du monde, leur classement renvoie à des logiques différentes de mise en ordre qu'un individu ou un groupe va mobiliser en fonction de son utilité et selon ses intérêts. On s'approche ici de la définition du savoir donnée dans le *dictionnaire de la géographie* de Jacques Lévy et

Michel Lussault (2003) qui le caractérise comme un ensemble de connaissances orientées vers l'action.

L'adoption d'une théorie par le politique, vulgate de l'action publique

Pour Olivia Aubriot et Jeanne Riaux, le savoir sur lequel repose l'action relève d'une structuration des connaissances en un ensemble accepté par plusieurs personnes et fondé sur des principes sous-jacents légitimes aux yeux de ces personnes. Les politiques publiques s'emparent de connaissances scientifiques pour légitimer les nouveaux modes d'action publiques, renvoyant souvent implicitement à des théories scientifiques qu'elles importent dans la réglementation sans les discuter (voir la critique de la DCE faite par Steyaert et Ollivier et présentée dans la partie 1.3).

La théorie est mobilisée comme le référentiel de ce qui est souhaité dans la relation entre la société et le monde et traduite en préconisation d'action (voir la figure 4.8 et l'exemple de la continuité écologique). On retrouve ici le but que Sheila Jasanoff reconnaît à la science réglementaire « *de proposer des ressources pour penser la création de sens par lesquels les êtres humains se saisissent de mondes où la science et la technologie sont devenues omniprésentes* » (Jasanoff, 2013, page 114).

<p>Qu'est ce que la continuité écologique d'un cours d'eau ?</p> <ul style="list-style-type: none"> ☛ la libre circulation des organismes vivants et leurs accès aux zones indispensables à leur reproduction, croissance, alimentation ou abri, ☛ le bon déroulement du transport naturel des sédiments ☛ le bon fonctionnement des réservoirs biologiques (connexions, notamment latérales, et conditions hydrologiques favorables). <p>Cette notion de « continuité écologique » a été introduite en 2000 par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) puisque le bon état écologique des eaux demandé par la DCE intègre la continuité écologique. L'article R214-109 du Code de l'environnement définit ce que l'on entend par obstacle à la continuité écologique.</p>	<p>Qu'est ce qu'un « ouvrage Grenelle » ?</p> <p>Dans le cadre du Grenelle de l'environnement, un plan national de restauration de la continuité écologique des cours d'eau visant à la préservation de la biodiversité, présenté par la Secrétaire d'Etat en charge de l'écologie le 13 novembre 2009, a été engagé conjointement par l'Etat et ses établissements publics (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et Agences de l'Eau).</p> <p>Ce plan constitue un cadre pour la mise en œuvre d'actions de connaissance et de restauration sur les ouvrages identifiés comme les plus impactants sur la continuité piscicole et/ou sédimentaire : les ouvrages dits « Grenelle ».</p> <p>Les « ouvrages Grenelle » sont des obstacles à la continuité écologique des cours d'eau sur lesquels des actions de restauration sont possibles à plus ou moins long terme.</p>
--	--

Figure 4.8 Exemple d'une mobilisation de la notion de continuité écologique au service de l'action (DREAL Languedoc Roussillon, 2012⁵⁶).

Dans le cadre du dispositif Sciences et territoires avec la CLE des 2 Morin, nous avons aussi montré que les membres de la CLE étaient divisés quant aux gains qui pouvaient être obtenus grâce à la suppression des seuils sur le Grand Morin. Or, ceci était dû avant tout à ce qu'aucun savoir stabilisé et suffisamment robuste n'était proposé par les experts de l'administration ou par les scientifiques, parce que les incertitudes et les zones d'ombres étaient plus nombreuses que les faits « établis », et que les interprétations les plus diverses étaient rendues possibles.

La modélisation opérée avec le groupe mêlant les membres de la CLE et les chercheurs du PIREN-Seine devait précisément permettre une construction de connaissances communes. Au final elle a débouché sur une acceptation collective de la possibilité de supprimer

⁵⁶ DREAL Languedoc Roussillon, décembre 2010, Agir sur les ouvrages Grenelle en Languedoc Roussillon pour restaurer la continuité écologique des cours d'eau, http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/plaquette_cle038ecb-2.pdf

certaines seuils, y compris par les élus et les propriétaires de moulin. Certains élus s'en sont servis pour montrer aux services de l'État et de l'agence de l'eau, ou aux associations de pêche, leur adhésion au rétablissement des circulations des poissons et des sédiments. En retour, les représentants des services de l'État ont modéré leur discours sur la suppression des seuils et l'obligation d'ouvrir les vannages en hiver, considérant un couplage possible entre l'optimisation de la régulation hydraulique et des gains de franchissement des seuils par les poissons et les kayaks.

Cependant, nous avons vu au chapitre précédent que les gestionnaires continuent de mobiliser ces théories (continuité écologique, bon état écologique) alors que les connaissances font défaut ou ne sont pas probantes. Si l'on est revenu du mythe de l'état initial, d'une rivière non modifiée par l'homme, reste l'objectif toujours omniprésent du bon état hydromorphologique (sans que l'on sache comment le définir) et d'une restauration hydromorphologique qui s'imposent dans les SAGE.

Enfin, les ouvrages supprimés ont été ceux imposés par les services de l'État, en application du Grenelle de l'environnement, en choisissant des ouvrages abandonnés et donc une décision socialement acceptable. Cela interroge le lien entre connaissance et décision : a-t-on vraiment besoin de négocier pour finir par supprimer des ouvrages imposés ?

On voit alors comment la boucle est bouclée et comment l'abandon (ou non) d'un paradigme par la société accompagne (ou pas) les transformations des connaissances scientifiques qui à leur tour pourront donner lieu à de nouvelles théories, mobilisées (ou non) par la société pour asseoir ses décisions.

On peut compléter cette exploration par une analyse des inerties des acteurs locaux conservant les mêmes instruments d'action publique (la suppression des seuils plutôt que la régulation des ouvrages). Pour Magalie Bourblanc, « *Cette fidélité aux instruments s'expliquerait par le rapport particulier que les institutions entretiennent avec la complexité, par le fait que cette fidélité permet au moins de stabiliser la complexité du dispositif à défaut de pouvoir l'éradiquer complètement ou même la réduire. Dans la mesure où les instruments ont eux-mêmes fortement contribué à accentuer cette complexité, on peut dire qu'ils constituent la clé de voûte de l'ensemble du dispositif de résorption et qu'à ce titre, ce sont ces institutions en particulier qu'il convient de suivre le plus finement possible pour comprendre les dynamiques de changement et/ou de continuité au sein de l'action publique.* » (Bourblanc, 2011, page 1091)

L'entrée par la science règlementaire n'épuise pas le questionnement de la production de connaissance sur la qualité de l'eau et leur usage par les sociétés au service de l'action publique. Il faut maintenant considérer comment cette connaissance et son usage sont en partie déterminés par le contexte spatial et territorial et sont bien les produits d'un cadre d'action collectif, de réponse à des problèmes, par un groupe d'acteurs à une certaine échelle, ce que nous nous proposons d'étudier dans l'introduction.

4.3 Les effets géographiques dans la production de connaissances et leur structuration pour l'action

La notion de science règlementaire fonctionne sur la distinction entre une mesure établie par un laboratoire scientifique pour décrire l'état de l'eau en réponse à une curiosité scientifique, et une mesure obtenue dans une station d'un réseau de surveillance de l'eau pour répondre *a minima* à une obligation règlementaire, *a maxima* pour fonder un programme d'action pour une meilleure gestion de la ressource et du milieu.

4.3.1 Les effets géographiques dans la surveillance de la qualité des cours d'eau

Nous allons revenir sur cette différence entre observation et mesure pour en étudier ensuite les effets géographiques dans la surveillance de la qualité du milieu.

Michel Marchand indique « *qu'il est difficile de faire la part exacte entre ces deux démarches qui ont des points de recoupement mais également des différences* » (page 35) ; pour préciser cependant que pour le milieu marin : « *le concept de surveillance est beaucoup plus lié à la notion de contrôle de la qualité du milieu marin et de ses ressources. Le donneur d'ordre y ajoute une obligation de résultats, liés la plupart du temps à des contraintes règlementaire de santé publique ou d'environnement. La surveillance est un outil d'évaluation au service des politiques publiques : elle se distingue donc de l'observation qui vise fondamentalement à améliorer la connaissance du milieu et de la ressource. La surveillance a pour finalité première de détecter un signal déclencheur d'une action publique, alors que l'observation vise à comprendre ce signal.* » (Marchand, 2013, page 39)

Le réseau de surveillance est ainsi « *tout autant une réponse opérationnelle aux problèmes rencontrés qu'un indice révélateur de la dégradation progressive des milieux naturels au cours du temps* » (Marchand, 2013, page 41). Pour l'agence de l'eau Seine-Normandie, un réseau de mesure est un dispositif de collecte de données correspondant à un groupement de stations de mesure répondant à une même finalité et dont la maîtrise d'ouvrage est assurée par un seul organisme identifié (AESN, 2010). La station de mesure est définie par un emplacement géographiquement considéré comme étant représentatif de la qualité d'un volume d'eau homogène.

Tatiana Muxart et *al.* (1992) rappellent que le choix des niveaux d'analyse conditionne le rythme d'acquisition des données qui est différent selon les thèmes traités et les disciplines. Un certain nombre de données sur la qualité des cours d'eau dépend du travail de mesure et d'analyse des chercheurs, mais aussi des gestionnaires qui commandent ces données en définissent les modes de production et d'interprétation. Notre volonté, ici, est d'interroger cette structuration d'organisation à travers le travail de construction des mesures, des données sur la qualité de l'eau, à chaque étape de la chaîne de gestion de l'eau, depuis la station de mesure sur le bassin versant, l'ensemble du bassin versant, l'agence de l'eau, le niveau national et européen du reporting sur l'eau.

Les effets temporels et spatiaux dans les mesures des réseaux de surveillance et leur intégration pour l'évaluation de la qualité

En s'appuyant sur les définitions énoncées précédemment, on peut alors proposer le tableau suivant (4.1) en distinguant l'observation, opérée par les chercheurs, de la surveillance effectuée par les utilisateurs, comme les producteurs d'eau potable, les établissements dont les usages affectent la qualité des cours d'eau (tels les exploitants des réseaux d'assainissement et des centrales nucléaires) et les organismes qui contrôlent la qualité (nous n'avons mis dans le tableau que l'agence de l'eau Seine-Normandie et le réseau pérenne de stations de surveillance qu'est le RCS).

Cette surveillance - surtout pour la production d'eau potable - est établie pour une station de mesure bien précise. Elle n'a pas pour vocation de mieux faire connaître le milieu mais de surveiller et d'alerter les utilisateurs en cas d'accident en amont de la prise d'eau. Les fréquences sont donc généralement journalières (pour l'AEP), voire même en continu sur un nombre réduit de variables physico-chimiques indicatrices (température, pH, conductivité, oxygène dissous). Les suivis en continu mettent alors en évidence une

temporalité souvent ignorée des autres acteurs de l'eau (ministères, agences) jusqu'à récemment. En particulier, dans tous les milieux eutrophes (fleuves, lacs) la variabilité nyctémérale excède souvent la variabilité saisonnière pour le pH, la conductivité et surtout, pour l'oxygène dissous, un paramètre clé de la surveillance depuis 1971, mesuré ... tous les mois seulement (Moatar et *al.*, 2008) .

Les gestionnaires connaissent les limites liées à la fréquence des mesures mensuelles, elles-mêmes liées aux paramètres mesurés, ce qui n'empêche que - gestionnaires avertis ou pas – il faut tenir compte de ces biais et, pour les années atypiques, prendre non pas une valeur annuelle mais le calcul obtenu avec des moyennes mobiles (ce qui est loin d'être fait). D'autre part, il faut considérer que les mesures mensuelles ne permettent pas de donner des signaux d'alerte pour la surveillance (alors qu'elles sont normalement faites pour cela). Pouvoir donner des signaux d'alerte pour des pollutions accidentelles nécessite des stations de mesure ad hoc. Quant à la prise en compte des variations de temps long, celles-ci sont cachées dans les mesures mensuelles et de toute façon nécessitent des séries longues dont nous ne disposons pas.

Tableau 4.1 Les échelles de temps de l'observation des milieux aquatiques et celles de leurs surveillances, appliquées au contexte du bassin Seine-Normandie (Carré, Meybeck).

FRÉQUENCE	SUB-JOURNALIÈRE	JOURNALIÈRE	HEBDO-MADAIRE	MENSUELLE	ANNUELLE	PLURI ANNUELLE
OBSERVATION	<ul style="list-style-type: none"> • Température • Oxygène dissous - OD • cycle jour/nuit • cycle de la marée en milieu estuarien 	<ul style="list-style-type: none"> • Chlorophylle (Bloom algal) • Effets des crues des petites rivières 	<ul style="list-style-type: none"> • Broutage planctonique • Dénitrification et teneur en nitrate • Effets des crues des grandes rivières 	<ul style="list-style-type: none"> • Régimes saisonniers : débit , température, MES • Teneur estivale en nitrate 	<ul style="list-style-type: none"> • effets des années sèches / années humides • Autres variations inter annuelles 	<ul style="list-style-type: none"> • Population piscicole • Oligochètes • Carottes • Tendances à long terme : climat, usages du sol, etc.
SURVEILLANCE	<ul style="list-style-type: none"> • Prise d'eau pour l'AEP (mesures en continue : physico-chimie, 9, pH, OD, conductivité) et pour les centrales nucléaires (EDF) 		<ul style="list-style-type: none"> • Rejets urbains et industriels (fin de semaine) • Régulation de barrage (lâchage) • Flux de rivière moyenne • Pesticides en période d'épandage 	<ul style="list-style-type: none"> • MES centrifugées (fin de semaine) • Suivis chimiques : nutriments, ions majeurs, toxiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Indicateurs benthiques, • Chimie des sédiments 	
	<p>Producteurs d'eau potable Exploitants des réseaux d'assainissement et des STEP, des barrages et centrales</p>			<p>Réseau de Contrôle de Surveillance de l'AESN</p>		

L'évolution du réseau de surveillance dans le temps

Un réseau est constitué de points de prélèvement pour mesurer la qualité de l'eau et son évolution. Ces points de prélèvement ont évolué dans le temps et dans l'espace, plus nombreux avec l'évolution de la réglementation. En Seine-Normandie le total des stations est passé de 293 stations de mesures en 1971 à 2527 en 2009 (Chemal, 2015). Le démarrage du réseau correspond à l'inventaire national de la pollution décidé en 1971 pour répondre aux exigences de la loi sur l'eau de 1964, inventaire effectué sur plusieurs campagnes discontinues (1971, 1976, et 1981). Les stations sont principalement situées sur

les grands cours d'eau et les zones de forte pression humaine. En 1987 un dispositif permanent de suivi est instauré avec la mise en place du RNB, réseau national de bassin, et la densification des stations de mesure. À partir de 1991, le nombre de stations se stabilise jusqu'en 2007 où l'on note un nouvel accroissement dû à l'application des dispositions de la DCE par la circulaire du 13 juillet 2006 (voir figure 4.9).

La distribution spatiale des stations évolue pour couvrir les petits chevelus en plus des grands tronçons, remontant vers les têtes de bassin dans les années 1980-90, recherchant des cours d'eau « naturels », avec seulement un bruit de fond dans les analyses, et le suivi de tous les types d'usage du sol et par là même de pollution domestique, industrielle et agricole (AESN, 2010, page 17). Cette tendance a pu être fluctuante selon les époques : la figure 4.9 montre d'ailleurs que toutes les stations ne sont pas utilisées chaque année mais l'intérêt apporté aux milieux et à leurs pollutions s'accompagne d'un accroissement des paramètres suivis : 60 paramètres en 1971, 895 en 2007.

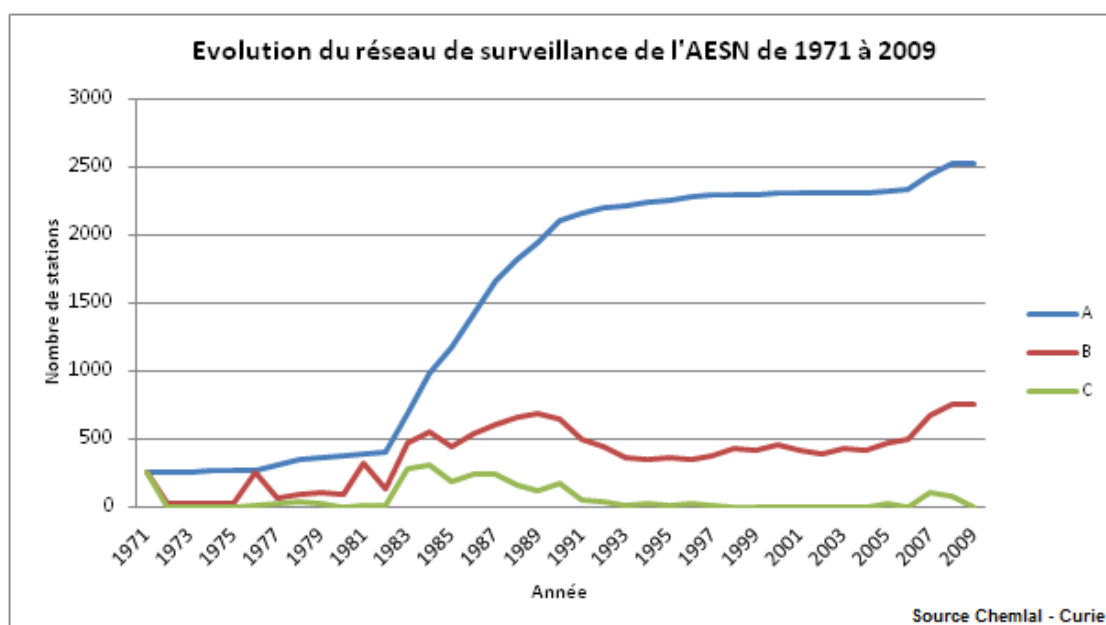


Figure 4.9 Évolution du réseau des stations de surveillance de l'AESN de 1971 à 2009. A : le nombre cumulé de stations créées - B : le nombre de stations actives - C : le nombre de stations créées chaque année (Chemal, 2015).

Avec la mise en œuvre des exigences de la DCE et en application de la circulaire du 13 juillet 2006, il est décidé le remplacement du RNB par le RCS, réseau de contrôle et de surveillance. La logique de répartition des stations poursuit un objectif de « connaissance de l'état général » et non plus de « suivi de pollution ». Cela s'accompagne d'une diminution récente du nombre de stations de mesure. Cette diminution et l'optimisation de la fréquence d'analyse résultent d'une recherche d'économie budgétaire (liée à la diminution du budget de fonctionnement des agences de l'eau), et d'une augmentation du nombre d'analyses permise par les progrès des laboratoires (avec la diminution de leur coût de revient).

Les transformations des objectifs donnés au réseau de mesure s'inscrivent aujourd'hui dans un souci de disposer d'un réseau permanent de stations destiné à donner l'image de l'état général des masses d'eau sur le long terme (réseau RCS), et d'un réseau de contrôle opérationnel (RCO) pour les masses d'eau risquant de ne pas atteindre le bon état,

l'analyse des impacts et le suivi des mesures destinées à y remédier (voir la figure 4.10). En parallèle du RCS et du RCO, les agences de l'eau ont réorganisé leurs réseaux complémentaires (RCB) en vue de couvrir d'autres parties du territoire et de répondre à des besoins autres que ceux liés à la DCE (besoins de connaissances de terrain plus précises, de fréquences de prélèvements plus élevées). Ces réseaux reprennent souvent les stations ayant un historique de données, mais n'ayant pas été sélectionnées pour les réseaux DCE. Enfin, aux réseaux de stations des agences de l'eau s'ajoutent ceux de leurs partenaires (conseils départementaux, syndicats de rivière).

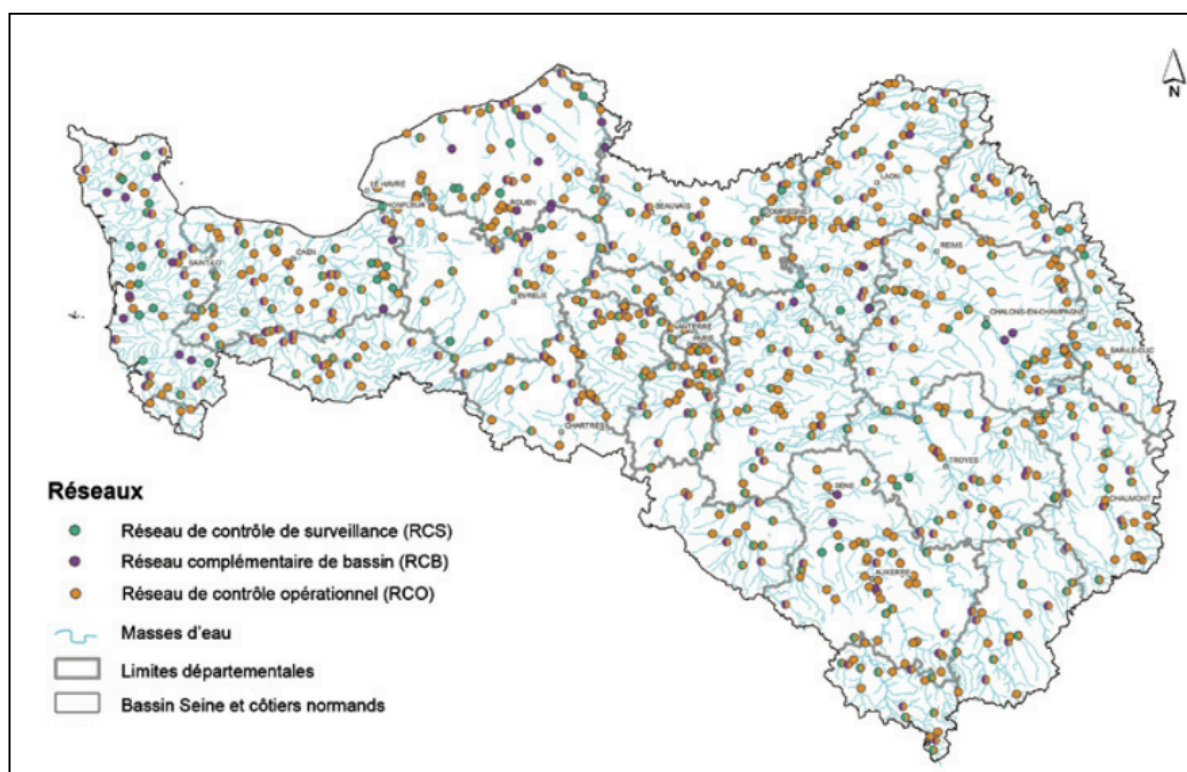


Figure 4.10 Les réseaux de suivi RCS / RCO / RCB du bassin Seine-Normandie (AESN, 2010, page 17).

L'intégration thématique et spatiale des mesures et des stations de mesure

La volonté d'une gestion intégrée des rivières et d'une priorité donnée à l'écologie par les différentes réglementations européenne (DCE) et nationale (Loi sur l'eau 1992, LEMA 2006) a été accompagnée de la construction d'une vision élargie et intégratrice spatialement et thématiquement de la qualité des rivières dans leurs bassins versants.

Nous avons déjà rappelé que les agences de l'eau ont suivi davantage de paramètres à partir des années 1980. Cela a correspondu au passage d'une surveillance relativement simple à la station de mesure d'une pollution organique, sur des critères essentiellement physico-chimiques, puis intégrant progressivement des indicateurs biologiques (qui passent d'indicateurs descripteurs à intégrateurs). Le suivi des micropolluants s'est progressivement mis en place à partir des années 1990, les groupes de micropolluants comprenant le plus de paramètres (467 pour les phytosanitaires, 344 pour les micropolluants organiques). Ainsi les stations de l'agence Seine-Normandie mesuraient en rivière 66 paramètres en 1971, 271 paramètres en 1992 et 895 en 2007 (AESN, 2014). Pour le reportage de la DCE, le bon état est calculé par masse d'eau, en intégrant les paramètres demandés (selon les règles énoncées au paragraphe 4.2.2).

Si l'on considère l'ensemble des opérateurs suivant la qualité de l'eau, les objectifs de qualité des rivières ont été pensés progressivement avec un élargissement spatial de la définition de la qualité, d'abord à la station de mesure, puis sur le linéaire du cours d'eau avec la mise en place des agences de l'eau en 1964, et sous la pression des réglementations européennes (DCE) pour des masses d'eau depuis la tête de bassin jusqu'à l'estuaire et des flux transportés à la zone côtière venant de l'ensemble du bassin versant. Désormais la qualité des rivières doit être fournie pour l'ensemble des masses d'eau des bassins versant, en tenant compte des flux annuels jusqu'aux océans (convention OSPAR, 1998).

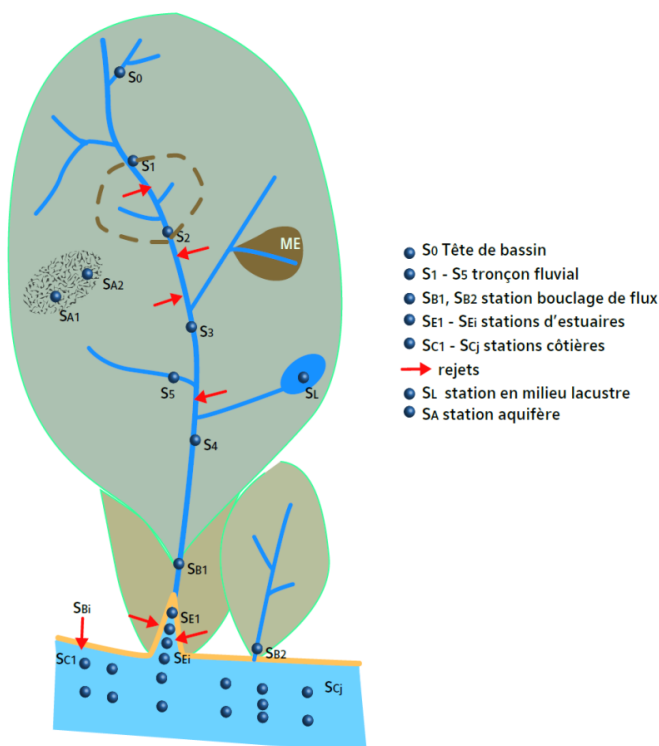


Figure 4.11 Spatialisation des types de stations de surveillance : des temporalités de fréquences de surveillance différentes selon les objectifs à atteindre (Meybeck, Carré)

Les stations de tête de bassin et de tronçon ont des mesures mensuelles dont les données sont utilisées annuellement en PC90.

La station dite « de bouclage » des bassins est la dernière station à l'aval du bassin, en amont de la marée saline et / ou de la dynamique des estuaires. Les flux annuels de polluants sont calculés pour chaque station à partir des mesures de concentration mensuelles puis sommées par façade maritime. On a donc une très forte intégration spatiale avec une intégration temporelle (comme pour la DCE). Dans le cadre de la convention d'OSPAR, on s'attend à ce que les flux polluants diminuent de moitié, comme les nitrates pour les apports relevés en 1985.

Les stratégies de surveillance spatio-temporelles des estuaires sont très variées : stations mensuelles de qualité avec des prélèvements au même moment de cycle de la marée ; suivis en continu à une station de référence ; profils en long isochrones, en suivant l'onde de marée ; normalisation à la salinité suivant les saisons.

À chaque pas s'opère une intégration spatiale, comme on peut le voir sur la figure 4.11 :

- on passe de la surveillance à la station comme pour les producteurs d'eau potable (SA1, SA2) ;
- aux tronçons de cours d'eau (S1 à S4) pour suivre les effets de déversoirs d'orage par temps de pluie, la faune piscicole (lors de pêche électrique), le suivi amont et aval des centrales nucléaires par EDF, la surveillance des réseaux par les conseils généraux de petite couronne après la réforme administrative de Paris et l'acquisition de la compétence réseaux, comme pour certaines politiques de sélectivité des aides, telle la politique des « points noirs de l'AESN » ;
- à l'échelle des sous-bassins du district hydrographique (par exemple pour l'amont de la Seine jusqu'à la station de Pose, pour l'agence de l'eau Seine-Normandie) le réseau de surveillance des agences s'étoffe progressivement comme nous venons de le rappeler ;

- enfin le réseau de bouclage (S_{B1}) permet le suivi des flux en fermeture des grands cours d'eau, à une échelle qui peut être assimilée à celle du district hydrographique.

La surveillance DCE remplace l'ancienne surveillance générale. Elle se caractérise par le spatial : la masse d'eau (de surface, les lacs, les eaux souterraines, les estuaires) qui doit selon les critères choisis par la France être petite et homogène. Au cours de l'élaboration du SDAGE 2010-2015, une masse d'eau est désormais définie dès que son bassin versant capté est supérieur à 10 km². Pour le rapportage DCE, les agences de l'eau calculent le bon état de chaque masse d'eau, en procédant d'abord à une intégration temporelle des données à chaque station, puis à une intégration spatiale des stations, pour ensuite fournir un indicateur d'ensemble : la proportion de Masses d'Eau (ME) en Bon État Ecologique (BEE).

On peut ici relever deux problèmes découlant de l'intégration spatiale et thématique des stations par masse d'eau, l'un dû au choix de la taille des masses d'eau pour faire l'intégration des données, l'autre à la nécessité de pallier l'absence de données par station.

Le travail de Fabien Esculier indique que l'égalité pondération de chaque masse d'eau dans un indicateur global de proportion de masses d'eau en bon état sur le bassin aboutit à la disparition d'information pour décrire les grandes rivières et des têtes de bassin. « *La dernière intégration spatiale par ME a un biais énorme : elle ne regarde plus l'état des grosses rivières, la focale de l'action des agences depuis 50 ans. Les fleuves ont disparu du pourcentage de masses d'eau en bon état. Parallèlement, les très petits chevelus des bassins versant ont eux aussi disparu.* » (2014, note de synthèse, page 5)

Il fait aussi état pour les stations d'une insuffisance de mesures pour l'ensemble des paramètres requis par la DCE : « *seules 15% des masses d'eau environ auraient un indice de confiance acceptable* » (2014, page 4). Or il existe plusieurs cas où la réglementation actuelle prévoit de recourir soit à la modélisation, soit à l'extrapolation à dire d'expert, en utilisant les masses d'eau voisines et en se basant sur leurs relations pressions - état (voir l'encart 6 ci-dessous).

Encart 6. Guide technique. Évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) MEDDE (2012).

RCS réseau de contrôle de surveillance

2.4.1. Prise en compte de la variabilité spatiale

Lorsqu'une masse d'eau est munie de plusieurs sites de suivi représentatifs (situation pouvant intervenir notamment pour les masses d'eau de grande taille), la classe d'état écologique de la masse d'eau est déterminée par la classe d'état la plus basse des différents sites (principe du site déclassant par analogie avec le principe de l'élément déclassant).

2.4.2. Règles d'extrapolation spatiale

Les exigences européennes de rapportage portent sur une cartographie de l'état écologique actuel de chaque masse d'eau, suivie ou non. Les modalités d'attribution d'une classe d'état à chaque masse d'eau, suivie directement ou non, sont précisées en annexe 8.

Annexe 8. Évaluation de l'état écologique des masses d'eau non suivies directement

Dans le cas de masses d'eau ne disposant pas de tels sites représentatifs, l'évaluation de l'état écologique nécessite de recourir au croisement de données de pressions avec les données « milieux » disponibles ainsi que des données et modèles d'extrapolation spatiale.

i. Utilisation d'outils de modélisation

Il est en particulier possible d'estimer l'état des éléments ou paramètres physico-chimiques soutenant la biologie (macropolluants) par utilisation d'un outil de modélisation mécanique/déterministe reconnu et validé.

ii. Regroupement de masses d'eau dans des contextes similaires

C'est le cas des masses d'eau non suivies directement mais qui font partie d'un groupe homogène

de masses d'eau présentant un contexte similaire du point de vue de la typologie et des pressions qui s'y exercent. Un échantillon de masses d'eau est suivi directement. Contrairement aux deux premiers cas, l'état de chacune des masses d'eau n'est pas directement évalué avec des données « milieux », mais il est estimé, par assimilation, à partir de l'état obtenu avec des données « milieux » sur des masses d'eau situées dans un contexte similaire. (...)

On pourra également estimer l'état écologique de masses d'eau à partir des connaissances des forces motrices et de l'état d'autres masses d'eau dans des contextes similaires, en s'appuyant sur des modèles statistiques d'extrapolation spatiale (modèles reliant les indices biologiques aux forces motrices - IBGN et occupation du sol par exemple).

En ce qui concerne l'agence de l'eau Seine-Normandie, elle ne recourt pas à l'extrapolation spatiale mais utilise des modèles, principalement ceux du PIREN-Seine (comme Seneque) pour obtenir les données sur la physico-chimie.

Les effets territoriaux dans la construction des paramètres de qualité : l'exemple des nitrates

L'exemple des nitrates montre qu'en France les valeurs seuils de la réglementation diffèrent selon les objectifs visés, sanitaires ou environnementaux (voir l'encart 7), et selon les structures qui les produisent (voir la figure 4.12).

Ainsi les valeurs seuils de nitrates pour l'eau potable sont de 50 mg/L pour l'eau distribuée au robinet ; pour les prélèvements d'eau brute elles peuvent varier suivant le milieu de prélèvement : 100 mg/L pour les eaux souterraines de nappes et 50 mg/L pour les eaux de surfaces des lacs ou rivières. De plus, pour un même objectif environnemental les valeurs seuils peuvent varier suivant les milieux aquatiques (rivières, eaux souterraines, lacs et réservoirs, estuaires, zone côtière). Enfin, les conventions internationales et les directives européennes ont joué un rôle croissant. Il en résulte une complexité peu maîtrisée par les acteurs.

Encart 7. Les références des valeurs de nitrates utilisées dans la figure 4.12

Les normes sanitaires

En 1963, L'OMS fixe une valeur à 45 mg/L. Dans la première édition des Directives de Qualité pour l'Eau de Boisson publiée en 1984, l'OMS a fixé une recommandation pour le nitrate de 50 mg/L.

La Communauté européenne mentionne dans la Directive 80/778/CE une valeur guide de 25 mg/L de nitrate. La nouvelle Directive 98/83/CE ne reprend plus cette valeur guide et distingue une valeur de 50 mg/L pour les eaux de surface et de 100 mg/L pour les eaux souterraines.

La convention d'OSPAR

La convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-est a été signée à Paris en 1992 et réaffirmée par la déclaration de Bergen des 20 et 21 mars 2002. Elle vise à diminuer et réduire par deux les flux d'azote et de phosphore sortants du bassin, avec un objectif de suppression des phénomènes d'eutrophisation en 2010. Ces phénomènes touchent l'ensemble des zones littorales de Seine Normandie.

Les objectifs des masses d'eau souterraines

Directive 2006/118 sur la protection des eaux souterraines : seuil de 50 mg/L.

Les grilles d'objectifs de qualité et de l'état de l'eau

Grille de 1971 : seuil très bonne qualité et bonne 25 mg/L ; Grille SEQ-eau 1995 : seuil bon état à 10 mg/L (vert) ; Grille DCE bon état à 50 mg/L (voir le tableau 4.6).

Les seuils scientifiques

0,5 (MM) : Meybeck, M., Helmer, R., 1989. The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 75, p. 283-309.

2 (ST) : Thibert, S., 1994. *Exportations naturelles et anthropiques des ions majeurs et des éléments nutritifs dans le bassin de la Seine*. Thèse de l'Université Paris VI, 202 p + annexes.

2 (GB) : Billen, G., Garnier, J., Ficht, A., Cun, C., 2001. Modelling the response of water quality in the Seine Estuary to human activity in watershed over the last 50 years. *Estuaries*, 24, p. 977-993.

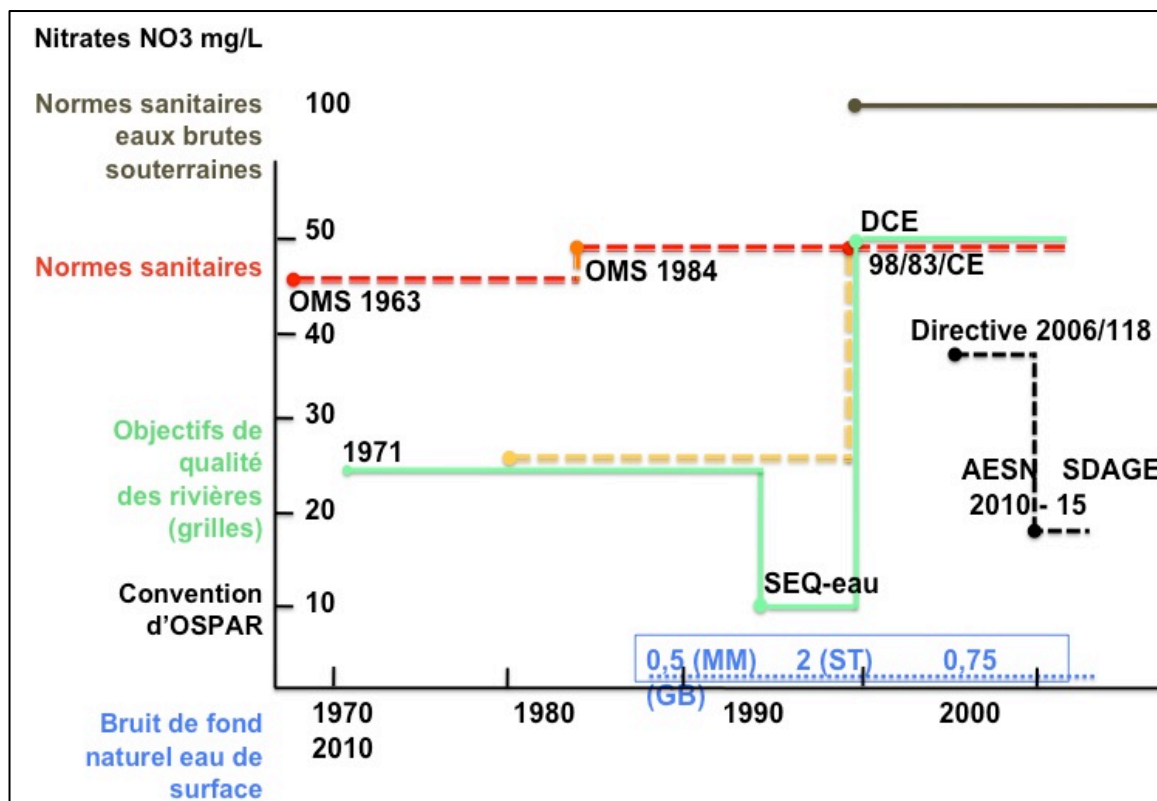


Figure 4.12 Superposition des normes et des valeurs seuils pour les nitrates dans l'eau (Carré et Meybeck).

Les valeurs de bruit de fond naturel de nitrates dans les milieux

Les scientifiques estiment en premier lieu des valeurs « naturelles », qui leur servent de référence du fonctionnement biogéochimique normal – c'est à dire pour eux sans impact humain - en tenant compte de fonctionnements différents selon les types de milieux (cours d'eau, milieu récepteur – lacs, réservoirs – estuaires) et du couvert végétal. Ainsi la moyenne des nitrates sur des petits cours d'eau non habités, en sortie de forêt sans agriculture, est de l'ordre de quelques milligrammes NO₃ par litre (Thibert, 1994). Ils considèrent ensuite une échelle d'impact en établissant le rapport concentration observée / concentration de référence, une approche qui est courante pour la contamination métallique des MES fluviales (voir les travaux d'U. Förstner et G. Müller) et utilisée par les autorités allemandes. Une autre approche des scientifiques consiste à établir, par modèle, la capacité d'acceptation des nitrates par un milieu aquatique, sans dommage pour celui-ci. Ainsi dans le Léman, la valeur guide des apports en NO₃ des affluents a été fixée, par la Suisse et la France, depuis près de 40 ans à un seul milligramme par litre, les milieux stagnants étant beaucoup plus sensibles à l'eutrophisation (Commission CIPEL, lac Léman).

Les nitrates et leurs valeurs dans les grilles de qualité des cours d'eau

Les nitrates apparaissent dans les trois grilles de qualité mais avec des logiques de découpage en classes différentes, un nombre de classe différent, et des nomenclatures de classe différentes (voir le tableau 4.2). Dans les trois cas, les valeurs seuils sont comparées au percentile 90.

Tableau 4.2 Les différentes classes pour les nitrates des eaux de surface dans les 3 grilles

1971		SEQ-eau		DCE		DCE	
Grille de qualité de l'eau simplifiée		Classe de qualité de l'eau pour l'altération nitrates		Classe de l'état de l'eau (guide Ministère de l'environnement mars 2009)		Classe de l'état de l'eau (guide MEDDE 2012)	
Très bonne et bonne	< 25 mg/L	Bleu	< 2 mg/L	Très bon	10 mg/L	Très bon	< 10 mg/L
Acceptable	< 50 mg/L	Vert	< 10 mg/L	Bon	50 mg/L	Bon	Entre 10 et 50 mg/L
Médiocre	< 80 mg/L	Jaune	< 25 mg/L	Moyen	*	Mauvais	> 50 mg/L
Mauvaise	> 80 mg/L	Orange	< 50 mg/L	médiocre	*		
		Rouge	ND	Mauvais	ND		

(Source AEAP, 2007, p. 42-59)

Pour la grille SEQ-eau, les nitrates ne sont pas considérés comme une altération de l'aptitude biologique de l'eau, ils ne sont identifiés que comme altération de l'usage eau potable. La Directive Cadre sur l'Eau modifie l'évaluation de la « qualité » des eaux en évaluation de « l'état » des eaux. Pour la DCE les nitrates sont considérés comme un des éléments physico-chimiques généraux qui interviennent essentiellement comme facteurs explicatifs des conditions biologiques. Pour la classe « bon » et les classes inférieures, les valeurs seuils de ces éléments physico-chimiques doivent être fixées de manière à respecter les limites de classes établies pour les éléments biologiques. En outre, pour la classe « bon », elles doivent être fixées de manière à permettre le bon fonctionnement de l'écosystème.

On constate que dans la grille DCE la valeur seuil pour le bon état est inférieure à 50 mg/L pour 10 mg/L pour le SEQ-eau. Pour Nathalie Fournereau, cette valeur a été reprise de la directive de 1975 sur la qualité des eaux superficielles. La DCE a été l'occasion de regrouper et de faire une synthèse de tout ce qui existait comme réglementation sur l'eau et les milieux. Or, il n'existait que la valeur de 50 mg/L comme seuil de nitrate pour les eaux superficielles (assimilées au milieu) et c'est ainsi que cette valeur a été retenue comme seuil du bon état pour le paramètre nitrate.

On peut cependant trouver des valeurs seuils de nitrate différentes selon les agences

Au regard de ce qui a été présenté sur l'autonomie des agences et des différences d'application des réglementations et des grilles de qualité jusqu'au SEQ-eau (voir partie 3.2), il n'est pas étonnant de trouver des différences selon les régions, comme en Loire-Bretagne (figure 4.13).

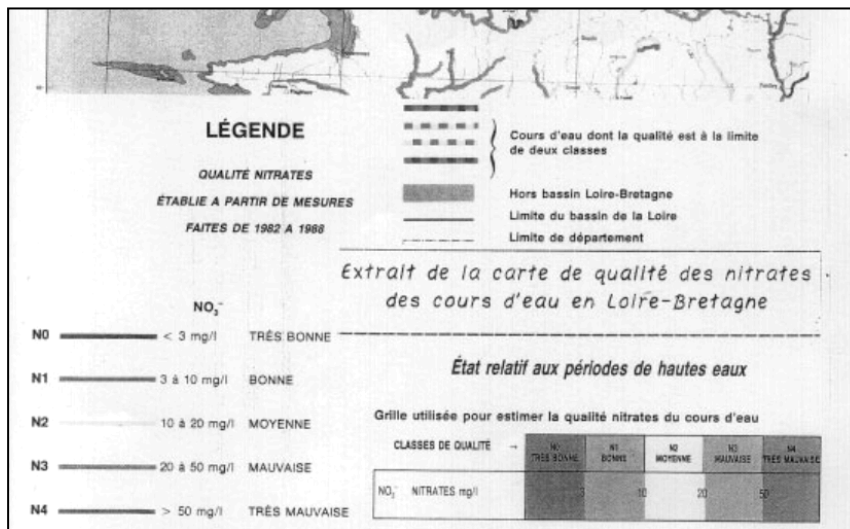


Figure 4.13 Carte de la qualité des nitrates en 1989 des cours d'eau du bassin Loire-Bretagne (Lepretre, 1993, page 22).

Les différences de valeurs seuils par rapport à la grille de référence subsistent même avec l'application de la grille DCE, comme le montre la figure 4.14 pour l'AESN. L'agence fait en 2010 le constat que « 38 stations sont en état moyen pour le paramètre nitrates (percentile 90 supérieur ou égal à 50 mg/L) et 756 en bon état (percentile 90 inférieur à 50 mg/L). Les nitrates sont relativement peu déclassants du fait du seuil bon/moyen fixé à 50 mgNO₃/L par les règles d'évaluation DCE. Étant donné que ce seuil est peu discriminant, une analyse plus détaillée avec des seuils plus fins a été menée en 2010. En utilisant ces seuils, 90 stations sont en situation limite avec des valeurs comprises entre 37,5 et 50 mg/L. » (2012, page 15)

Cette remarque du caractère peu discriminant des seuils est reprise dans l'analyse en 2012 des paramètres déclassants des masses d'eau sur le Site du MEDDE⁵⁷ où l'on peut lire qu'« En France métropolitaine, près de 4 % des points de mesure en cours d'eau ne respectent pas la norme fixée sur les nitrates pour le bon état écologique. Cette norme exige que 90 % des analyses réalisées sur 2 années consécutives ne doivent pas dépasser le seuil de 50 mg/L. Les orthophosphates et l'ammonium sont plus source de dépassement que les nitrates, respectivement 16,1 % et 10,8 % contre près de 4 % des points de mesure. La DBO₅ cause seulement 2,3 % de non respect de la norme. (...) Le très bon état est défini comme le percentile 90 inférieur à 10 mg/L, le bon état à 50 mg/L, au-delà le point est considéré en mauvais état. La même méthodologie a été appliquée aux orthophosphates, à l'ammonium et à la DBO₅, mais au regard de leurs seuils respectifs rappelés dans le fichier téléchargeable. À la différence des nitrates, ces paramètres disposent de seuils intermédiaires entre le bon et le mauvais état. »

⁵⁷ Respect des normes de qualité DCE par les nitrates dans les cours d'eau. Consulté le 25 novembre 2014, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/2000/0/respect-normes-qualite-dce-nitrates-cours-deau.html>

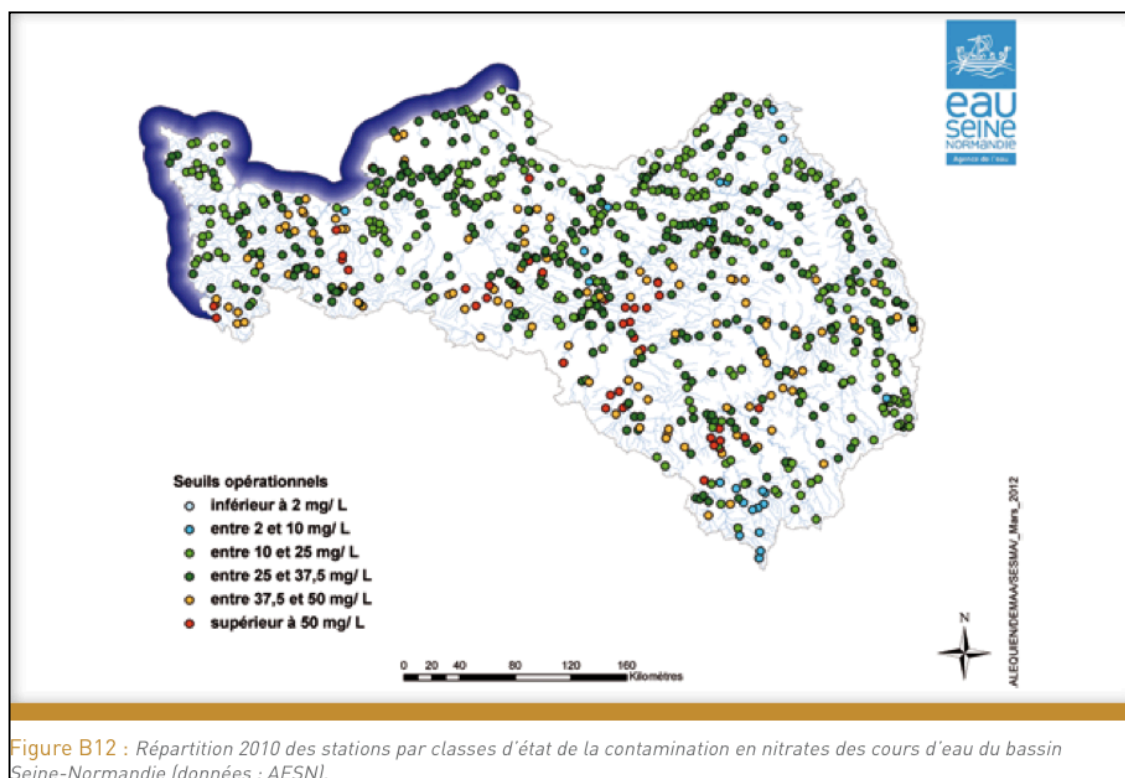


Figure B12 : Répartition 2010 des stations par classes d'état de la contamination en nitrates des cours d'eau du bassin Seine-Normandie (données : AESN).

Figure 4.14 Les différentes valeurs seuils de nitrates selon un découpage opérationnel (AESN, 2012).

La construction d'une valeur seuil propre à l'AESN en application de la convention d'OSPAR

Dans le bassin Seine-Normandie un seuil de 18 mg/L a été retenu pour les nitrates dans le SDAGE 2010-15. Ce seuil a été fixé au titre de la convention OSPAR qui engage principalement pour les eaux côtières et marines un objectif de réduction de 50 % des flux d'azote. Au nom d'une « solidarité de bassin », le SDAGE propose des objectifs pour chaque sous-unité territoriale en cohérence avec le principe de solidarité de bassin et de répartition des efforts : un objectif de 18 mg/L en 2011 en moyenne annuelle pour toutes les unités territoriales dont les teneurs en nitrates sont supérieures à cette valeur en 2004-2005 (le bassin versant devant alors être classé en zone vulnérable) et une baisse de concentration de 2 mg/L en moyenne annuelle, par rapport à la référence 2004-2005, jusqu'au seuil de 12 mg/L pour toutes les autres unités territoriales.

L'étude⁵⁸ des concentrations moyennes en nitrates dans les bassins français fait apparaître en 2009 une concentration moyenne de 24 mg/L. La convention d'OSPAR demandant une réduction de 50 % des flux, l'objectif est alors d'atteindre une concentration moyenne de 12 mg/L (soit 24/2). Une valeur intermédiaire est fixée à 18 mg/L en entrée d'estuaire, pour obtenir 12 mg/L en mer.

Cette valeur de l'AESN est ensuite réemployée par les services de l'État pour revoir les zones vulnérables en 2014, avec toutefois une modification de la méthode de calcul, remplaçant une concentration en moyenne annuelle par un percentile 90. « *Ce seuil unique en concentration en nitrates a été fixé pour identifier les masses d'eau superficielles susceptibles de présenter des risques d'eutrophisation ou de participer à l'eutrophisation*

⁵⁸ http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/spipwwwmedad/pdf/PointSur18_cle7feb4f.pdf

de masses d'eau situées en aval. La valeur retenue de 18 mg/L en percentile 90 est cohérente avec les valeurs objectifs à l'embouchure fixées dans les différents bassins du nord de la France pour le classement de 2012 pour tenir compte de l'eutrophisation marine. L'ensemble des communes intersectant le bassin versant de la masse d'eau est classé, quelle que soit la superficie de l'intersection. » (DRIEE, *Projet de révision des zones vulnérables dans le bassin Seine-Normandie en 2014 au titre de la directive Nitrate*, page 7).

Ces différents exemples font apparaître des phénomènes de recyclage de dispositifs antérieurs et les problèmes d'empilement, inhérents à l'adoption de nouveaux instruments, sont décrits par Pierre Lascoumes et Louis Simard (2011, page 7), dans leur analyse des instruments d'action publique. Remi Barbier *et al.* (2010) parlent eux de « cumul des héritages », étudiant la gestion des sécheresses et les valeurs de débit réservé des cours d'eau. Les auteurs constatent que les seuils sont dans la plupart des cas définis à partir de « valeurs caractéristiques » qui sont souvent elles-mêmes produites dans le cadre d'autres objectifs réglementaires. Toute nouvelle politique vient se surajouter aux programmes d'action antérieurs, héritant et recyclant des catégories de pensée, d'action ou de jugement ... produits à d'autres fins. La valeur statistique est alors « recyclée » dans d'autres cas, stabilisée comme valeur réglementaire « solide ».

4.3.2 Reformuler le modèle DPSIR pour intégrer les échelles spatio-temporelles des interactions société-cours d'eau

Aux effets spatiaux introduits dans l'étude de la construction de la qualité de l'eau par les protocoles de mesure et l'application des réglementations, s'ajoutent les effets inhérents aux modèles décrivant la construction de la qualité, comme le modèle DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impacts and Responses), en tant que modèle des interactions société et milieux aquatiques (voir la figure 4.15).

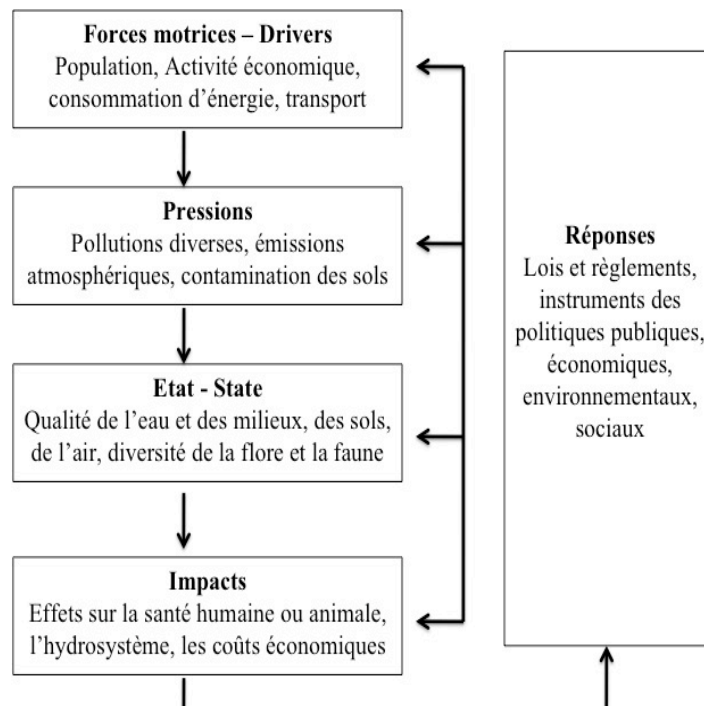


Figure 4.15 La représentation du modèle DPSIR utilisée dans le programme PIRVE (Lestel, Meybeck, Carré).

Ce modèle est un outil imposé par les instances internationales, depuis l'OCDE en 1993 jusqu'à l'UE en 1999 (selon une logique déjà vue au chapitre précédent d'emprunt d'outils internationaux par l'Union européenne), avec un objectif économique, d'évaluation des politiques publiques. « *Dans l'esprit de l'OCDE, le développement de ce modèle consiste à fournir un mécanisme intégral pour l'analyse des modèles environnementaux. Des forces motrices (industrie, agriculture...) dégradent l'environnement, ce qui entraîne des répercussions sur la santé et les écosystèmes, nécessitant ensuite une intervention sociale par la mise en œuvre de politiques publiques protectrices ou rectificatives. Ce modèle a connu un grand succès auprès des décideurs européens en ce sens où il est perçu comme un appui nécessaire à la mise en œuvre de ses politiques.* » (Loupsans, 2013, p. 15)

Il reste un rare exemple de cadre conceptuel pour travailler en interdisciplinarité sur les interactions entre les sociétés et leurs cours d'eau. Svarstad et al. précisent que : « *Within a short time, the DPSIR framework has become popular among researchers and policy makers alike as a conceptual framework for structuring and communicating policy-relevant research about the environment. A presumed strength of the DPSIR framework is that it captures, in a simple manner, the key relationships between factors in society and the environment, and, therefore, can be used as a communication tool between researchers from different disciplines as well as between researchers, on the one hand, and policy makers and stakeholders on the other.* » (2008, page 116)

C'est en effet dans cet esprit que je l'ai utilisé avec mes collègues de différentes disciplines pour comprendre les transformations des relations entre les villes et leurs cours d'eau (programme PIRVE), les politiques territorialisées de gestion de l'eau à toutes les échelles, qu'il s'agisse des enjeux de restauration de cours d'eau dans le cadre des SAGE (programme Science et territoire) ou la construction de la qualité des cours d'eau à l'échelle régionale (Makara).

Ce modèle s'est avéré intéressant pour permettre aux chercheurs de travailler en interdisciplinarité avec cependant de nombreuses critiques déjà émises, à prendre en compte.

Une première critique est liée à la conception même du modèle marqué par sa finalité d'usage.

Importé de l'OCDE et influencé par la pensée économiste, le modèle DPSIR ne permet pas de modéliser tous les problèmes environnementaux. « *L'analyse de Foucault sur la biopolitique nous aide à identifier les conditions permettant de construire un modèle DPSIR. La biopolitique ne s'applique qu'aux ressources menacées que l'on peut restaurer et pour lesquelles un optimum économique peut être calculé. Elle ignore les pertes irréversibles. Elle ne s'applique qu'aux compensations quantifiables.* » (Fernandez, 2011, page 6)

Dans le programme PIRVE, nous nous sommes intéressés aux façons dont le modèle traitait les échelles spatiales et temporelles.

Le DPSIR suppose un territoire borné, celui de la rivière, du bassin versant car il faut avoir toutes les informations dans un périmètre déterminé pour établir les différents points. Or une partie des composantes du DPSIR peut être à l'extérieur du bassin versant, comme pour les métaux lourds (Meybeck et al., 2007, page 23).

Hanne Svarstad et ses collègues nous rappellent que « *The DPSIR framework embodies a systems perspective, implying the demarcation of a particular system of interest, with explicit or implicit boundaries. The system is bounded in two ways. Firstly, it is bounded in terms of the scale at which the Impacts are defined, e.g. a single river up to the entire*

world. Secondly, it is bounded in terms of the scale of the Responses and Driving forces affecting this system, e.g. local economic changes up to global environmental agreements. The boundaries will not necessarily coincide; Impacts at one scale will often be determined by Responses and Driving forces that act at a different scale. The drawing of these boundaries depends on the particular issue of interest and its conceptualization, which are strongly influenced by the perspective of those using the Framework.» (Svarstad et al., 2008, p. 117)

D'une part le modèle ne prend pas en compte les variabilités des processus naturels, comme le précisent Edward R. Carr : « *The PSR focus on anthropocentric pressures and responses in its evaluation of environmental problems proved problematic, in that it tended to push aside natural variability, as there was no place for it in the PSR classification scheme* » (Carr et al., 2007).

Ensuite, il ne permet pas une bonne représentation du décalage temporel entre les pressions, les réponses et la modification en retour de l'état du cours d'eau. On a affaire à des temporalités différentes pour chaque composante du modèle, alors que le DPSIR ignore les pas de temps des différents acteurs étudiés (humains et non humains), leurs rythmes de fonctionnement (cycle, variabilité) et les décalages dans les réponses. Pour notre part, l'analyse que nous avons présentée dans le rapport du programme PIRVE reprend ce constat en insistant sur ce point souvent mentionné et que nous synthétisons autour de la notion de « forçage synchronique » opéré par le modèle.

Critique des liens de causalité dans le DPSIR et des échelles spatio-temporelles des réponses

Le graphique de la figure 4.16 permet de croiser les trajectoires d'état du milieu aquatique (S - State), les réponses sociales (R), la connaissance et la surveillance du milieu (M) pour établir les liens de causalité entre les pressions, les impacts et les réponses. L'échelle de gauche indique l'état du milieu depuis le rouge très dégradé jusqu'au bleu correspondant au bruit de fond naturel de la rivière. L'échelle de droite indique la réponse sociale et le monitoring de la rivière (depuis une absence de surveillance en rouge à un suivi très satisfaisant en bleu). La trajectoire pour le lac Léman et l'impact de Genève servent de comparaison pour montrer un cas idéal de réponse dans un temps très court, à partir du moment où la connaissance du milieu et la compréhension des impacts sont acquises. En revanche pour les autres trajectoires (oxygénation de la Seine et métaux lourds à Paris, solvants chlorés à Milan), les relations sont complexes.

Dans un cas idéal de relation entre la pression et la réponse, l'altération du milieu est vite détectée, peu remise en cause par les acteurs, et fait l'objet de solutions rapidement trouvées et mises en œuvre. C'est le cas de la lutte contre l'eutrophisation des lacs alpins, à la fin des années 1960 (Meybeck, 2002), telle qu'elle est schématisée sur la figure. L'ensemble de la réponse sociale a été rapide, une dizaine d'années pour la fabrication du consensus, une quinzaine pour la réponse technique et réglementaire. La période d'état critique du milieu, l'hypoxie du fond des lacs est limitée. La période d'impact marqué, au-dessus des seuils ciblés, est plus longue - des dizaines d'années - en raison de l'inertie des milieux lacustres.

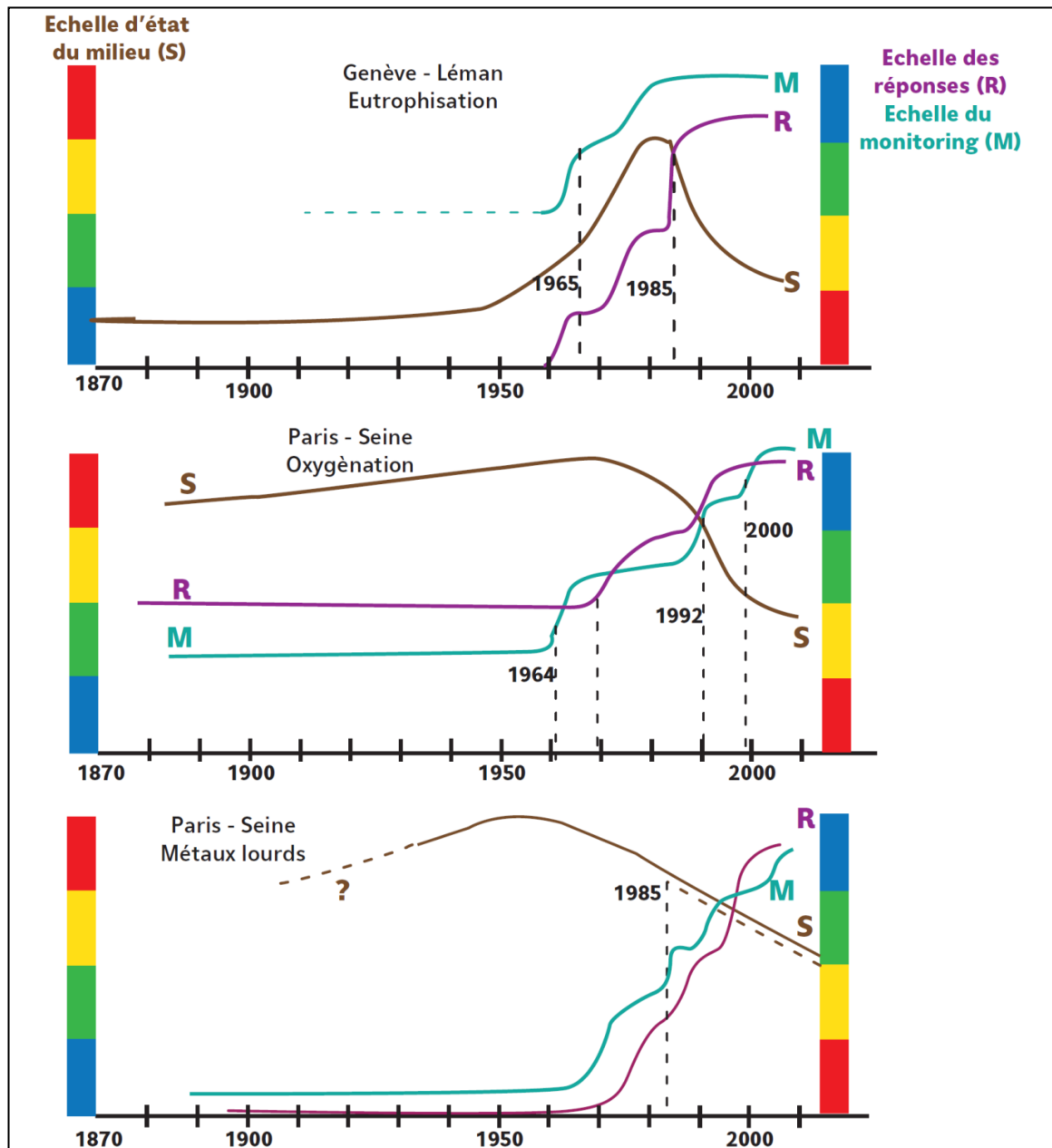


Figure 4.16 Le modèle DPSIR interrogé dans les décalages entre la pression sur le milieu, les réponses des sociétés et les réactions du milieu (Lestel et *al.*, 2013).

Dans le couple ville-fleuve, ce schéma idéal n'est en général pas respecté : la société peut ne pas voir l'impact (comme pour la pollution métallique au plomb) ou encore croire que le problème a été réglé et ne plus suivre l'état du milieu (comme pour les PCB sur le Rhône qui ne sont plus mesurés dans l'eau à partir du moment où la réglementation interdit leur emploi).

La pollution métallique n'est surveillée que depuis les années 1980. La mesure des teneurs en métaux des sédiments n'était pas possible avant les années 1970 (limites analytiques) et la déclaration du niveau de contamination, par rapport à des normes et des échelles de qualité, n'a pas été possible avant 1990. Lorsque dans les années 1990 et surtout 2000, on analyse les niveaux de contamination passés dans des carottes (de plaine inondable en Seine aval pour Paris), on observe que le pic de contamination est ancien, en général après-

guerre, vers 1960, soit 20 ans avant le début de la réponse sociale, d'une réglementation initiée sous la pression communautaire surtout. Il n'y a donc pas ici de relation causale entre la détection de l'altération de l'état des rivières, vers 1985, et l'amélioration de cet état : celui-ci est lié à des changements directs des pressions, eux-mêmes liés à des drivers sans relation à l'époque avec des préoccupations environnementales, tels que, pour Paris, la désindustrialisation, les changements de procédés industriels, le recyclage des métaux (Meybeck et al., 2007). La pollution en métaux par les grandes villes et leurs industries associées est un problème très ancien, non mesuré jusqu'en 1985, dont les impacts sanitaires resteront sans doute inconnus. Mais les héritages de cette contamination dans les sédiments dragués, les sols inondés, les terrains agricoles soumis à l'épandage des boues urbaines, se feront sentir pendant des décennies. Dans un tel cas, il est essentiel de bien analyser les causalités dans le DPSIR et d'élargir considérablement sa fenêtre temporelle.

La pollution organique sur la Seine est mesurée par l'oxygène dissous dès 1874. Nous ne connaissons pas l'état de la Seine avant les premières mesures d'oxygène dissous de Gérardin en 1874. Il est probable que cet état était médiocre pendant la période estivale et l'étiage, particulièrement en « aval » de Paris sur une distance de plus en plus grande. En 1874, la dégradation est déjà maximale et le restera jusqu'en 1993. Certaines communes à l'aval de Paris protestent dès les années 1880 (plaintes de 1888 conservées dans les archives) mais ces plaintes ne déclenchent pas de réponse sociale marquée. Il faut attendre les années 1950 et 1960 pour que ce problème soit déclaré par les services de police des eaux. La loi sur l'eau de 1964 va offrir un cadre législatif approprié pour trouver les solutions techniques, leur financement et un cadre règlementaire et administratif avec l'établissement des Agences financières de bassin et un nouveau plan général d'assainissement de l'agglomération parisienne (fin du « tout Achères » et construction de stations à l'amont, au centre et à l'aval de l'agglomération). Mais l'effort d'épuration à fournir est tel que ce n'est qu'en 1993 que la Seine sort de sa période critique, observée depuis au moins 1874. La détection du problème a été instantanée dès les premières mesures, sans doute avec des années de retard par rapport au début de l'impact. Le consensus social a mis 80 ans à se construire, sa traduction en termes de politique environnementale quelques années seulement, et celle en termes techniques une quinzaine d'années.

À Milan et à Bruxelles nous avons vu au chapitre 2 que les consensus seront encore plus tardifs et l'application de décisions sur l'assainissement sera retardée : le Lambro et la Senne resteront en zone critique jusqu'à très récemment.

Une proposition d'un nouveau modèle DPSIR pour mieux rendre compte des interactions entre les sociétés et leurs cours d'eau

La comparaison des trajectoires des relations entre les quatre métropoles (Berlin, Bruxelles, Milan et Paris) et leurs cours d'eau a débouché sur une proposition de modification du schéma de base du DPSIR (voir la figure 4.17) en adaptant les boîtes existantes du schéma (Forces motrice ou drivers, état ou state, réponses) et en rajoutant des boîtes Fonctionnalités, Héritages, Législation/Régulation, ces nouveaux éléments permettant de rendre compte des différentes interactions rencontrées.

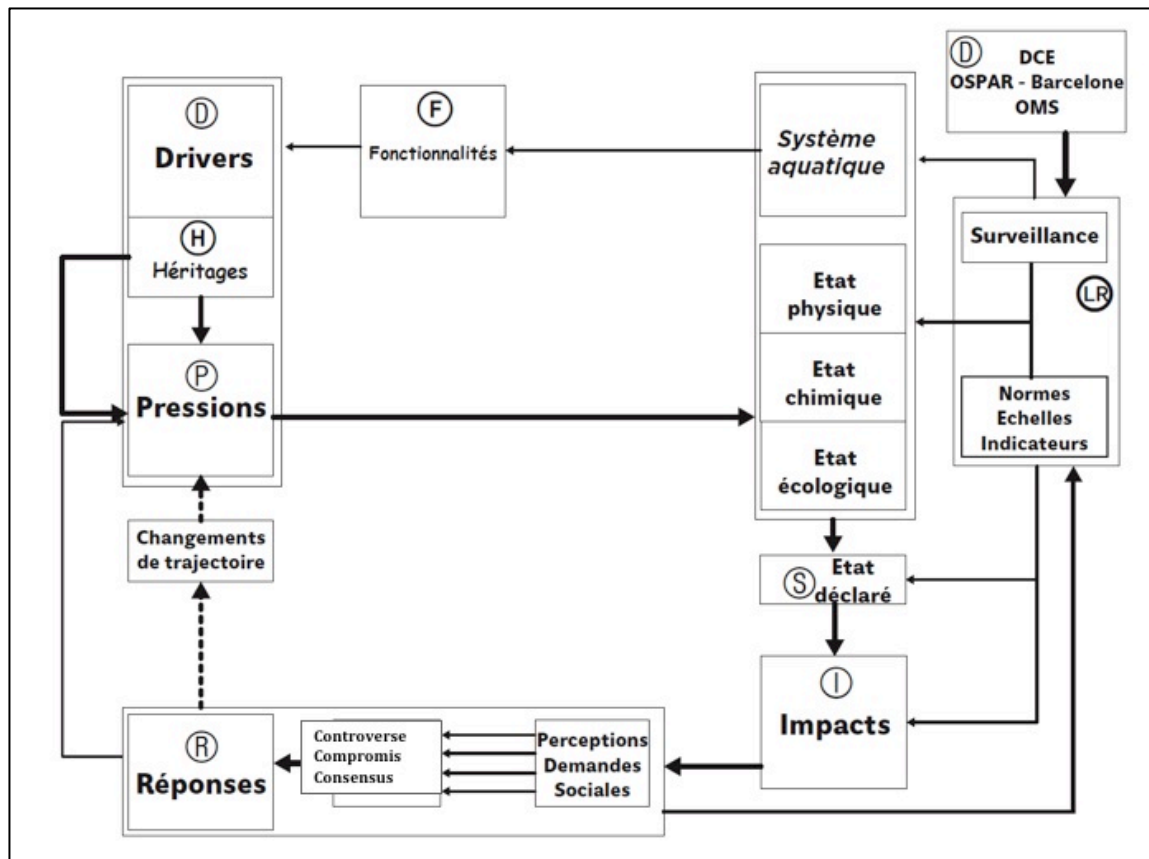


Figure 4.17 La reformulation du DPSIR (Lestel et *al.*, 2013).

L'enrichissement des boîtes existantes du schéma (Forces motrice ou drivers, état ou state, réponses)

Il faut reconsidérer les forces de pression en lien avec les usages de la rivière et selon les fonctionnalités attendues par les sociétés.

Les **Fonctionnalités** (F) du milieu aquatique doivent être prises en compte, que ce soient la ressource en eau (rivière, nappe alluviale, bank-filtration, ...), le transport fluvial, le support de vie aquatique, l'épandage des crues, la filtration de la pollution riveraine (zones humides), la ressource en granulats, l'espace de récréation, de baignade, de pêche, en lien avec les objectifs fixés, les gains attendus. On comprend que les forces motrices sont contrôlées par ce que la société attend comme fonctionnalité de la rivière. Le schéma ne sera pas le même pour une rivière dont on attend qu'elle fournisse de l'eau potable ou un milieu propice à la baignade, ou que l'on considère comme un égout réceptacle de tous les déchets de la ville, comme la Senne à Bruxelles ou le Lambro à Milan.

Rappelons qu'à Berlin, ce sont les élus de Berlin-Ouest qui décident dès les années 1980 de traiter le phosphore en station d'épuration puis les rejets par ultraviolet pour conserver une baignade dans les lacs aux habitants. Le choix est éminemment politique, pour garder les habitants dans la ville autour d'une activité traditionnelle de baignade des Berlinois. À cette époque, seule une partie des effluents de la station de Ruhleben est traitée, avec une décision du Sénat au tournant des années 2010 de traiter la totalité des effluents, quel qu'en soit le prix.

Dans les quatre villes étudiées, l'efficacité des réponses a été très variables, selon les périodes concernées. Ainsi les réponses ont pu être inexistantes, par exemple quand la rivière a été couverte et a ainsi disparu des préoccupations de la ville et des riverains, et à l'inverse déterminantes, par exemple sous l'effet de la réglementation européenne qui oblige Bruxelles et Milan à se doter de stations d'épuration. Finalement, même si les quatre villes ont vu leur trajectoire se rejoindre sous l'effet de la pression réglementaire nationale et surtout européenne, seules Milan et Berlin ont aujourd'hui des stations d'épuration qui fonctionnent avec des rendements suffisants par temps de pluie, et surtout une marge de manœuvre, ce qui n'est le cas ni de Bruxelles ni même de Paris.

Par ailleurs, la ville est contrainte par des **Héritages (H)**

Ceux ci concernent aussi bien les infrastructures en place (son système d'adduction d'eau, de collecte des eaux usées et des eaux de ruissellement, de localisation des prises d'eau potable et de traitement des rejets par rapport à la rivière), que les modes de gestion et les logiques institutionnelles dans lesquelles elles sont utilisées. Les Héritages des infrastructures, des institutions, voire même des mentalités, limitent la marge de manœuvre des réponses. Les systèmes de collecte des eaux usées, une fois en place sous la ville, ne sont généralement pas modifiés. Les emplacements des stations d'épurations en 2000 sont la plupart du temps situés sur d'anciens champs d'épandages, mis en place lorsque les villes avaient une toute autre configuration. À Berlin en 1948, et après 1989, les institutions ont changé mais le système d'épuration est resté le même. Ceci explique le temps parfois très long constaté entre une réponse apportée et un effet sur le milieu.

L'État (E)

Il faut replacer la définition de cet état dans le contexte de connaissance, de surveillance et de réglementation qui est le sien. Il est, sur la figure 4.17, subdivisé en trois états : physique, chimique, et écologique, ces différents volets n'étant ni connus, ni surveillés, ni réglementés de la même manière dans le temps. Ainsi la connaissance scientifique des milieux aquatiques et de leur fonctionnement écologique reste assez limitée avant la seconde guerre mondiale, à l'exception du modèle de comportement de l'oxygène dissous proposé par Streeter et Phelps en 1925. Vers 1960-70 apparaissent les travaux sur l'eutrophisation et l'écologie fluviale, vers 1980 ceux sur le système fluvial incluant les eaux souterraines, les zones humides et leur interface avec la rivière. Ces travaux nationaux et internationaux fondent les changements de paradigme de gestion des systèmes fluviaux, les approches de surveillance du milieu. La surveillance du milieu avant 1971 est très restreinte, ponctuelle, limitée dans les problèmes abordés et les paramètres analysés.

La législation et la réglementation (normes, critères, échelles de qualité, mesures techniques, taxes et subventions) sont un des moteurs des paliers des réponses observés sur la figure 4.16.

Les Réponses (R)

Cependant, notons qu'il n'y a pas de place dans l'approche DPSIR pour des forces motrices qui seraient internes au processus créant le système lui-même, comme si le système était forcément passif, en attente de politiques publiques externes, pour répondre à sa dégradation. Ces réponses peuvent commencer par les perceptions des usagers de l'eau, des riverains, leurs attentes (demandes sociales). Elles sont donc exprimées - ou non - par de multiples acteurs. Elles sont aussi portées par des institutions dédiées (agences de l'eau, syndicats de rivières, ministères ...). Enfin, elles ne se limitent pas à un consensus (position surdéterminée dans la logique du DPSIR, ignorant des approches autres qu'une

restauration écologique des cours d'eau). Il faut ainsi prendre en compte les moments de débats, de controverses qui participent à la réponse, ses modalités et ses temporalités.

4.3.3 Les effets territoriaux de la mobilisation des connaissances pour l'action

Il s'agit enfin d'envisager comment se fait le lien entre l'émergence et l'apparition d'une connaissance scientifique et la façon dont les sociétés vont s'en emparer.





C'est une des thématiques du programme Makara (ANR société et changements environnementaux). L'interrogation du lien d'influence entre science et politique y est faite par plusieurs chercheurs du programme, comme Gabrielle Bouleau, s'inscrivant dans le champ de la sociologie politique. Elle insiste sur le coût des bases de données et sur l'importance pour les chercheurs de bénéficier d'une surveillance prise en charge par les pouvoirs (et les deniers) publics, et donc des structures qui l'assurent, mais au prix d'ajustements que les chercheurs doivent assumer pour faire financer ces données ; de même la reconnaissance accordée par le politique aux résultats de la recherche donne aux chercheurs une relative autonomie dans la définition de ses questions de recherche. Pour autant, prenant l'exemple de l'écologie, Gabrielle Bouleau constate que si « *l'écologie devient plus influente, elle n'impose pas son agenda de recherche à l'agenda politique qui reste autonome dans la manière de concevoir des réponses aux problèmes publicisés.* » (Bouleau, 2013b, conclusion)

Ce sont ces trois lieux - de la recherche, de la surveillance et de la décision - que nous utilisons dans le tableau 4.3, pour tenter une première caractérisation des interactions possibles. Les catégories logiques de ce tableau sont fondées sur le fait à l'origine de ce passage, qui peut aussi bien être l'action de chercheurs (avec un rôle de lanceur d'alerte comme pour le mercure ou le cadmium) que celle de gestionnaires ou d'usagers ; ainsi l'agence de l'eau Seine-Normandie initie à la fin des années 1960 la recherche sur le bruit de fond naturel des métaux pour la surveillance de la pollution dans les cours d'eau continentaux fortement anthropisés, là où les géobiochimistes ne travaillent que sur les cours d'eau « pristines ».

Une réglementation comme celle sur les PCB peut être prise, tout en sous-estimant la durabilité des problèmes environnementaux engendrés par ces substances. Christelle Gramaglia et Marc Babut (2014) expliquent que « *l'effort d'élimination n'avait pas été maintenu dans le temps. Le relâchement ou l'arrêt de la surveillance, la conviction que les quantités disséminées dans l'environnement allaient baisser progressivement, et même parfois l'oubli de leur présence, tout cela a préparé le terrain pour une relance des controverses. La crise née d'une nouvelle série d'alertes dans les années 2000 a pris plus d'ampleur sur le Rhône que sur les autres cours d'eau.* » Les deux auteurs prennent acte d'innovation pour traiter le problème mais cependant ils indiquent « *À l'issue de la crise, les financements alloués au suivi se sont taris. Cela porte à croire que les habitudes anciennes ont repris le dessus sans que les leçons ne soient tirées.* »

Enfin, la mesure en rivière de la qualité de l'eau peut ne pas avoir de pertinence pour engager une action (micropolluants, interrogation sur les effets des très faibles doses, l'effet cocktail) et l'interdiction n'être décidée que par les seuls industriels, sans obligation réglementaire comme pour les parabènes (interdiction dont je suis les effets au sein du programme Cosmét'eau).

Tableau 4.3 Typologie des rapports entre Observation des cours d'eau/ Surveillance (dans les stations de mesure) / Action – Règlementation

Observation	Surveillance	Action Règlementation
Connaissance scientifique - le magnésium, strontium, thallium, calcium, bicarbonate	Non surveillé	-
Observation d'un problème - les détergents années 1960	Surveillance visuelle due à une insuffisance de mesure chimique	Absence de réglementation Un lien à chercher entre la disparition des mousses des cours d'eau et leur remplacement par les phosphates dans les lessives dans les années 1970
Observation - les bactéries fécales depuis 1885 	Surveillance depuis 1900 - circulaire ministérielle du 10 décembre 1900	Circulaires de 1924, 1929, 1954 conduisant à l'arrêté du 10 août 1961 et la circulaire de 1962
Observation - les nitrates 	Surveillance - nitrates par l'observatoire de Montsouris dès 1880	Difficulté d'une réglementation : contrainte de la DERU dans les années 1990 pour les Step (le traitement reste coûteux) ; reste le problème de la pollution d'origine agricole
Établissement du bruit de fond naturel des cours d'eau anthropisés dans les années 1980 par les scientifiques, suivi par les agences à partir de 2005 	Demande de surveillance au début des années 1980 - pollution métallique	Mise en place d'une redevance METOX par les agences (1985)
Observation non pertinente dans le milieu aquatique mais pour l'eau comme produit alimentaire	Surveillance par les réseaux publics et les entreprises industrielles	Sans contrainte réglementaire Autolimitation de certains secteurs industriels - parabènes dans les cosmétiques
Futurs polluants à surveiller - Thallium, argent, perturbateurs endocriniens en cours d'étude par les scientifiques	À venir	En cours
	Initiative de mesure de la qualité des cours d'eau (science académique / réglementaire) débouchant (ou non) sur une réglementation	

Une première exploration de ces liens est menée dans le programme Makara à travers la production de biographie de polluants (nitrates, phosphore, métaux, PCB, micropolluants) comme moyen de montrer cette coproduction. Ce travail est réalisé en s'inspirant des biographies d'objets scientifiques, et les travaux de Lorraine Daston. Celle-ci préconise une approche constructiviste de l'activité scientifique, refusant la distinction entre découverte et invention (2000, page 3), et elle propose que les objets scientifiques soient aussi des objets sociaux, résultats des efforts d'une société (efforts épistémologiques mais aussi esthétiques, pratiques). Lorraine Daston interroge le processus d'innovation scientifique à travers le postulat qu'il n'y a pas de dichotomie entre un objet qui existe ou qui n'existe pas, un objet scientifique qui est découvert ou inventé, mais plutôt un continuum où l'objet scientifique « *real and historical as yet to come into being* » (2000, page 14), « *s'élargit, s'approfondit au fur et à mesure qu'il est pris dans la toile d'une signification culturelle, d'une pratique matérielle et de détours théoriques* » (2000, page 13). On a alors affaire à des objets scientifiques « *qui ne sont jamais inertes mais changeants* » et « *qui acquièrent pleinement leur statut ontologique en produisant des résultats, des conséquences, des surprises, des connexions, des manipulations, des explications, des applications* » (Daston, 2000, page 10).

En s'appuyant sur l'exemple du phosphore comme objet construit, depuis la connaissance jusqu'à sa prise en compte dans une réglementation, un premier effet territorial est dû à l'existence de styles nationaux de recherche sur les mêmes problèmes de connaissance (voir l'encart 8). Ce qui s'observe sur le phosphore se retrouve pour les autres polluants étudiés. On peut alors se demander avec Sheila Jasanoff pourquoi l'organisation des pratiques scientifiques ou la crédibilité des prises de position scientifique varient selon les cultures ; une question qui pour Sheila Jasanoff doit prendre en compte les enjeux de pouvoir et les situations culturelles (2013, pages 84 et 88). Ensuite se pose la question de l'administration de la preuve par les scientifiques pour énoncer une pollution, ou une relation entre un paramètre et un impact sur la qualité de l'eau : à partir de quand des chercheurs mobilisent-ils des données pour en faire un signal d'alarme ? Quelle en est alors la réception et son utilisation (ou non) par les gestionnaires ?

Encart 8. L'histoire du phosphore et de l'eutrophisation. Les éléments d'analyse des relations entre connaissance et décision publique.

On trouve dans cette histoire une absence de connaissance scientifique jusqu'en 1968 et de compréhension du fonctionnement du milieu aquatique. On y voit un exemple de réponse rapide des acteurs publics côté suisse, face au refus en France d'interdiction des phosphates dans les lessives.

L'impact du rapport de l'OCDE sur l'eutrophisation en 1968

En 1968 l'OCDE fait faire un rapport sur un processus dont personne n'a entendu parler jusqu'ici : l'eutrophisation, suite à une réunion d'experts organisée à Thonon-les-Bains par Richard Vollenweider. Ce rapport dit Vollenweider (l'auteur a exigé son nom sur le rapport) a été très largement distribué, obtenant un des prix de l'environnement. Il donne les bases de ce qu'est la qualité des eaux pour un problème déterminé, l'eutrophisation des lacs. Il indique les indicateurs à mesurer, les processus et les relations entre les indicateurs ; il décrit un fonctionnement « normal » sans action de l'homme, l'impact des activités humaines, et il établit une échelle d'eutrophisation avec des classes numériques pour chaque indicateur et avec leur dénomination (ultra-oligotrophe jusqu'au hyper-eutrophe), échelle toujours utilisée.

Un exemple de mobilisation et de réponse rapide suisse

Le lac Léman jouit d'une importance symbolique qui commence avec son nom : le Léman. Cette dimension est alimentée par les trois tomes écrits entre 1892 et 1904 par François-Alphonse Forel, fondateur de la limnologie et de l'écologie des lacs et de l'institut de la recherche sur le lac. Le constat d'un changement est établi dans les années 1960-65. La pollution est marquée par une petite algue rouge (*oscillatoria rupenses*) déjà repérée sur le lac de Mora avant 1940 dans le canton de Fribourg et surnommée « le sang des Bourguignons ». Les acteurs ont un nom à mettre sur un problème, ce qui les aide à réagir. On peut identifier les acteurs, plutôt locaux autour des pouvoirs publics des deux cantons de Genève et de Vaud, et les utilisateurs. Les enjeux sur le lac sont énormes, avec l'alimentation de 400 000 personnes, plus la pêche et le tourisme. Chaque année, les Suisses voient augmenter le phosphore dans le lac. Les concentrations montent à 70 µg de P/L par rapport à 10 µg de P/L dans les années 1950, avec les moyens analytiques de le mesurer, ce qui n'était pas le cas des laboratoires français qui ne voyaient rien en dessous de 50 µg de P/L. Un chercheur suisse Jean-Michel Jacquet met au point au Canada un modèle prédictif de l'eutrophisation du lac à partir des travaux de Vollenweider. La CIPEL fait alors un diagnostic prospectif en utilisant ce modèle, se fixant un objectif en azote et en phosphore de 20 µg de P/L.

Un exemple de pression industrielle et politique en France : le refus de l'interdiction des phosphates dans les lessives à la différence de la Suisse

Tous les ingrédients sont donc réunis en 1968 pour analyser et gérer l'eutrophisation des lacs : les concepts et les méthodes sont disponibles pour définir le problème (son origine, son intensité, les actions à mener vis à vis du phosphore) à une époque où tous les lacs sont en train de changer en Europe et en Amérique du nord. En Suisse les phosphates dans les détergents sont interdits dès 1986. Dans l'agence RMC on a ôté le phosphore uniquement dans les stations connectées au lac Léman : l'agence a refusé de faire une expérience de remplacement avec des lessives sans phosphate pour le bassin du Chablais, sans doute faute d'argument pour l'imposer, face au lobby industriel. L'Association française de limnologie produit des travaux sur l'eutrophisation, qui précèdent et/ou accompagnent les sauvetages des lacs alpins (Léman, Annecy, Bourget) mais elle n'a pas de relais médiatique, ni institutionnel et cela n'a aucun effet. Rhône-Poulenc fait sa campagne d'affichage dans le métro en 1990 au pic de la controverse sur le phosphore : « les lessives sans phosphate sont plus toxiques pour le milieu aquatique que les autres car on a remplacé les phosphates par des produits moins biodégradables et plus dangereux pour l'environnement » (Deroubaix, 2003). La directive européenne 91/271 du 21 mai 1991 oblige les États membres à déphosphater les eaux usées. La France a interdit l'utilisation des phosphates dans les lessives en juillet 2007.

L'importance des gestionnaires de l'eau et de leurs échelles de gestion pour comprendre la production et l'administration des faits scientifiques

Dans le programme Makara, nous reprenons le point de vue de Dominique Pestre d'une histoire sociale des sciences, avec une élaboration de systèmes de preuve reconnus comme acceptables « comme une activité intersubjective, dans cette relation entre personnes » (2013, page 21). « *Faire une histoire « sociale » consiste alors à analyser ces redéfinitions permanentes de ce qui constitue une démonstration légitime, à étudier ce travail de tracé des frontières et des normes.* » Il convient aussi de bien retracer comment certains énoncés et faits scientifiques sont acceptés par certains groupes et refusés par d'autres, ce qui revient à convoquer une causalité. On doit alors intégrer une dimension spatiale et temporelle en association avec la dimension spécifique des politiques publiques de l'eau et de leur territorialisation, autour des acteurs institutionnels classiques (collectivités territoriales) et ceux créés et mobilisés par les lois sur l'eau (agence de l'eau, comité de bassin dont les fédérations professionnelles, les associations au côté des services de l'État et des élus). Dans ce contexte précis, les gestionnaires de l'eau ont initié des programmes de recherche en lien avec des laboratoires scientifiques et, parallèlement, ont dû mettre en

place leurs propres stations de mesure et développer leur propre modèle de qualité de l'eau. Il s'agit de voir comment les acteurs régionaux et locaux sont « *convaincus par une preuve ici et maintenant, comment cette preuve convainc plus ou moins* », sachant que « *le véritable engagement se traduit le plus souvent par l'action* » (Pestre, 2013, page 2).

À l'inverse, il faut aussi interroger le délai entre la mesure du problème et l'action entreprise, un délai qui tourne au moins autour d'une vingtaine d'année, que ce soit à la fin du XIX^e siècle comme pour la période actuelle. On peut envisager que ce délai corresponde au temps de réponse du milieu et à la mise en cause des usages (les nitrates en Bretagne et les prélèvements d'eau brute pour l'eau potable). On peut aussi évoquer la temporalité des négociations entre les acteurs, la variété des réponses, des traductions possibles, depuis l'inquiétude jusqu'à l'action.

Il faudra ensuite expliquer la tolérance à la non qualité, une forme implicite d'acceptation. Quelles sont les bonnes raisons qu'ont les gestionnaires de ne pas s'inquiéter de la dégradation de la qualité ? Cela nous renvoie à l'absence de débat autour des données scientifiques, parce que trop compliquées à discuter, et à l'inertie des services de l'État à agir si l'effet de la pollution n'est pas dans leur périmètre de compétence, n'occasionne pas de gêne (odeur), ou encore n'impacte que les seuls milieux (destruction de zones humides). Comment les individus se dégagent-ils de toute charge morale à agir ? Avec quels accommodements ?

Perspectives

Une autre dimension de ma recherche va s'effectuer dans le cadre de la 7^e phase du Piren-Seine avec la structuration d'un des axes du programme : l'axe 3. Cet axe a pour objectif d'évaluer l'état et le devenir des territoires à travers les masses d'eau, leur corridor hydro-écologique et leur bassin. À cet effet il s'articule en quatre grands pôles d'actions, visant à aiguiller l'élaboration de futurs programmes d'action autour d'une vision partagée du futur de l'eau du bassin de la Seine. Parmi les quatre blocs, j'ai la coresponsabilité des blocs 1 et 4.

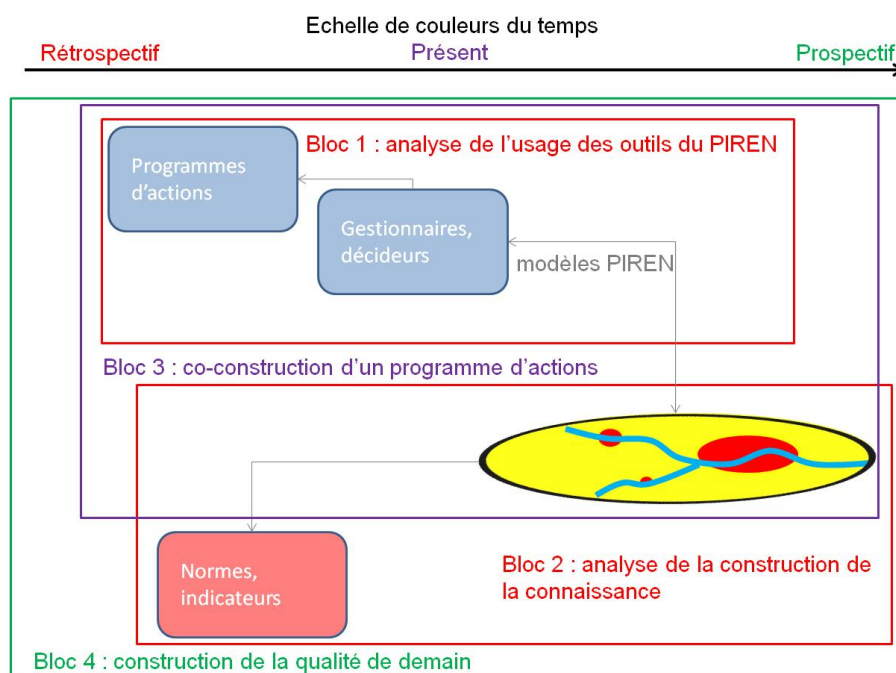


Figure 4.18 L'organisation de l'axe 3 de la phase 7 du programme PIREN-Seine (2016-2020).

Bloc 1 : Rétrospective du développement et de l'usage des modèles dans la planification et les programmes d'action (coordination José-Frédéric Deroubaix, Catherine Carré, Céline Bonhomme)

L'objectif de ce bloc est d'analyser ce qu'ont été les usages et l'utilité des modèles du PIREN Seine au cours des 20 dernières années. Quelle place ont-ils pris dans les prises de décision ? Quelles adaptations ont-elles été nécessaires afin que les décideurs puissent se les approprier ? Il s'agit ici de mieux comprendre l'utilité des modèles au sein du PIREN-Seine, de renseigner et comprendre l'ensemble des interactions entre les acteurs des politiques publiques qui ont pu être développées autour des outils de modélisation du PIREN-Seine. En effet, de nombreux modèles développés par les chercheurs du PIREN-Seine ont pu être utilisés dans le cadre des planifications et de la mise en place de programme d'action. Le modèle Riverstrahler permettant de représenter les grands mécanismes bio-géo-chimiques des grands bassins versants a ainsi été utilisé dans le cadre de l'élaboration du premier Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), le modèle Stics-Modcou4 pour l'évaluation des flux et des transferts de nitrates des sols vers les nappes lors de l'élaboration du deuxième SDAGE, et par la suite le modèle EauDyssée pour représenter les échanges nappe-rivière, ou encore le couplage EauDyssée-Estimkart simulant la répartition piscicole, le modèle ProSe par le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne dans le but d'évaluer l'impact des rejets sur les milieux récepteurs.

Dans le cadre de petits bassins versants, comme celui des Deux Morin, ou de zones ateliers telle que l'Orgeval, des modèles tels que Prose, Anaqualand et Met'eau ont été utilisés pour l'élaboration de Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux ou dans le cadre de suivi de cours d'eau sans lien direct et explicite avec la conception de programmes d'action.

Aujourd'hui se pose la question de la difficulté de renseigner l'état et l'évolution de certaines masses d'eau dans le cadre de la procédure de l'évaluation du bon état imposé par

la Directive Cadre sur l'Eau. Il serait intéressant de pouvoir simuler les données qui font parfois défaut.

Il est important aujourd'hui de caractériser et d'évaluer au moins certaines utilisations de ces modèles afin de mieux comprendre comment peuvent être pensés l'état des territoires et leurs devenir dans leurs bassins et leurs corridors hydro-écologiques.

Le bloc 1 est structuré en deux temps et repose sur un travail de thèse (direction Deroubaix, Bonhomme)

1 - Retour vers le passé : les pratiques de (co-)développement des modèles du PIREN-Seine

Des entretiens exploratoires seront préalablement menés afin d'identifier les modèles utilisés pour :

- la planification à l'échelle des bassins ou des sous-bassins (simulation du fonctionnement du milieu au regard des problèmes identifiés pour dimensionnement des actions),
- l'évaluation des programmes d'action (ou tout au moins pour la production de données simulées permettant d'évaluer l'état des masses d'eau),
- la gestion au quotidien et l'optimisation des infrastructures (réseaux et stations d'épuration).

Nous procéderons ensuite à l'examen des archives des producteurs et des utilisateurs de modèles - sachant que la distinction entre les deux catégories a tendance à s'estomper - et à une série d'entretiens complémentaires. Ces entretiens et ce travail documentaire ont pour objectif de répondre aux questions suivantes :

- Quelles opérations de sophistication ou de simplification ont été nécessaires à un "bon" usage des modèles ? A-t-on décidé d'ajouter (ou de supprimer) des variables dans les modèles ?
- Quelles opérations de validation des modèles ont été entreprises et par qui ? Par les scientifiques seuls ou en partage avec les gestionnaires ?
- Quelles opérations de calage des modèles ont été entreprises et par qui ?
- Sur combien de variables les modèles ont-ils été validés ? Dans quel cas peut-on parler d'équifinalité concernant la calibration des paramètres ?
- Quelle évaluation de la performance des modèles a été conduite ? Sur quels critères ? Quels objectifs ou quels indicateurs de performance ? Quelle connaissance partagée des incertitudes sur les différentes variables présentes dans les modèles ? Quel impact de ces incertitudes sur la présentation des sorties de modèles ?

2 - Impacts des modèles dans les démarches de planification et les choix d'action pour la gestion des milieux aquatiques

Une seconde série d'entretiens sera conduite avec les utilisateurs de modèles et ceux qui mobilisent les résultats de ces modèles dans la construction des problèmes, les plans d'action et les programmes de gestion.

Il s'agit ici d'entrer dans l'analyse concrète des processus de planification et de la construction des scénarios à modéliser. Qui décide des scénarios à modéliser ? Comment les développeurs de modèles et les opérationnels techniciens fabriquent-ils de la confiance sur les données d'entrée et de sortie des modèles ? Comment s'entendent-ils sur les marges d'incertitudes acceptables ? Comment les élus retraduisent-ils les résultats de modèles dans la justification de leurs choix d'action ?

Bloc 4 : Construction de la qualité de demain -- Gaëlle Tallec et Catherine Carré

L'objectif de ce bloc est de savoir comment intégrer les résultats des scénarios de l'axe 1 et 2 vers une prise de décision, tel qu'un futur SDAGE.

Les axes 1 et 2 ont pour horizon la scénarisation du territoire et des corridors hydro-écologiques du bassin de la Seine, toujours au regard des aménagements et des programmes de mesures. Toutefois, alors que le principal objet d'étude de l'axe 2 reste le corridor hydro-écologique, l'axe 1 se préoccupe du territoire de la Seine à travers une vision plus large, voir globale. Ces deux approches, «ascendante et descendante», doivent se rejoindre autour des scénarisations qui seront proposées au terme de la phase 7 pour construire une vision partagée et mobiliser cette vision pour la prise de décision. Ce bloc doit permettre la mise en place d'ateliers inter-axe et vérifier les compatibilités des scénarios.

Ce consensus autour des résultats de la phase 7 nécessite de travailler également sur la question de l'évaluation des modèles et des scénarios prospectifs. Depuis toujours l'évaluation des résultats des modèles et la quantification de leur efficacité de prédiction est une question autant scientifique qu'opérationnelle. Si ce bloc ne prétend pas répondre à cette question il doit donner la clé des pratiques de chacun, un kaléidoscope des gains attendus : par exemple, comment quantifions-nous les gains des scénarios ? Les gains d'une opération en lien avec mesure-modèle-objectif ?

Structuration du bloc

4.1 Cartographie des différentes visions des gains attendus des modèles et des scénarios

Il s'agit ici d'établir une cartographie des différentes visions, du point de vue des chercheurs autour de leur discipline respective, du point de vue des opérationnels autour de leurs objectifs respectifs, des gains attendus des modèles et des scénarios.

Par exemple, quels sont les résultats que l'on peut penser obtenir des modèles et scénarios que l'on construit ou utilise ? Comment vérifier ce que l'on a obtenu, par rapport aux résultats estimés ou attendus ? Peut-on préciser la notion de gain, selon que l'on estime les effets en termes de fonctionnement des corridors après l'aménagement, les gains sociaux (en termes de pratiques, de loisirs, de services écosystémiques...), les gains de gestion (le coût de la dépense et l'efficacité de cette dépense en termes de rapportage DCE et d'obligation de résultat) ? En quoi les évaluations à priori et à posteriori des opérations de restauration peuvent-elles être instrumentés à l'aide de modèles ? Que peut-on modéliser comme gains ?

Pour cartographier ces différentes visions, des enquêtes auprès des chercheurs et des opérationnels seront effectuées. Elles seront suivies d'une analyse croisée des différents gains perçus, attendus et estimés des modèles et des scénarios, du point de vue scientifique et opérationnel.

4.2 Appropriation des scénarios prospectifs croisés

La cartographie posée lors de la première étape doit être la première pierre nécessaire à l'appropriation des scénarios croisés. Une restitution de ces visions auprès des chercheurs PIREN et auprès des opérationnels sera faite autour de plusieurs ateliers qui nous permettront d'analyser des convergences et divergences (point de vue des acteurs), des concordances et discordances (gain opérationnel du modèle).

L'organisation de ces ateliers, réunissant uniquement des scientifiques (e.g, échanges entre les axes 2 et 1) et/ou des opérationnels en fonction des sujets traités, pourront s'orienter autour de plusieurs séances possibles :

- Les incertitudes autour de l'opérationnalité des modèles
- Étude de sensibilité des modèles

- Méthodologie de récupération des données Haute fréquence
- Prose : variable sédiment, éléments physico chimiques pour la biologie
- Rive : étude du modèle
- De quel modèle et de quel degré de sophistication a-t-on vraiment besoin (statistiques / déterministe)

4.3 Mobilisation et partage des différentes visions pour la prise de décision

L'ensemble des ateliers organisés précédemment nous permettra de préparer les séances communes de travail dont l'objectif sera la mise en place d'un appui scientifique et technique à la production de modèles et de scénarios. Ce « label qualité PIREN Seine » devra répondre aux usages des modèles et scénarios. Quels éléments, information, gains peuvent-ils en ressortir ? Avec quels engagements d'utilisation des modèles dans la planification des actions par les opérationnels ?

Bibliographie

Agence de l'eau Artois-Picardie, 2007. *Annuaire de la qualité des eaux superficielles du bassin Artois-Picardie - Données 2007- 2ème partie : Les différents systèmes d'évaluation de l'état des eaux*, p. 42-59.

Agence de l'eau Seine-Normandie, 2014. *La qualité des rivières et des nappes sur le bassin de la Seine*, 36 pages.

Agence de l'eau Seine-Normandie, 2012. *Bilan 2010 de la surveillance de l'état des eaux du Bassin-seine-normandie*, 44 pages.

Agence de l'eau Seine-Normandie, 2010. *La surveillance et l'état des milieux aquatiques du bassin Seine-Normandie*, 33 pages.

Allain, Sophie, 2001. Les schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) : une procédure innovante de planification participative de bassin. *Géocarrefour*, 2001, Vol. 76, Numéro 76-3, p. 199-209.

Andrieu, Hervé, Tassin, Bruno, Barraud, Sylvie, 2010. Hydrologie Urbaine ou comment rendre l'eau transparente dans la ville. Coutard, Olivier, Lévy, Jean-Pierre (Ed.), *Ecologies urbaines*. Economica/Anthropos, p. 130 - 141.

Arama, Yannick, Kervarec, Fabienne, Verena, MattheiB, 2009. Gestion concertée de l'environnement : Itinéraire vers des engagements volontaires forcés. *VertigO*, Vol. 9, n°1.

Arnstein, Sherry, 1969. A Ladder of Citizen Participation. *Journal of the American Planning Association*, Vol. 35, p. 216-224),

Aubriot, Olivia, Riaux, Jeanne, 2013. Savoirs sur l'eau : les techniques à l'appui des relations de pouvoir ? *Autrepart* 2/2013, n° 65, p. 3-26.

Badouard, Romain, 2012. Faire participer. Un enjeu de légitimité pour l'Union européenne. *Participations*, 2012/2 n° 3, p. 207-218.

Barbier, Remi, Riaux, Jeanne, Barreteau, Olivier, 2010. Science règlementaire et démocratie technique. *Natures Sciences Sociétés* 18(1), p. 14-23.

Barbier, Rémi, Larrue, Corinne, 2011. Démocratie environnementale et territoires : un bilan d'étape. *Participations*, 2011/1, n° 1, p. 67-104.

Barles, Sabine, 1999. *La ville délétère : médecins et ingénieurs dans l'espace urbain XVIII-XX siècles*. Seyssel Champ Vallon, 373 pages.

Barnaud, Cécile, 2013, La participation, une légitimité en question. *Natures, Sciences et Sociétés*, 21, p. 24-34.

Barone, Sylvain, Bouleau, Gabrielle, 2011. La directive-cadre sur l'eau et ses traductions : que nous apprennent les sites « innovants » ? *Pôle Sud*, 2011/2, n° 35, p. 43-58.

Barraqué, Bernard, 2007. Les agences de l'eau et le contexte de la régionalisation. *Responsabilité et environnement*, n° 46, p. 73-80.

Barraqué, Bernard, 2005. Évolution des normes sanitaires et environnementales de l'eau urbaine. *Colloque de l'observatoire universitaire de la ville "Développement urbain durable, gestion des ressources, gouvernance"*, Repenser le territoire : un dictionnaire critique, Lausanne, 9 pages.

Barraqué, Bernard, 2000. Assessing the Efficiency of Economic Instruments: Reforming the French Agences de l'Eau. Andersen M. S., Sprenger R.-U. (dir.), *Market-based*

instruments for environmental management : Politics and institutions. Northampton, MA USA, Edward Elgar Publishing Limited, p. 215-230.

Barraqué, Bernard, 1999. Le Ministère de l'Environnement et les Agences de l'Eau. Lascoumes Pierre (dir.) *Instituer l'environnement, Vingt-cinq ans d'administration de l'environnement*. L'Harmattan, Logiques Politiques, p. 103-127.

Barraqué, Bernard, 1995. Les politiques de l'eau en Europe. *Revue française de science politique*, n°3, p. 420-453.

Barraqué, Bernard, Viavettene, Christophe, 2009. Eau des villes et eau des champs : vers des accords coopératifs entre services public et agriculteurs ? *Economie rurale*, p. 5-20.

Bavoil-Mercadier, Mathilde, Bour, Claire, Etienne, Charles, Howarth, Lucy, Sotelo, Mireille, Wendling, Alban, 2013. *Les DDT face au risque ruissellement*. Etude réalisée dans le cadre du Master Développement Durable Management Environnemental et Géomatique, Université Paris 1 Panthéon Sorbonne pour la Direction Générale à la Prévention des Risques, 47 pages.

Béal, Vincent. 2012. Résoudre les tensions entre généralisation et singularité par l'écriture comparative ? *Revue internationale de politique comparée*, 2012/1 vol. 19, p. 39-59.

Bedu, Clemence, 2010. *Quand une citadelle technique se (sou)met à l'épreuve de « l'impératif délibératif »*. Récit et analyse pragmatique d'une procédure de type « mini public » dans le domaine de l'eau potable. Humanities and Social Sciences. UNISTRA, 2010. French. <tel- 00593368>

Bellanger, Emmanuel, Pineau, Eléonore, 2010. *Assainir l'agglomération parisienne, histoire d'une politique publique interdépartementale (XIX^e-XX^e siècles)*. Les Éditions de l'Atelier, 352 pages.

Beuret, Jean-Eudes, Cadoret, Anne, 2007. *Ensemble pour Gérer le Territoire : 300 projets à la loupe*. Rapport final, Fondation de France, Paris, 216 pages + annexes.

Beuret, Jean-Eudes, Cadoret, Anne, 2008. Ensemble pour gérer le territoire : quand l'initiative locale complète ou corrige l'action publique. Colloque de l'ASRDLF *Territoires et action publique territoriale : nouvelles ressources pour le développement régional*, Aug 2008, Rimouski, Canada. pp.1-17. <hal-00767195>

Blanc, Nathalie, Estèbe, Philippe, 2003. Géographie et politique : le face à face. *Écologie politique* 27, p. 79-89.

Bocarrossa, Alessandra. *La qualité de eaux de surface : principes d'action et représentations régionalisées à l'épreuve des bassins de Loire Bretagne (1964-2010)*, thèse en cours, Université Rennes 2.

Bonin, Sophie, 2007. Fleuves en ville : enjeux écologiques et projets urbains. *Strates : matériaux pour la recherche en sciences sociales*, n° 13, p. 185-197.

Bouleau, Gabrielle, 2013a. Pollution des rivières : mesurer pour démoraliser les contestations. Des plaintes des pêcheurs aux chiffres des experts. C. Bonneuil, C. Pessis et S. Topçu, (coord). *Une autre histoire des "Trente Glorieuses". Modernisation, contestations et pollutions dans la France d'après-guerre*. Paris, La Découverte, p. 211-229.

Bouleau, Gabrielle, 2013b. *Vers une sociologie politique des sciences ? Le bon état des eaux : sociologie politique de l'écologie fluviale française et européenne (1960-2010)*, Congrès AFSP Paris 2013 ST 20 / <http://www.afsp.info/congres2013/st/st20/st20bouleau.pdf>

Bouleau, Gabrielle, 2008. *Les territoires de la métrologie environnementale. L'exemple de la qualité des rivières en France*. Colloque Terrains communs, regards croisés, EHESS,

Paris, France 2008.

Bouleau, Gabrielle, 2006. Les débats sur la qualité de l'eau : comment les données peuvent devenir des indicateurs. *Ingénieries*, n°47, p. 29-35.

Bouleau, Gabrielle, Pont, Didier, 2014. Les conditions de référence de la directive cadre européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages. *Natures Sciences Sociétés*, n°22, p. 3-14.

Bouleau, Gabrielle, Fernandez, Sara, 2012. La Seine, le Rhône et la Garonne : trois grands fleuves et trois représentations scientifiques. Gautier, D., Benjaminsen, T. (dir), *L'approche Political Ecology : Pouvoir, savoir, environnement*, Quae, pp. 201-218.

Bouleau, Gabrielle, Argillier, Christine, Souchon, Yves, Barthelemy, Carole, Babut, Marc, 2009. How ecological indicators construction reveals social changes - The case of lakes and rivers in France, *Ecological Indicators* 9, p. 1198–1205.

Bouleau, Gabrielle, Richard Sophie, 2008. *Les lois sur l'eau à la lumière de la directive cadre. Evolution récente de la réglementation française de l'eau*. Paris, Editions de l'Engref, 15 pages.

Bouleau, Gabrielle, Lunet de Lajonquière, Yves, 2007. Efficience et obligation de résultats : quelles leçons tirer de la politique points noirs de l'agence Seine-Normandie menée de 1987 à 1991 ? *La Houille Blanche* n°3, 6 pages.

Bouleau, Gabrielle, Barthelemy, Carole, 2007. Les demandes sociales de restauration des rivières et leurs traductions scientifiques et politiques. *Techniques - Sciences - Méthodes*, 2007, p. 68 - 76.

Bourblanc, Magalie, 2011. Des instruments émancipés » La gestion des pollutions agricoles des eaux en Côtes-d'Armor au prisme d'une dépendance aux instruments (1990-2007). *Revue française de science politique*, 2011/6 Vol. 61, p. 1073-1096.

Brédif, Hervé, 2008. La qualité comme moyen de repenser le développement durable d'un territoire. *EspacesTemps.net*, textuel, [En ligne] URL : <http://espacestemp.net/document5213.html>.

Brédif, Hervé, Carré, Catherine, 2009. Réussir l'autonomisation des acteurs afin de réduire la vulnérabilité à l'inondation : premiers résultats d'un processus engagé par le département des Hauts-de-Seine. Anne Peltier, and Sylvie Becerra (Eds.) *Risques et environnement : recherches interdisciplinaires sur la vulnérabilité des sociétés*. L'Harmattan, p. 495-511.

Brown Rebekah, Keath, Neil, Wong, Tony, 2008. *Transitioning to Water Sensitive Cities: Historical, Current and Future*, [En ligne] http://www.researchgate.net/publication/228344384_Transitioning_to_water_sensitive_cities_historical_current_and_future_transition_states

Brun, Alexandre, 2010. Les contrats de rivière en France : enjeux, acteurs et territoires. *Les Cahiers de droit*, vol. 51, n° 3-4, p. 679-704.

Brun, Alexandre, 2009, Gestion de l'eau en France. *Économie rurale*, vol. 309, p. 4-8.

Brun, Alexandre et Frédéric Lasserre (dir.), 2006. *Les politiques de l'eau. Grands principes et réalités locales*. Québec, Presses de l'Université du Québec, 438 pages.

Callon, Michel, Lascoumes, Pierre, Barthe, Yves, 2001. *Agir dans un monde incertain, essai sur la démocratie technique*, Seuil, 358 pages.

Carr, Edward R., Wingard, Philip M., Yorty, Sara C., Thompson, Mary C., Jensen, Natalie K., Roberson, Justin, 2007. Applying DPSIR to sustainable development. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, vol°14, p. 543-555.

Carré, Catherine, 2014. Le retour d'expérience d'une gestion urbaine de temps de pluie : quelle prise en compte du ruissellement dans l'urbanisme ? Scarwell Helga Jane, Schmitt

- Guillaume, Salvado Pierre-Gil (dir.), *Urbanisme et inondation : outils de réconciliation et de revalorisation*. Éditions du Septentrion, p. 149-179.
- Carré, Catherine, 2013a. Le transport fluvial de marchandise peut-il cohabiter avec d'autres usages ? L'évolution des usages de la Seine dans l'agglomération parisienne. Antoine Beyer et Jean Debrie (dir.) *Les métropoles fluviales Concilier aménagement et développement logistique pour un développement urbain durable*. Édition L'œil d'or, p. 211-221.
- Carré, Catherine, 2013b. Quand le patrimoine doit composer avec le tourisme : les réseaux d'eau et d'assainissement. *Bulletin de l'association de géographes français*, p. 232-248.
- Carré, Catherine, 2013c. Le « modèle » Belgrand d'assainissement pour Paris confronté à sa mise en place dans la banlieue parisienne (1900-1950). Deutsch, Jean-Claude (dir.), *L'eau pour la ville, eaux des villes, Eugène Belgrand -XIXe - XXIe siècle*. Presses des Ponts, p. 142-154.
- Carré, Catherine (dir.), 2010. *Les petites rivières urbaines d'Île-de-France*, Agence de l'Eau Seine-Normandie, 88 pages, [En ligne] http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/webfm_send/1008
- Carré C., 2008, *Les transformations de la consommation d'eau à partir des pratiques des récupérateurs utilisateurs d'eau de pluie*, FP2E, 54 Pages.
- Carré, Catherine, 2006. Les évolutions en France dans la théorie et les pratiques d'une gestion territoriale du risque : l'application au cas des inondations. *Annales de Géographie*, n° 648, p.133-153.
- Carré, Catherine, 2003. Les ressources en eau des grandes villes françaises : de l'approvisionnement aux rejets. *L'information géographique*, p. 151-164.
- Carré, Catherine, 2002a. Temps et systèmes spatiaux : l'assainissement dans l'agglomération parisienne. *L'Espace géographique*, n°3, p. 227-241.
- Carré, Catherine, 2002b. L'intégration des eaux pluviales en milieu urbain dense. *Études foncières*, n° 96, p. 30-34.
- Carré, Catherine, 2001. *L'assainissement et la ville, le cas de l'agglomération parisienne ou la ville dessus-dessous*. Thèse, Université Paris 4, 402 pages (+annexes).
- Carré, Catherine, Mouchel, Jean-Marie, Servais, Pierre. Le raccordement à l'égout des matières de vidange de la banlieue parisienne : gestion et impacts sur la Seine. Lestel Laurence et Carré Catherine (dir.), *Comment les métropoles ont sacrifié leurs rivières : Berlin, Bruxelles, Milan et Paris (1850 – 2010)*, à paraître (22 pages).
- Carré, Catherine, Deutsch, Jean-Claude, 2015. *L'eau dans la ville*. Éditions de l'Aube, 320 pages.
- Carré, Catherine, Haghe, Jean-Paul, Pivano, Cyril, Becu, Nicolas, de Coninck, Amandine, Deroubaix, José-Frédéric, Le Pichon, Céline, Flipo, Nicolas, Tallec, Gaelle, 2014. How to integrate scientific models to switch from flood river management to multifunctional river management. *Journal of River Basin Management*, p. 231-249.
- Carré, Catherine, Haghe, Jean-Paul, 2013. What types of spatialization should be included in public management of urban waters? Reflections based on the Paris conurbation waterways. *Urban Environment*, vol. 7, 22 pages.
- Carré, Catherine, Lestel, Laurence, Winklhofer, Karin, 2012, Métropolisation et dégradation de la qualité des fleuves : quels constats pour quelles réponses ? Approche comparée de 1850 à 2010 de 4 métropoles Bruxelles, Berlin, Milan et Paris, Maurice Bernadet et Antoine Frémont (dir.), *Fleuve et territoire*. Macon, Institut de recherche du Val de Saône-Mâconnais.

- Carré, Catherine, Barraud, Sylvie, Desbordes, Michel, Deutsch, Jean-Claude, Guillon, Anne, Laplace, Dominique, Roux, Christian, Kovacs, Yves, 2010. Quelle maîtrise publique des eaux pluviales urbaines en France ? *Techniques Sciences Méthodes*, 2010 (6), p. 19-29.
- Carré, Catherine, Deroubaix, José-Frédéric, 2009. L'utilisation domestique de l'eau de pluie révélatrice d'un modèle de service d'eau et d'assainissement en mutation ? *Flux*, 2009, 76-77, pp. 26-37.
- Carré, Catherine, Deroubaix, José-Frédéric, Deutsch, Jean-Claude, Haghe, Jean-Paul, de Gouvello, Bernard, Belaïdi, Nadia, Charrier, Aude, 2009a. *La question de la qualité : Faire raisonner les usages urbains avec la qualité de l'eau des rivières et des milieux aquatiques. L'apport des enquêtes réalisées auprès des usagers, des riverains et des habitants de l'Orge aval*. Rapport PIREN-Seine, 41 pages, [En ligne] www.sisyphes.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/893
- Carré, Catherine, Deroubaix, José-Frédéric, Deutsch, Jean-Claude, Haghe, Jean-Paul, de Gouvello, Bernard, Belaïdi, Nadia, Charrier, Aude, 2009b. *Pratiques et DCE autour de l'Orge - Les indicateurs : un outil pour la gestion des petites rivières urbaines*. Rapport PIREN-Seine, 21 pages, [En ligne] http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/894
- Carré, Catherine, Deroubaix, José-Frédéric, Deutsch, Jean-Claude, Haghe, Jean-Paul, de Gouvello, Bernard, 2008. *Les enjeux des petites rivières urbaines franciliennes dans un travail de recherche interdisciplinaire ?* Rapport PIREN-Seine, 120 pages. [En ligne] http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/773
- Carré, Catherine, Chouli, Eleni, Deroubaix, José-Frédéric, 2006. Les recompositions territoriales de l'action publique à l'aune de la proximité. *Développement Durable et Territoires*, Dossier 7: Proximité et environnement, [En ligne] <http://developpementdurable.revues.org/document2674.html>
- Carré, Catherine, Chartier, Michèle, 2005. Une autre nature en ville: l'aménagement de la boucle nord des Hauts-de-Seine. *Mappemonde* n°78 (2-2005), [En ligne] <http://mappemonde.mgm.fr/num6/articles/art05207.html>
- Carré, Catherine, Chartier, Michèle, 2003. La sécheresse, un risque naturel pour les constructions. *Études foncières*, mai-juin 2003, n°103, pp. 21-27.
- Chapman, Deborah (Ed.), 1992, *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. University Press of Cambridge, 586 pages.
- Chemal, Kamel, 2015. *Etude du réseau de stations de mesure de l'AESN*. Mémoire de master 2 SAGE, Université Paris Est, 46 pages.
- Chocat, Bernard (dir.), 1997. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*, Éditions Lavoisier, 1136 pages.
- Christin, Didier, 2013. *Participation publique et gestions territoriales des eaux en France : vers de nouvelles formes d'implication de la société*. Thèse, AgroParisTech, 594 pages.
- Clerc, Pascal (dir.), 2012. *Épistémologie et histoire des savoirs sur l'espace*. Éditions A. Colin, 312 pages.
- ComMod, 2009. La posture d'accompagnement des processus de prise de décision. D. Hervé and F. Laloë (dir.), *Modélisation de l'environnement : entre natures et sociétés*. Versailles, Quae éditions, p. 71-89.
- Cosandey, Claude (dir.), 2003. *Les eaux courantes. Géographie et environnement*. Éditions Belin, 240 pages.
- Conseil d'État, 2010. *L'eau et son droit*. Rapport public Volume 2. La Documentation française, 580 pages.

- Cour des comptes, 2015. *Rapport public annuel, Les agences de l'eau et la politique de l'eau : une cohérence à retrouver*, p. 70-164.
- Coutard, Olivier, 2010. Services urbains : la fin des grands réseaux. Coutard, Olivier, Lévy, Jean-Pierre (Ed.), *Écologies urbaines*. Economica/Anthropos, p. 102-129.
- Coutard, Olivier, Jaglin, Sylvie, Rutherford, Jonathan, 2006. *Marchandisation des services en réseaux et fragmentation urbaine : une comparaison internationale (Paris, Londres, Stockholm, Le Cap)*. LATTS-ENPC, Rapport de recherche, PUCA, octobre 2006, 331 pages, en ligne.
- Coutard, Olivier, Pflieger, Géraldine, 2002. Une analyse du rôle des usagers dans le développement des services de réseaux en France. *Entreprises et histoire* 2002/3, n° 30, p. 136-152.
- Coutard, Olivier, Rutherford, Jonathan, 2013. Vers l'essor de villes « post-réseaux » : infrastructures, innovation sociotechnique et transition urbaine en Europe. Forest, J. et Hamdouch, A. (eds.), *L'innovation face aux défis environnementaux de la ville contemporaine*. Presses Polytechniques Universitaires Romandes, 29 pages.
- Daston, Lorraine, 2000. The coming into being of scientific objects. Daston, Lorraine (ed.), *Biographies of Scientific Objects*. University of Chicago Press, p. 1-15.
- Debarbieux, Bernard, 2004. De l'objet spatial à l'effet géographique. Debarbieux Bernard, Marie-Christine Fourny (dir.), *L'effet géographique. Construction sociale, appréhension cognitive et configuration matérielle des objets géographiques*. Publication de la MSH – Alpes, p. 11-32.
- Debrie, Jean, 2010. *Contribution à une géographie de l'action publique : le transport entre réseaux et territoires*. HDR, Volume 3 texte original, 209 pages.
- De Coninck, Amandine, 2015. *Faire de l'action publique une action collective. Expertise et concertation pour la mise en œuvre des continuités écologiques que les rivières périurbaines*. Thèse Université Paris Est. 750 pages.
- Delahaye, Emmanuelle, 2004. La dialectique des villes et du Rhône à l'aval de Lyon : des villes malgré le fleuve ? Urbanisation et contrainte fluviale. *Géocarrefour*, 79/1, p. 85-93.
- Deroubaix, José-Frédéric, Carré, Catherine, Chouli, Eleni, Deutsch, Jean-Claude, 2010. Hydrologie urbaine : vers une mondialisation des bonnes pratiques locales. Graciela Schneier-Madanés (dir.), *L'Eau mondialisée : la gouvernance en question*. La Découverte, p. 237-251.
- Deroubaix, José-Frédéric, 2003. *Vers une gestion intégrée de l'eau ? Contribution à une sociologie de la bureaucratie scientifique dans le gouvernement des milieux aquatiques*. Thèse de Doctorat, ENPC, 532 pages.
- Descola, Philippe, 2005. *Par delà nature et culture*. Gallimard, 623 pages.
- Descola, Philippe, 2011. *L'écologie des autres, l'anthropologie et la question de la nature*. Editions Quæ, 110 pages.
- Desrosières, Antoine, 2014. *Prouver et gouverner, Une analyse politique des statistiques publiques*. La découverte, 285 pages.
- Di Méo, Gui, 2008. Une géographie sociale entre représentations et action. *Montagnes méditerranéennes et développement territorial*, 23 (Numéro Spécial Représentation, Action, Territoire), p. 13-21.
- Douglas, Mary, 2004. *Comment pensent les institutions*, traduction par Anne Abeillé. Paris la Découverte, 224 pages.

- Douillet, Anne-Cécile, Faure, Alain, Halpern, Charlotte, Leresche, Jean-Philippe (dir.), 2012. *Action publique locale dans tous ses états : différenciation et standardisation*. Paris, L'Harmattan, 353 pages.
- DREAL Bretagne, 2015. *Suivi de la qualité des cours d'eau dans les bassins versants, Protocole régional de suivi de la qualité des eaux et des milieux aquatiques dans les bassins versants bretons*, avril 2015, 50 pages.
- Dubois, Vincent, 2009. L'action publique. Antoine Cohen, Bernard Lacroix et Philippe Ruitort (dir.), *Nouveau manuel de science politique*. Paris, La Découverte, p. 311-332.
- Dupont, Nadia. 2012. *Quand les cours d'eau débordent : les inondations dans le bassin de la Vilaine du XVIII^e siècle à nos jours*. Rennes : PUR, 267 pages.
- Dupuy Claire, 2012 « Ce que la comparaison qualitative de politiques infranationales fait aux débats théoriques », *Revue internationale de politique comparée*, 2012/2 Vol. 19, p. 121-139.
- Dupuy, Gabriel, Knaebel, Georges, 1982. *Assainir la ville, hier et aujourd'hui*. Paris, Dunod, 92 pages.
- Duran, Patrice, Thoenig, Jean-Claude. 1996. L'État et la gestion publique territoriale. *Revue française de science politique*, n°4, p. 580-623.
- Epstein, Renaud, 2005. Gouverner à distance : quand l'État se retire des territoires. *Esprit*, p. 96-111.
- Esculier, Fabien, 2014. *Note de synthèse au conseil scientifique de l'Agence de l'eau Seine-Normandie*, 31 octobre 2014, 8 pages.
- ESO, 2008. Peut-on parler d'un tournant actoriel ? *ESO Travaux et Documents*, n° 27. http://eso.cnrs.fr/TELECHARGEMENTS/revue/ESO_27/atelier_acteurs.pdf
- Etienne, Michel, 2009. Co-construction d'un modèle d'accompagnement selon la méthode ARDI : guide méthodologique. <http://cormas.cirad.fr/pdf/guideARDI.pdf>
- Euzen, Agathe, Haghe, Jean-Paul, 2005. *Qu'est-ce qu'une bonne eau à boire? Évolution des perceptions de l'eau de boisson du XVII^e au XXI^e siècle, le cas de la ville de Paris*, 4th IWhA conference - Water and Civilization - Paris, France, 1- 4 Décembre 2005.
- Evrard, Carole, 2006. *Les agences de l'eau. Entre recentralisation et décentralisation*. Paris, L'Harmattan, 275 pages.
- Farinetti, Aude, 2012. *La protection juridique des cours d'eau*. Éditions Johanet, 1124 pages.
- Faure, Alain, Leresche, Jean-Philippe, Muller, Pierre, Nahrath, Stephane, (2007) *Action publique et changements d'échelles : les nouvelles focales du politique*. L'Harmattan, 380 pages.
- Féré, Cécile, Scherer, Franck, 2010. L'eau urbaine après le réseau ? Villes du Liban et des nouveaux Länder allemands, Graciela Schneier-Madanes (dir.), *L'eau mondialisée. La gouvernance en question*. Paris, La Découverte, p. 403-417.
- Fernandez, Sara, Bouleau, Gabrielle, Treyer, Sébastien, 2014, Bringing politics back into water planning scenarios in Europe. *Journal of Hydrology*, vol. 518, p. 17-27.
- Fernandez, Sara, Bouleau, Gabrielle, Treyer, Sébastien, 2011. Reconsidérer la prospective de l'eau en Europe dans ses dimensions politiques. *Développement durable et territoires* [En ligne] <http://developpementdurable.revues.org/9124>
- Florentin, Dominique, 2013. Réduire pour durer. Surdimensionnement et transformation infrastructurelle : les réseaux techniques face aux défis des consommations diminuées (eau, assainissement, chaleur urbaine), Laurent Beauguitte (coord.), *Les réseaux dans le*

- temps et dans l'espace*. Actes de la deuxième journée d'étude du groupe fmr, p. 19-30.
- Flory, Jean-Claude, 2003. *Les redevances des agences de l'eau*. Rapport au Premier Ministre, 180 pages.
- Fontaine, Joseph, Hassenteufel, Patrick (Ed.), 2002. *To change or not to change : les changements de l'action publique à l'épreuve du terrain*, p. 9-29.
- Fresso, Jean-Baptiste, 2012. *L'Apocalypse joyeuse, une histoire du risque technologique*. Le Seuil, 320 pages.
- Fresso, Jean-Baptiste, 2013. L'apocalypse et l'anthropocène. *Vacarme* 65, p. 202-233.
- Frioux, Stéphane, 2009. *Les réseaux de la modernité, amélioration de l'environnement et diffusion de l'innovation dans la France Urbaine (fin XIX^e siècle - années 1950)*. Thèse Lyon.
- Gerardot, Claire, 2004. Les élus lyonnais et leurs fleuves : une reconquête en question. *Géocarrefour*, Vol. 79/1, p. 75-84.
- Germaine, Marie-Anne, Barraud, Regis, 2013. Les rivières de l'Ouest de la France sont-elles seulement des infrastructures naturelles ? Les modèles de gestion à l'épreuve de la DCE. *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 21, n°4, p. 373-384.
- Ghiotti, Stéphane, 2007. *Les territoires de l'eau : gestion et développement en France*. Éditions du CNRS, collection Espaces et Milieux. 246 pages.
- Ghiotti, Stéphane, 2010. Le "Bon état écologique des eaux" pour 2015 une ambition qui bouscule la gestion des territoires. Graciela Schneier-Madanés (dir.), *L'eau mondialisée : la gouvernance en question*. Paris, La Découverte, p. 143-159.
- Ghorra-Gobin, Cynthia, 2010. Les aménagements urbains à l'heure de la transition : composer avec les choix techniques antérieurs tout en réinterprétant la ville. *L'empreinte de la technique. Ethnotechnologie prospective*. Colloque de Cerisy. Édition L'harmattan, p. 273-287.
- Ghorra-Gobin, Cynthia, 1999. *La démarche comparative en sciences sociales. Esquisse pour un débat sur la méthode et les objectifs à partir de trois projets MOST menés au sein d'un réseau international de chercheurs*. UNESCO, document de travail.
- Girard, Sabine, 2014. Les ressorts territoriaux de la gestion de l'eau : le cas de la Drôme (1980-2013). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 20 | Décembre 2014, mis en ligne le 15 décembre 2014.
- Girard, Sabine, Rivière-Honegger, Anne, 2012. Les ressorts territoriaux de la gestion de l'eau sont-ils gages d'efficacité environnementale ? Analyse des dimensions territorialisées et territorialisantes des dispositifs de gestion des eaux dans la vallée de la Drôme (1980-2011). Pour et Sur le développement Régional " Les chemins du développement territorial ", Jun 2012, Clermont-Ferrand, France. PSDR, 20 pages <hal-00756504>
- Giraud, Olivier, 2012. L'analyse scalaire des régimes d'action publique en Europe : l'apport méthodologique des comparaisons infranationales. *Revue internationale de politique comparée*, 2012/2 Vol. 19, p. 15-36.
- Godelier Maurice, 1984. *L'idéal et le matériel. Pensée, économies, sociétés*. Champs Essais, Flammarion, 349 pages.
- Goeldner-Gianella, Lydie, Euzen, Agathe, Dorioz, Jean-Marie, 2015. Comparer des territoires : enjeux scientifiques et appui à l'action publique ? Programme "Eaux et Territoires", MEDDE, *Ouvrage de synthèse de fin de programme*.
- Goubert, Jean-Pierre, 1986, *La conquête de l'eau. L'avènement de la santé à l'âge industriel*. Robert Laffont, Paris, 302 pages.

- Gramaglia, Christelle, Babut, Marc, 2014. L'expertise à l'épreuve d'une controverse environnementale et sanitaire : la production des savoirs et des ignorances à propos des PCB du Rhône (France). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], <http://vertigo.revues.org/15067>
- Guengant, Alain, 2005. Des coûts d'urbanisation aux coûts de congestion des services publics locaux. Lacour, Claude, Perrin, Evelyne, Rousier, Nicole (coord.), *Les nouvelles frontières de l'économie urbaine*. Éditions de L'aube, p. 88-100.
- Gueranger, David. 2012. La monographie n'est pas une comparaison comme les autres » Les études de l'intercommunalité et leur territoire. *Terrains & travaux*, 2012/2 N° 21, p. 23-36.
- Guérin Schneider, Laetitia, 2011. Histoires des services publics d'eau potable et d'assainissement : entre stabilité et reconfiguration. Gabriel Bouleau, Guérin Schneider Laetitia (dir.), *Des tuyaux et des hommes, Les réseaux d'eau en France*. Édition Quae CNRS, p. 23-49.
- Guillon, Anne, Kovacs, Yves, Sepia-Conseils, Véolia, 2008. *Etude sur la pérennité des ouvrages de gestion des EP à la parcelle*, 15 pages
- Gumuchian, Hervé, Grasset, Eric, Lafarje, Romain, Roux, Emmanuel, 2003. *Les acteurs, ces oubliés du territoire*. Paris : Anthropos, coll. « Géographie », 186 pages.
- Haghe, Jean-Paul, 1998. *Les eaux courantes et l'État en France (1789-1919), du contrôle institutionnel à la fétichisation marchande*, Thèse de doctorat, Paris, École des Hautes Études en Sciences Sociales
- Hall, Peter A., 2006. Systematic Process Analysis: When and How to Use It. *European Management Review*, vol. 3, n°1, p. 24-31.
- Halleux Jean-Marie, Lambotte, Jean-Marc, Brück, Laurent, 2008. Étalement urbain et services collectifs : les surcoûts d'infrastructures liés à l'eau. *RERU*, p. 21-48.
- Halpern, Charlotte, Le Galès, Patrick, 2011. Pas d'action publique autonome sans instruments propres. Analyse comparée et longitudinale des politiques environnementales et urbaines de l'Union européenne. *Revue française de science politique*, 2011/1 Vol. 61, p. 51-78.
- Hellier, Emmanuelle, 2011. *Collectivités urbaines et gouvernance de l'eau*. Université de Rennes 2, Habilitation à Diriger des Recherches, 5 décembre.
- Hellier, Emmanuelle, Carré, Catherine, Dupont, Nadia, Laurent, François, Vaucelle Sandrine, 2009. *La France. La ressource en eau: usages, gestions et enjeux territoriaux*. Armand Colin, 309 pages.
- Hubert, Gilles, Deroubaix, José-Frédéric, 1999. Évaluation globale d'un outil de planification locale, le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux. *Aménagement et nature*. p. 55-62.
- Ingold, Alice, 2014. Rencontre autour des ouvrages *Anthropologie et eau(x)* et *Savoirs sur l'eau : techniques, pouvoirs* » : *nouvel intérêt ou changement de paradigme ?* Producteur Canal-U : CNRS – UPS2259 Campus de Villejuif, http://www.canal-u.tv/video/cnrs_ups2259/rencontre_autour_de_deux_ouvrages_sur_l_eau_eau_sciences_sociales_nouvel_interet_ou_changement_de_paradigme.15320
- Ingold, Alice. 2011. Gouverner les eaux courantes en France au XIXe siècle. Administration, droits et savoirs. *Annales HSS*, janvier-mars 2011, p. 69-104
- Jaglin, Sylvie, 2006. *Étalement urbain et services en réseaux : réflexions exploratoires dans quatre villes moyennes européennes (Bordeaux, Lausanne, Nantes, Stockholm)*.

- Consultation internationale PUCA Lieux, flux, réseaux dans la ville des services. Juillet 2006. Responsable scientifique Latts – UMR 8134, UPE.
- Jasanoff, Sheila, 1998, *The Fifth Branch. Science Advisers as Policymakers*. Harvard University Press, 320 pages
- Jasanoff, Sheila, 2004, *Idiom of coproduction in States of Knowledge. The co-production of science and social order*. London Routledge, 317 pages.
- Jasanoff, Sheila, 2010. *What is the regulatory science? Concept and history in United States and in Japan*. Interview with Professor Sheila Jasanoff, Chieko Kurihara, Takeo Saio, August 25, 2010, Tokyo, Japan, [en ligne] http://homepage3.nifty.com/cont/39_1/p167-80eng.pdf
- Jasanoff, Sheila, 2013. *Le droit et la science en action*, textes présentés et traduits par Olivier Leclerc. Dalloz, 208 pages
- Jegouzo, Yves. 2011. Le droit de l'urbanisme « grenellisé ». Yves Jegouzo (dir.), *Le Grenelle II commenté*. Édition Le Moniteur, p. 5-6.
- Laganier, Richard, Arnaud-Fassetta, Gilles (dir.), 2009. *Les géographies de l'eau. Processus, dynamique et gestion de l'hydrosystème*. Éditions L'Harmattan, 298 pages.
- Laganier, Richard, Villalba, Bruno, Zuindeau, Bernard, 2002. Le développement durable face au territoire: éléments pour une recherche pluridisciplinaire. *Développement durable et territoires*, Dossier 1 : Approches territoriales du développement durable, [en ligne] <http://developpementdurable.revues.org/774>
- Lascoumes, Pierre, Simard, Louis, 2011. L'action publique au prisme de ses instruments » Introduction. *Revue française de science politique*, 2011/1 Vol. 61, p. 5-22.
- Lascoumes, Pierre, Le Galès, Patrick (dir.), 2005. *Gouverner par les instruments*. Paris, Presses de Sciences Po, 371 pages.
- Lascoumes, Pierre, Le Bourhis, Jean-Pierre, 1998. Les politiques de l'eau : enjeux et problématiques. *Regards sur l'actualité* n°241, p. 33 - 41
- Lascoumes, Pierre. 2012, *Action publique et environnement*. Éditions PUF, 127 pages.
- Latour, Bruno, 1999. *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*. Paris, La Découverte (Armillaire), 382 pages.
- Latour, Bruno, 1991. *Nous n'avons jamais été moderne, essai d'anthropologie symétrique*. Paris, La découverte, 211 pages.
- Latour, Bruno, Le Bourhis, Jean-Pierre, 1995. *Donnez-moi de la bonne politique et je vous donnerai de la bonne eau... Rapport sur la mise en place des commissions locales de l'Eau*, Paris, CSI-ENSMP-DRAEI, 100 pages.
- Le Bourhis, Jean-Pierre, 1999. L'administration de l'environnement entre logiques verticale et transversale. La création des DIREN (1988-1992). Pierre Lascoumes (dir.), (1999), *Instituer l'environnement : 25 ans d'administration de l'environnement*. Paris, L'Harmattan, Logiques politiques, p. 131-149.
- Lehoucq, Christophe, Michaud, Anne-Cécile, Kovacs, Yves, Forestier, Ségolène, Bertrand, Charles, Carré, Catherine, Tassin, Bruno, 2013. Bilan et perspectives sur la gestion des eaux pluviales à la parcelle sur le territoire des Hauts-de-Seine. Points forts, réticences et axes d'amélioration. *TSM* n°6, p. 42-50.
- Le Marec, Yannick, 2000. « Construire leur accord » Ingénieurs des ponts et chaussées et paysans des îles dans l'estuaire de la Loire (XIXe-XXe siècles). *Genèses*, 2000/3, n° 40, p. 108-130
- Leloup, Fabienne, Moyart, Laurence, Pradella, Sébastien, 2007. Les échelles régionales

pour penser le territoire et la dépendance au sentier. Faure, Alain, Leresche, Jean-Philippe, Muller, Pierre, Nahrath, Stéphane (dir.), *Action publique et changements d'échelles : les nouvelles focales du politique*. L'Harmattan, p. 71-87.

Lepretre, Alain, 1993. Les traitements statistiques et cartographiques utilisés par les agences de l'eau dans le cadre des données techniques physico-chimiques. Etude inter-agences sur les traitements statistiques et graphiques utilisés par les 6 agences pour les données du RNB. Non paginé. [En ligne] www.eau-artois-picardie.fr/IMG/BaseDoc/aegis/1918/B%207777.pdf

Lestel, Laurence, Meybeck, Michel, Carré, Catherine, 2013. *De l'intérêt du temps longs, de l'interdisciplinarité et l'intercomparaison dans les études environnementales : les couples villes-rivières de Berlin, Bruxelles, Milan et Paris*, Rapport Complémentaire, Réponse à l'appel à projets 2010 du PIRVE, Analyse à long terme de la trajectoire de l'impact d'une mégapole sur son milieu aquatique au cours de son développement Exemple de Paris 1850-2000. Comparaisons Berlin, Bruxelles, Milan.

Lestel, Laurence, Cuif, Marion, Hagenmuller, Pascal, Labbas, Meriem, Carré Catherine, 2013. La transaction comme régulation des déversements industriels en rivière, le cas de la Seine-et-Marne au XXe siècle. Thomas Le Roux et Michel Letté (dir.) *Débordements industriels, Environnement, territoire et conflit XVIIIe - XXIe siècle*. Rennes PUR, p. 225-247.

Levrault, Anne-Marie, 2013. *Rapport d'évaluation CIMAP*, juin 2013.

Lorrain, Dominique, Poupeau, Franck, 2014. Ce que font les protagonistes de l'eau » Une approche combinatoire d'un système sociotechnique. *Actes de la recherche en sciences sociales*, 2014/3, n° 203, p. 4-15.

Lorrain, Dominique, 2002. Gig@city L'essor des réseaux techniques dans la vie quotidienne. *Flux* n° 47 Janvier- Mars 2002, p. 7-19.

Lorrain, Dominique, 2003. Gouverner « dur-mou » : neuf très grandes métropoles. *Revue française d'administration publique*, 107, p. 447-454.

Lorrain, Dominique, 2008. Les institutions de second rang », Introduction à un numéro spécial « Gestion de l'eau : conflits ou coopération ? *Entreprises et histoire*, 50, p. 6-18.

Loupsans, Delphine, Gramaglia, Christelle, 2011. L'expertise sous tensions. Cultures épistémiques et politiques à l'épreuve de l'écriture de la DCE. *L'Europe en formation*, automne, p. 87-114.

Loupsans, Delphine, 2013. L'influence normative de l'OCDE sur la Directive-cadre européenne sur l'eau (DCE). *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne] <http://vertigo.revues.org/14377>

Lussault, Michel, 2010. Ce que la géographie fait au(x) monde(s). *Tracés* 3/2010 (n°HS-10), p. 241-251.

Marchand, Michel, 2013. *L'océan sous haute surveillance. Qualité environnementale et sanitaire*. Éditions Quae, 223 pages.

Massardier, Gilles, 2003, *Politiques et actions publiques*. Paris, Armand Colin, 302 pages.

McFalls, Laurent, avec la collaboration de Nicolas Liorzou, Julie Perreault, et Anca Mot, 2006. *Construire le politique. Contingence, causalité et connaissance dans la science politique contemporaine*. Éditions des Presses de l'Université Laval. 319 pages.

MEDDE, 2012, *Guide technique. Évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)*, 82 pages.

Mermet, Laurent, 2009. La négociation comme mode de composition dans les systèmes d'action complexes. *Négociations*, 2009/2, n° 12, p. 119-130.

- Meybeck, Michel, 2005. Looking for water quality. *Hydrological Processes*, 19, 1, p. 331-338.
- Meybeck, Michel, Lestel, Laurence, Bonté, Pierre, Moilleron, Régis, Colin, Jean-Louis, Rousselot, Olivier, Hervé, Daniel, de Ponteveys, Claire, Grosbois, Cécile, Thévenot, Daniel, 2007. Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). *Sciences of Total Environment*, 28 pages.
- Meybeck, Michel, Vogler John, Moatar Florentina, Duerr Hans, Laroche L. Lachartre L, 2004, *Work package 5.1 Analysis of temporal variability in river systems*. EUROCAT (EUROpean CATchments. Catchment changes and their impact on the coast), 90 pages.
- Micoud André, 2000. Entre Loire et Rhône, ou comment les objets naturels peuvent faire du lien. Micoud André, Peroni Michel (dir.) *Ce qui nous relie*. Paris, Éditions de l'Aube, p. 227-240.
- Moatar, Florentina, Meybeck, Michel, Raymond, Sebastien, Birgand, François, Curie, Florence, 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behavior. *Hydrological processes*, 27, p. 3535-3546.
- Moatar, Florentina, Meybeck, Michel, Raymond, Sebastien, Coynel, Alexandra, Ludwig Wolfgang, Mano, Vincent, Nemery, Julien, Poirel, Alain, Etcheber, Henri, Crouzet, Philippe, 2008. Evaluation des flux de MES à partir des suivis discrets: méthodes de calcul et incertitude. *La Houille Blanche*, n°4, p. 64-71.
- Molle, François, 2008a. *Water, politics and river basin governance: repoliticizing approaches to river basin management*. [En ligne] <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010044928>
- Molle, François, 2008b. Nirvana concepts, narratives and policy models: Insights from the water sector. *Water Alternatives* 1(1).
- Mormont, Marc, Mougenot, Catherine, Dasnoy, Christine, 2006. La participation composante du développement durable : quatre études de cas. *VertigO*, Vol.7, n°2.
- Mouchel, Jean-Marie, Boet, Philippe, Hubert, Gilles, Guerrini, Marie-Claire, 1998. Un bassin et des hommes : une histoire tourmentée. Meybeck Michel, de Marsily, Ghislain et Fustec, Eliane (dir.) *La Seine en son bassin, fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Elsevier, p. 77-125.
- Muller, Pierre, 1995. Les politiques publiques comme construction d'un rapport au monde, Faure, Alain, Pollet, Gilles, Warin, Philippe (dir.) *La construction de sens dans les politiques publiques. Débats autour de la notion de référentiel*. L'harmattan, p. 153-179.
- Muller, Pierre, 2000, Esquisse d'une théorie du changement dans l'action publique. Structures acteurs et cadres cognitifs, *Revue française de science politique*, p. 189-208.
- Muller, Pierre, 2013. *Les politiques publiques*. Paris, Presses PUF « Que sais-je ? », 128 pages.
- Muxart, Tatiana, Blandin, Patrick, Friedberg, Claudine, 1992. Hétérogénéité du temps et de l'espace : niveaux d'organisation et échelles spatio-temporelles. Marcel Jollivet (dir.) *Science de la nature, sciences de la société : Les passeurs de frontières*. Éditions du CNRS, p. 403-425.
- Narcy, Jean-Baptiste, 2004. *Pour une gestion spatiale de l'eau. Comment sortir du tuyau ?* Bruxelles, P.I.E – Peter Lang, coll. Ecolpis, n°4.
- Narcy, Jean-Baptiste, 2013. *Regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques de l'eau*. MEDDE, 152 pages.

- Nay, Olivier, Smith, Andy, 2002. *Le gouvernement du compromis. Courtiers et généralistes dans l'action publique*. Paris, Economica, 237 pages.
- Nicolazo, Jean-Louis, Redaud Jean-Luc, 2007. *Les agences de l'eau, quarante ans de politique de l'eau*. Johanet, 370 pages.
- Notte, Olivier, Salles, Denis, 2011. La prise à témoin du public dans la politique de l'eau. La consultation directive-cadre européenne sur l'eau en Adour-Garonne. *Politique européenne*, 2011/1 n° 33, p. 37-62.
- Oberdorff, Thierry, Pont, Didier, Hugueny, Bernard, Belliard, Jérôme, Thomas, Romuald, Porcher, Jean-Pierre, 2002. Adaptation et validation d'un indice poisson pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau français. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, vol. 365/366, p. 405-433.
- Offner, Jean-Marc, 2006. Les territoires de l'action publique locale. Fausses pertinences et jeux d'écart. *Revue française de science politique*, 56 (1), p. 27-47.
- Offner, Jean-Marc, 2003. Les réseaux techniques, une politique du lien territorial. Musso Pierre (dir.), *Réseaux et société*. PUF, p. 171-184.
- Offner, Jean-Marc, 1993. Le développement des réseaux techniques. *Flux* n°13/14, p. 11-18.
- Ollagnon, Henri, 1990. Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel. Mathieu Nicole, Jollivet Marcel (dir.), *Du rural à l'environnement, la question de la nature aujourd'hui*. Paris, L'Harmattan, p. 258-268.
- ONEMA, conseil scientifique, 2011, Évaluation de la qualité écologique des eaux : quelles perspectives d'évolution pour les outils DCE ? Note de réflexion du conseil scientifique de l'eau et des milieux aquatiques, 25 pages, [En ligne] www.onema.fr/IMG/pdf/Note_CS_sur_Bon_État.pdf
- ONEMA, 2010. *Les efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau*. Synthèses, n°2, 12 pages.
- ONEMA, 2013. *La surveillance des milieux aquatiques et des eaux souterraines*. Synthèses, n°8, 12 pages.
- Orain, Olivier. Article constructivisme. *Hypergéô*, [En ligne] <http://www.hypergeo.eu/spip.php?article407>
- Pestre, Dominique, 2011. Des sciences, des techniques et de l'ordre démocratique et participatif. *Participations*, 2011/1 N° 1, p. 210-238.
- Pestre, Dominique, 2013. *À contre-science. Politiques et savoirs des sociétés contemporaines*. Éditions du Seuil, 250 pages.
- Petit, Sylvain, 2001. *Les services publics locaux, territoires et modèles de l'action publique locale*. Mémoire d'HDR, Université Lyon 2, 226 pages.
- Petrucchi, Guido, 2012. *La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines, Confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique*. Thèse Université Paris Est, 309 pages.
- Phlipponneau, Michel, 1999. *La géographie appliquée*. Éditions Colin, 298 pages.
- Pollart, Julie, Prat, Pauline, 2012. La part du national. Comparer des politiques infranationales dans un environnement multi-niveaux. *Revue internationale de politique comparée* 2012/2 (Vol. 19), p. 37-56.
- Pustelnik, Guy, 2008. Les EPTB, pivots de l'action territoriale pour une gestion équilibrée de l'eau et des milieux aquatiques à l'échelle des bassins versants. *Revue des Sciences de l'Eau*, n° spécial, p. 31-45.

- Raffestin, Claude, 1996. Préface. Offner JM., Pumain D., (dir.) *Réseaux et territoires : significations croisées*. Édition de l'Aube, p. 5 -11.
- Reverdy, Thomas, 2009. Entre « schéma » et « projet », le pilotage conflictuel des schémas d'aménagement et de gestion des eaux. Mermet, Laurent, Berlan-Darque, M., (dir.) *Décider autrement, Nouvelles Pratiques et Enjeux de la Concertation*. L'Harmattan, Paris, p. 45-73.
- Richard-Ferroudji, Audrey, 2011. Limites du modèle délibératif : composer avec différents formats de participation. *Politix*, 2011/4 n° 96, p. 161-181. DOI : 10.3917/pox.096.01611
- Richard, Sophie, Rieu, Thierry, 2008. *Une approche historique de la gouvernance pour éclairer la gestion concertée de l'eau en France*, Communication au XXIIIème Congrès mondial de l'eau de l'IWRA, Montpellier du 1er au 4 septembre 2008, [En ligne] URL : http://wwc2008.msem.univ-montp2.fr/index.php?page=proceedings&abstract_id=863, document consulté le 15.10.08.
- Riviere-Honegger, Anne, 2004. La gestion de l'eau par les associations de propriétaires fonciers. Méthodologie pour un inventaire régional. *Territoires en mutation*, n°12, p. 63-80.
- Rivière-Honegger, Anne, Cottet, Marilyse, Morandi, Bertrand, 2014. *Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ?* ONEMA, 180 pages.
- Roche, Pierre-Alain, Billen, Gilles, Bravard, Jean-Paul, Décamps, Henri, Pennequin, Didier Vindimian, Eric, Wasson, Jean-Gabriel. 2005. Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau. *Geoscience* 337, p. 243-267.
- Roussary, Aurélie, 2010. *Vers une recomposition de la gouvernance de la qualité de l'eau potable en France. De la conformité sanitaire à l'exigence de qualité environnementale*. Université Toulouse le Mirail - Toulouse 2, 540 pages.
- Sartori, Giovanni, 1991. Comparing and miscomparing. *Journal of Theoretical Politics*, vol. 3, n°3, p. 243-257.
- Scherrer, Franck, 2004. Désynchroniser, re-synchroniser l'action collective urbaine. Entre temps diégétique et temps incrémental : l'action collective urbaine dans la longue durée. Rencontres de Gadagne, *Les rythmes urbains*. Musée Gadagne, p. 39-49.
- Scherrer, Franck, 2000. Entre le petit t et le grand T : la tension du génie urbain. Peyretti, G., Prost, T. (dir.) *Une décennie de génie urbain*. Collections du Certu.
- Scherrer, Franck, 1998. Découper pour l'action : naissance et évolution des découpages liés à l'aménagement urbain. INSEE, *Coll. Méthode*, n°76/77/78, p. 35-43.
- Scherrer, Franck, 1997. Figures et avatars de la justification territoriale des infrastructures urbaines. Gariépy, Michel, Marié, Michel (dir.) *Ces réseaux qui nous gouvernent*. L'Harmattan, 1997, p. 345-362.
- Scherrer, Franck, 1992. *L'égout, patrimoine urbain. L'évolution dans la longue durée du réseau d'assainissement de Lyon*. Université Paris Val de Marne, thèse de doctorat.
- Serrano, José, 2011. Exportation des déchets et solidarité spatiale entre la ville et son espace périurbain. Le cas de Tours. *Espaces et sociétés*, 2011/4 n° 147, p. 117-134.
- Seytre, Sophie, 2010, *Catalogue de modèles de qualité des cours d'eau*. *Revue des principaux outils de modélisation de la qualité des cours d'eau*, CETMEF, DRHG, 196 pages.
- Steyaert, Patrick, Ollivier, Guillaume. 2007. The European Water Framework Directive: how ecological assumptions frame technical and social change. *Ecology and Society* 12(1): 25. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art25/>

Svarstad, Hanne, Petersen, Lars Kjerulf, Rothman, Dale, Siepel, Henk, Watzold, Frank, 2007. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR, *Land Use Policy*, doi:10.1016/j.landusepol.2007.03.005

Swyngedouw, Erik, 2014. Rencontre autour des ouvrages « Anthropologie et eau(x) » et « Savoirs sur l'eau : techniques, pouvoirs » : nouvel intérêt ou changement de paradigme ?, Producteur Canal-U : CNRS – UPS2259 Campus de Villejuif, http://www.canal-u.tv/video/cnrs_ups2259/rencontre_autour_de_deux_ouvrages_sur_l_eau_eau_sciences_sociales_nouvel_interet_ou_changement_de_paradigme.15320

Touzard, Henri, 2006. Consultation, concertation, négociation. Une courte note théorique. *Négociations* (5), p. 69-74.

Tsanga Tabi, Marie, Verdon, Dominique, 2007. L' élu, le manager et l'usager, nouveau triptyque de l'évaluation : l'expérience d'une régie communautaire de l'eau, Jacot H. et Fouquet. A. (dir.), *Le citoyen, l' élu, l'expert, Pour une démarche pluraliste d'évaluation des politiques publiques*. L'Harmattan-Société Française de l'Evaluation, p. 43-52

Valette, Philippe, Vidal, Franck. 2007. Les paysages fluviaux urbains. Canal Géo, http://www.canalu.tv/video/canal_geo_universite_toulouse_ii_le_mirail/les_paysages_fluviaux_urbains.845

Table des tableaux

Tableau 1.1 Quelques exemples du dualisme marquant la relation eau - ville.	20
Tableau 1.2 Comment la relation est posée aujourd’hui entre l’eau et les sociétés, à travers plusieurs dualismes analysés par d’autres disciplines scientifiques.	21
Tableau 1.3 L’intrication « technique de l’eau et de l’assainissement » et « société urbaine » à travers quelques unes de ses manifestations spatiales actuelles.	25
Tableau 1.4 La répartition des taches entre les échelons spatiaux des politiques de l’eau en France, telle que posée dans le <i>Rapport d’évaluation CIMAP</i> , juin 2013.	33
Tableau 1.5 Enquêtes auprès des habitants des communes riveraines des rivières franciliennes pour la période 2008 – 2010 (fascicule 2011, PIREN-Seine).	44
Tableau 1.6 Situations communales et estimations des rejets directs dans le cours d’eau, établis à partir des informations des rapports aux archives.	45
Tableau 1.7 Les matériaux et les méthodes de comparaison mobilisés.	48
Tableau 1.8 Les régimes d’historicité locaux des quatre rivières étudiées.	56
Tableau 1.9 Tableau récapitulatif des éléments à prendre en compte à l’amont des opérations de restauration.	61
Tableau 2.1 L’évolution croisée des conceptions en urbanisme et en hydrologie urbaine (Carré dir., 2010).	95
Tableau 2.2 Les souhaits d’accès à l’eau exprimés lors des enquêtes en 2013-14 à Paris (en % des 350 réponses fournies).	97
Tableau 2.3 Deux visions différentes de la remise en surface de la Vielle Mer selon son inscription dans le tissu urbain, à partir des enquêtes effectuées en mars 2013.	98
Tableau 3.1 L’intégration récente du grand cycle de l’eau dans les compétences obligatoires des communes et leurs groupements.	111
Tableau 3.2 Les influences règlementaires des différents échelons administratifs sur les services d’eau et d’assainissement (Carré et Deutsch 2015).	112
Tableau 3.3 Les interventions par domaine dans le 10 ^e programme des agences (en engagement pour 2013-2018, Cour des comptes d’après le MEDDE, 2015, page 91).	114
Tableau 3.4 Nombre des membres des comités de bassin dans les conditions prévues par l’article D.213-17 du code de l’environnement (décret du 27 juin 2014).	114
Tableau 3.5 Répartition des redevances émises par catégories de contributeurs (Cour des comptes, rapport 2015, page 79).	116
Tableau 3.6 Les positions en 2011 des principaux représentants d’usagers au sein de la CLE des 2 Morin sur l’intérêt ou non de la suppression des seuils et des clapets.	135
Tableau 4.1 Les échelles de temps de l’observation des milieux aquatiques et celles de leur surveillance et finalités en Seine-Normandie (Carré, Meybeck).	169
Tableau 4.2 Les différentes classes pour les nitrates des eaux de surface dans les 3 grilles.	176
Tableau 4.3 Typologie des rapports entre Observation des cours d’eau/ Surveillance (dans les stations de mesure) / Action – Règlementation.	187

Table des figures

Figure 1.1 Le schéma de la citadelle technique et d'une relation restreinte aux contraintes techniques.....	18
Figure 1.2 Le « sabotage » d'un ouvrage de régulation des eaux pluviales (photos Pierre Bourgogne, 2007, Bordeaux).....	25
Figure 1.3 L'articulation de la gestion de l'eau potable et de l'assainissement avec les politiques d'aménagement de la ville.	26
Figure 1.4 Les questionnements territoriaux dans l'équipement des communes françaises en distribution d'eau potable.	28
Figure 1.5 Apports des sciences politiques et de la géographie à l'analyse des acteurs et des territoires dans les mises en œuvre des politiques publiques de l'eau.	31
Figure 1.6 L'accélération de la production de lois et de directives à partir des années 1960 (Hellier <i>et al.</i> , 2009, page 105).....	30
Figure 1.7 Les interactions possibles entre les acteurs publics de l'échelon intermédiaire et les autres acteurs des politiques publiques de l'eau.....	34
Figure 1.8 Catégorisation des articles et des annexes par occurrence des mots et des thématiques (Steyaert, and Ollivier, 2007).....	35
Figure 1.9 La construction de la qualité de l'eau en ville par les scientifiques et les gestionnaires des services d'eau et d'assainissement (Lestel <i>et al.</i> , 2013).....	38
Figure 1.10 Une posture constructiviste pour saisir les rapports des acteurs au réel, dans le contexte spatial de la production de sa connaissance et de l'action.	43
Figure 1.11 Schéma explicatif des simulations effectuées par le modèle Seneque.....	46
Figure 1.12 Modèle graphique pour disposer d'un cadre générique d'analyse des relations entre les villes et la gestion de leur ressource en eau (Lestel <i>et al.</i> , 2013).	47
Figure 1.13 La comparaison des usages sur les rivières urbaines franciliennes (Carré, 2011, page 56).	50
Figure 1.14 La confrontation de deux trajectoires des relations des villes à leurs cours d'eau, en distinguant grands et petits cours d'eau (Carré, 2011).	52
Figure 1.15 Modèle spatial du couple Bruxelles-Senne autour de trois dates clés dans l'approvisionnement ou l'assainissement de la ville (Lestel, Meybeck, Carré, 2013).....	53
Figure 1.16 Les trajectoires des petites rivières urbaines (Carré et Haghe, 2013).....	57
Figure 1.17 La compréhension des réponses apportées par les services urbains en fonction des disponibilités en eau (Berlin, Bruxelles, Milan et Berlin) au XIX et XXe siècles (Lestel, Meybeck, Carré, 2013).	58
Figure 1.18 Les interactions entre les constructions de la mesure règlementaire et les modes de passage à l'action collective.	62
Figure 1.19 La présentation de l'application « Qualité de rivière » sur le site de l'agence de l'eau RMC.....	65
Figure 2.1 Équipement de 51 des communes de la banlieue parisienne à la fin du XIX ^e siècle (données Notice spécifique sur les égouts, <i>État des communes</i> , Carré, 2013).....	70
Figure 2.2 Importance en 1929 des rejets directs des communes du département de la Seine dans les rivières (Carré, 2013).	72
Figure 2.3 Les simulations de l'impact des rejets en juillet : une augmentation des pressions à l'amont et du pic de pollution à l'aval de Clichy entre 1891 et 1931 (Carré, Mouchel et Servais, à paraître).	73
Figure 2.4 La part de la banlieue dans la contamination du milieu, exprimée en nombre d'habitants déversant leurs eaux usées en rivière (Carré, Mouchel et Servais, à paraître)...	74

Figure 2.5 Les figures des services d'eau et d'assainissement métropolitains, au croisement des modes et des échelles d'organisation (Lestel et Carré (dir.), à paraître).	81
Figure 2.6 La mobilisation des polluants par les eaux pluviales (Sylvie Barraud, 4 ^e journée technique OTHU-INSA de Lyon, 2009).	88
Figure 3.1 Schéma des relations entre acteurs de la rivière lors d'un évènement de pollution dans les années 1970 (Lestel, Carré et al., 2013, page 233).	107
Figure 3.2 Les communes dans une double logique administrative et fonctionnelle (les maîtres d'ouvrage sont indiqués en grisés).	110
Figure 3.3 Carte extraite du document d'approbation préfectorale des objectifs de la qualité des eaux superficielles du Calvados (1984).	119
Figure 3.4 Les moments de mobilisation du public, en Seine-Normandie, entre consultation et latence.	127
Figure 3.5 La structuration nationale des données de la qualité de l'eau sur une intégration des données régionales et leur opérabilité européenne (ONEMA, Synthèses Juin 2010, n°2, page11).	129
Figure 3.6 Les contextes des cours d'eau étudiés : des cours d'eau fortement modifiés par les sociétés humaines, en quête de projets communs de restauration.	135
Figure 3.7 Les différentes phases du projet Sciences et Territoires réunissant des membres de la CLE des 2 Morin et des chercheurs du PIREN-Seine.	139
Figure 3.8 Le schéma ARDI (Acteurs, Ressource, Dynamique, Interaction) construit pour le Grand Morin lors des quatre ateliers (du 16 novembre 2011 au 14 mars 2012).	140
Figure 3.9 L'articulation du modèle conceptuel, des modèles déterministes et leurs utilisation collective grâce à la plateforme informatique interactive (Carré et al., 2014). ..	141
Figure 3.10 Les résultats obtenus et discutés par les participants pour la simulation de la gestion des ouvrages avec le débit du Morin de 1995 (Carré et al., 2014).	144
Figure 4.1 La carte de l'état chimique des masses d'eau, hors HAP et DEHP (AESN, 2010, page 24).	156
Figure 4.2. Schéma exploratoire des échanges entre construction de la connaissance scientifique et l'action publique.	157
Figure 4.3 Les éléments - dans les interactions entre connaissance et action - étudiés dans la construction de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.	158
Figure 4.4 L'augmentation exponentielle des descripteurs de la qualité de l'eau et des milieux avec les progrès de la chimie analytique (d'après Meybeck, 2005).	159
Figure 4.5 Le circuit des certifications, agréments, accréditation du laboratoire du Conseil général du Val-de-Marne.	160
Figure 4.6 Les trois référentiels de la qualité de l'eau et des milieux dans leur environnement réglementaire et technique (Meybeck, Carré, 2015).	161
Figure 4.7 Les agrégations entre les éléments dans la grille de la DCE (MEDDE 2012). ..	163
Figure 4.8 Exemple d'une mobilisation de la notion de continuité écologique au service de l'action (DREAL Languedoc Roussillon, 2012).	166
Figure 4.9 Évolution du réseau des stations de surveillance de l'AESN de 1971 à 2009. ..	170
Figure 4.10 Les réseaux de suivi RCS / RCO / RCB du bassin Seine-Normandie (AESN, 2010, page 17).	171
Figure 4.11 Spatialisation des types de stations de surveillance : des temporalités de fréquences de surveillance différentes selon les objectifs à atteindre (Meybeck, Carré)...	172
Figure 4.12 Superposition des normes et des valeurs seuils pour les nitrates dans l'eau (Carré et Meybeck).	175
Figure 4.13 Carte de la qualité des nitrates en 1989 des cours d'eau du bassin Loire-Bretagne (Lepretre, 1993, page 22).	177

Figure 4.14 Les différentes valeurs seuils de nitrates selon un découpage opérationnel (AESN, 2012).	178
Figure 4.15 La représentation du modèle DPSIR utilisée dans le programme PIRVE (Lestel, Meybeck, Carré).	179
Figure 4.16 Le modèle DPSIR interrogé dans les décalages entre la pression sur le milieu, les réponses des sociétés et les réactions du milieu (Lestel et <i>al.</i> , 2013).	182
Figure 4.17 La reformulation du DPSIR (Lestel et <i>al.</i> , 2013).	184
Figure 4.18 L'organisation de l'axe 3 de la phase 7 du programme PIREN-Seine (2016-2020).	191

Liste des encarts

Encart 1. L'exemple de la suppression des canalisations en plomb.	64
Encart 2. La participation dans les comités des patronages organisés par l'agence Seine Normandie dans les années 1970.	121
Encart 3. Le partage des tâches entre les agences de l'eau entre 1977 et 2001.	124
Encart 4. La fiche d'action des propriétaires de moulin pour utiliser la plateforme interactive.	142
Encart 5. Les attentes du Groupe de travail des chercheurs du PIREN-Seine et de leurs partenaires « Indicateurs, normes techniques, incertitude et prise de décision » (octobre 2014).	155
Encart 6. Guide technique. Évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau, décembre 2012, MEDDE).	174
Encart 7. Les références des valeurs de nitrates utilisées dans la figure 4.12.	175
Encart 8. L'histoire du phosphore et de l'eutrophisation. Les éléments d'analyse des relations entre connaissance et décision publique.	189

Table des matières

Liste des acronymes.....	5
Introduction	8
Chapitre 1. Explorer les relations entre les sociétés et l'eau, au prisme des effets géographiques et des processus politiques.....	16
1.1 « La ville et l'eau » : rendre compte de la relation à travers les intrications entre sujets et objets.....	17
1.1.1 Nouvelles approches, nouvelles démarches d'étude pour une vieille relation géographique	19
1.1.2 L'analyse du couple ville – eau, de ses catégories, et de leur mise en relation.....	20
1.1.3 Rendre compte des intrications entre sujets et objets et de leur spatialisation	24
1.2 Les intrications sujets – objets à travers les processus politiques dans la mise en œuvre des politiques publiques.....	27
1.2.1 L'échelle locale, le réseau technique et le politique.....	27
1.2.2 Les territorialisations des politiques de l'eau et leurs effets sur les systèmes d'action locaux	30
1.2.3 Interroger ce qui se passe aux échelons intermédiaires des politiques publiques	32
1.3 Sciences et politiques : la question de la connaissance scientifique (production et utilisation) et ses relations avec l'action publique (action, décision).....	35
1.3.1 Un premier cadre théorique : celui de la coproduction	37
1.3.2 Le concept de science réglementaire : son adéquation avec nos questions de recherche.....	39
1.3.3 Profiter du tournant spatial qui traversent les différentes sciences sociales.....	40
1.4 Méthodologie d'ensemble	41
1.4.1 Une posture constructiviste	42
1.4.2 L'apport des comparaisons à travers des trajectoires spatiales et temporelles de la relation entre les villes et l'eau	43
1.4.3 Se risquer à la formulation d'explications et de précautions pour l'action publique	57
Chapitre 2. L'eau et la ville : cohérence spatiale et cohésion sociale.....	66
2.1 Le poids des solutions techniques et organisationnelles dans le fonctionnement des réseaux et des services urbains actuels	67
2.1.1 Le choix d'un monopole public local des services d'eau et d'assainissement.....	67
2.1.2 Les modalités historiques d'assainissement des communes, l'interdépendance des réseaux d'eau potable et d'assainissement	69
2.1.3 Le « mix public - privé » et ce qu'il interroge.....	74
2.2 Les services d'eau et d'assainissement urbains : interdépendances et solidarités entre les territoires urbains et ruraux	76

2.2.1 L'externalisation de la totalité du cycle de l'eau.....	76
2.2.2 Le peu de conflits d'usage autour de la ressource en eau.....	77
2.2.3 Questionner l'efficacité des services métropolitains par la mise en cohérence des échelles des pressions avec celles des réponses	79
2.3 Ce que coûte aux villes leur choix d'équipement et de service.....	82
2.3.1 Les formes urbaines, l'urbanisation et le coût de fonctionnement des réseaux	83
2.3.2 Le coût du temps de pluie.....	86
2.3.3 Derrière les coûts, les objectifs du service	90
2.4 « L'eau urbaine » : une catégorie imposée ou la composante explicite, assumée d'un projet urbain ?.....	92
2.4.1 Les catégories en place autour de l'eau urbaine	92
2.4.2 Une histoire urbaine de l'eau à travers les discours des aménageurs et des élus	95
2.4.3 Qu'apporte la rivière urbaine à une qualité d'ensemble de la ville ?	97
Perspectives de recherche.....	99

Chapitre 3. Les figures de la territorialisation des politiques de l'eau et de sa gestion .102

3.1 Reconsidérer les modèles territorialisés de la gestion de l'eau et des milieux.....	104
3.1.1 L'uniformisation des politiques publiques de l'eau (mondialisation, européanisation) au regard des échelons nationaux et régionaux.....	104
3.1.2 Le maintien d'une logique administrative aux côtés d'une logique fonctionnelle..	108
3.1.3 La place toujours fondamentale et prépondérante des collectivités territoriales dans la gestion de l'eau.....	114
3.2 Les effets spatiaux de la territorialisation : régionalisation des acteurs vs spécialisation des échelons	115
3.2.1 L'autonomie des acteurs régionaux et locaux en matière d'action publique	115
3.2.2 De l'autonomie à la régionalisation des instruments d'action publique.....	118
3.2.3 Mutualisation / spécialisation / recentralisation ou poursuite de la centralisation ?.....	124
3.3 Les gains de qualité dans la gestion de l'eau à travers la négociation et la concertation des acteurs locaux	130
3.3.1 La négociation et de la concertation dans l'implication des acteurs locaux dans la gestion de l'eau	130
3.3.2 Proposer aux membres de la CLE des Deux Morin une expérimentation collective pour agir ensemble sur le cours d'eau.....	136
3.3.3 Les résultats des dispositifs participatifs : gains, limites et perspectives	144
Perspectives	148

Chapitre 4. Des connaissances scientifiques au service d'une « raison publique » territorialisée.....150

4.1 Le contexte de recherche et de positionnement du chercheur dans la relation entre science et politique	151
4.1.1 Les apports d'une « science règlementaire » au service d'une « raison publique »	151

4.1.2 Les nécessaires négociations entre scientifiques et gestionnaires sur les objectifs des connaissances produites	153
4.2 Explorer les échanges entre chercheurs et société pour passer de la connaissance à l'action.....	157
4.2.1 Les interactions entre connaissances et indicateurs.....	159
4.2.2 Les interactions autour des connaissances, des savoirs, et des décisions publiques.....	165
4.3 Les effets géographiques dans la production de connaissances et leur structuration pour l'action.....	167
4.3.1 Les effets géographiques dans la surveillance de la qualité des cours d'eau	168
4.3.2 Reformuler le modèle DPSIR pour intégrer les échelles spatio-temporelles des interactions société-cours d'eau.....	179
4.3.3 Les effets territoriaux de la mobilisation des connaissances pour l'action	186
Perspectives	189
Bibliographie.....	195
Table des tableaux	210
Table des figures	211
Table des matières	214