



HAL
open science

La construction politique de la commune mesure de la qualité des eaux superficielles en France : de l'équivalent-habitant au bon état (1959-2013)

Gabrielle Bouleau, P.L. Marchal, M. Meybeck, L. Lestel

► To cite this version:

Gabrielle Bouleau, P.L. Marchal, M. Meybeck, L. Lestel. La construction politique de la commune mesure de la qualité des eaux superficielles en France : de l'équivalent-habitant au bon état (1959-2013). *Développement durable et territoires*, 2017, 8 (1), 19 p. <10.4000/developpementdurable.11580>. <hal-01550006>

HAL Id: hal-01550006

<https://hal.science/hal-01550006v1>

Submitted on 29 Jun 2017

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.



HAL Authorization

Pour citer cet article : Gabrielle Bouleau, Pierre-Luc Marchal, Michel Meybeck et Laurence Lestel, 2017. « La construction politique de la commune mesure de la qualité des eaux superficielles en France : de l'équivalent habitant au bon état (1959-2013) ». *Développement durable et territoires*. Vol.8, n°1 | Avril 2017. Modalités de qualification et de gestion des ressources naturelles (2/2).

La construction politique de la commune mesure de la qualité des eaux superficielles en France : de l'équivalent-habitant au bon état (1959-2013)

The political construction of surface water quality commensuration in France: from the equivalent-inhabitant to the good status (1959-2013)

Gabrielle Bouleau, Irstea, UR ETBX, centre de Bordeaux, F-33612 Gazinet Cestas, France.
gabrielle.bouleau@irstea.fr

Pierre-Luc Marchal, UMR 7204 CESCO, Muséum national d'Histoire naturelle, 43 rue Buffon CP 135, 75005 Paris, France, pierre-luc.marchal@mnhn.fr

Michel Meybeck, Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, CNRS, EPHE, UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France, michel.meybeck@upmc.fr

Laurence Lestel, UMR Metis, Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, CNRS, EPHE, UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France, laurence.lestel@upmc.fr

Résumé : Lors de la préparation et la mise en œuvre de la loi sur l'eau de 1964 et de la directive cadre européenne sur l'eau de 2000, les autorités publiques ont eu recours à des inventaires pour diagnostiquer une situation jusqu'alors mal connue ou mesurée selon des critères hétérogènes et pour justifier l'action publique choisie. Nous montrons que ces deux inventaires portent dans leurs indicateurs et leurs réseaux de surveillance des considérations politiques sur le type de réalisme justifiant les comparaisons possibles, le territoire pertinent pour l'action publique, les usages légitimes de l'eau et la répartition de l'effort environnemental. La comparaison des controverses qui ont jalonné leur construction permet de mettre en évidence deux projets politiques différents.

Abstract : Public authorities in charge of preparing and implementing the 1964 French water law and the 2000 European Water framework Directive in 2000 similarly relied on inventories. In order to justify public action, they needed to objectify a situation which was either poorly known or informed by heterogeneous criteria. We show that political

considerations are embedded in the indicators and the monitoring network of both inventories. They pertain to the type of realism which allows comparisons, shapes the frontiers of public policy, legitimates uses of water, and defines the sharing of the restoration's financial burden. We compare the controversies that rose during both inventories' construction to conclude on their political meaning.

INDEX

Mots-clés : commensurabilité, normativité, convention, équivalence, effets distributifs, qualité de l'eau

Keywords : commensurability, normatively, convention, equivalence, distributive effects, water quality commensurabilité, normativité, convention, équivalence, effets distributifs

AUTEURS

Gabrielle Bouleau est ingénieure et socio-politiste à l'Irstea. Ses recherches portent sur les politiques de l'eau. Elle participe au projet ANR Makara dirigé par Laurence Lestel.

Pierre-Luc Marchal est ingénieur chargé d'études au Muséum national d'Histoire naturelle. Il a conduit à l'Irstea une enquête sur les enjeux politiques de l'expertise européenne sur la qualité écologique des eaux superficielles.

Michel Meybeck, chercheur émérite au CNRS, a travaillé pendant trente ans comme expert sur la qualité des fleuves à l'échelle mondiale, pour le PNUE, l'Unesco, l'OMS, et a été membre du programme international « Geosphere-Biosphere ».

Laurence Lestel est chercheuse au CNRS. Chimiste de formation, elle anime depuis quinze ans des recherches interdisciplinaires sur les bassins versants fluviaux en tant qu'historienne, en particulier dans le cadre du programme PIREN-Seine du CNRS et l'ANR Makara

Introduction

Deux inventaires nationaux de la qualité des eaux ont été mis en place en France suite à la loi sur l'eau de 1964, puis en application de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) de 2000. Les indicateurs de l'eau et du milieu aquatique renseignés dans ces inventaires ont été construits par des acteurs multiples (utilisateurs de l'eau, gestionnaires de l'eau et acteurs économiques responsables de la dégradation de la ressource et des milieux aquatiques) dans les années qui ont suivi l'adoption de ces deux législations. Dans cet article, nous nous intéressons aux considérations politiques qui ont

été incorporées dans ces inventaires. À partir des travaux sur l'instrumentation de l'action publique (Lascoumes et Le Galès 2004) et ceux d'Alain Desrosières (2008) sur les controverses liées aux espaces de commune mesure, nous faisons l'hypothèse que ces deux inventaires portent en eux des considérations politiques sur le territoire pertinent pour l'action publique, sur les usages légitimes de l'eau et sur la juste répartition de l'effort environnemental, mais aussi sur le niveau de réalité des pollutions mesurées. En retraçant successivement les controverses qui ont jalonné la construction de ces deux inventaires, nous mettons ainsi en évidence les raisons politiques qui en ont façonné la structure. La comparaison de ces deux trajectoires met en évidence deux projets politiques différents.

1. Les considérations politiques incorporées dans les inventaires des eaux

Un inventaire de qualité des eaux de surface est un diagnostic réalisé par des spécialistes à partir d'un réseau de surveillance et des mesures sur le terrain et en laboratoire comparées à des indicateurs (critères de qualité). La fréquence et les techniques d'échantillonnage sont définies dans des protocoles. Selon les mesures effectuées, les indicateurs choisis et le type de réseau de surveillance, chaque inventaire produit une représentation différente de la réalité. Nous faisons l'hypothèse que les deux inventaires nationaux de qualité des eaux de surface mis en place suite à la loi sur l'eau de 1964 et en application de la DCE incorporent des considérations politiques dans le choix des indicateurs et des réseaux de surveillance.

Ces inventaires ont été financés par la puissance publique pour surveiller la conformité des eaux à des normes de qualité et agir en cas de non-conformité. Ils se distinguent ainsi des observatoires scientifiques à visée de connaissance générale et des états des lieux liés à des intérêts spécifiques, privés ou non. Chacun d'eux constitue un instrument d'action publique, c'est-à-dire « un dispositif à la fois technique et social qui organise des rapports sociaux spécifiques entre la puissance publique et ses destinataires en fonction des représentations et des significations dont il est porteur » (Lascoumes et Le Galès 2004, p. 12). Comme l'inventaire dresse un état des lieux public, il a « pour effet majeur l'attribution d'un sens au réel et sa mise en visibilité » (Arpin *et al.* 2015, p. 17). Dans le cas des inventaires de la qualité des eaux, les enjeux de pouvoir liés à cette construction peuvent être abordés en tenant compte de leur articulation à des normes, des lois et des systèmes de financement.

Les inventaires de la qualité des eaux ne sont pas uniquement constitués de valeurs brutes mesurées. Ils véhiculent un jugement sur ces valeurs, en référence à des indicateurs négociés qui

sont utilisés pour fixer des normes d'usages ou de qualité environnementale. Les travaux sur la négociation des standards à l'interface entre science, marché et politique ont montré qu'ils instaurent des *principes d'arbitrage* entre producteurs et/ou consommateurs de ressources (Alphandéry *et al.*, 2012). Dans le cas des ressources en eau et des milieux aquatiques, les conflits sont souvent des conflits *d'usage* (Barraqué, 1995).

Par ailleurs, les deux inventaires des eaux qui nous intéressent ont une dimension territoriale et sont liés à des instruments législatifs (loi sur l'eau de 1964 et DCE de 2000). Ce type d'instrument tire sa légitimité d'une construction de l'intérêt général (Lascoumes et Le Galès 2004, p. 341). Dans les inventaires des eaux, les choix de répartition et de localisation des stations de mesure mettent en œuvre une conception particulière de la représentativité territoriale des problèmes liés à l'eau, qui doit articuler le territoire national avec une conception particulière du *territoire pertinent* pour l'action publique liée à l'eau. On sait que cette notion fonctionnaliste est malléable et sujette à des appropriations politiques (Douillet, 2003).

À l'intérieur de ces territoires, les inventaires modifient les conditions pratiques de surveillance des usages et de mise en œuvre des sanctions envers les pollueurs en rendant publiquement visibles certaines dégradations des milieux aquatiques. Dans la mesure où ces dégradations varient selon les acteurs, ce qui est mis en visibilité peut être motivé par des choix politiques. Dans le contexte français de financement des opérations de dépollution et de restauration des milieux aquatiques *via* le système des agences de l'eau (Nicolazo, 1993), la mise en visibilité des pollutions n'est pas uniquement un enjeu de police des eaux, mais aussi de planification et de répartition de « *l'effort environnemental* » (Deldrève et Candau, 2014) demandé à chaque usager de l'eau à travers le système des redevances de pollution.

Les acteurs ont aussi négocié les inventaires des eaux en anticipant leurs usages possibles. Les statistiques donnent en effet la possibilité de comparer les données produites à condition de disposer d'une « commune mesure » (Desrosières, 2008). Pour Alain Desrosières, traiter ces données en considérant qu'elles appartiennent à un même « espace d'équivalence, qui rend possibles comparaisons, calculs et négociations » (*ibid.*) est une construction inséparablement politique et cognitive. En effet, la légitimité de ces comparaisons ne va pas de soi et peut être contestée selon trois niveaux de réalisme, qui correspondent à différents objectifs politiques associés à une représentation publique de réalités territoriales (ici la qualité de l'eau superficielle) : unifier la mesure, négocier des actions ou prendre le public à témoin.

Desrosières distingue tout d'abord le « réalisme métrologique », selon lequel la mise en équivalence doit se limiter à la comparaison de réalités de même nature qui peuvent être mesurées directement.

Parvenir à ce niveau de réalisme sur le territoire national implique de mesurer la qualité de l'eau avec un protocole standardisé, garanti par une formation des métrologues, l'inter-étalonnage des appareils utilisés et des systèmes de contrôle des erreurs de mesure. L'accent mis sur la mesure tend à confiner le problème dans une sphère de *spécialistes* (Gilbert et Henry, 2012) qui seraient seuls légitimes pour représenter les réalités du territoire national. Nous verrons plus loin que cette conception de l'espace d'équivalence a été celle des autorités françaises vis-à-vis des données nationales sur l'atteinte du « bon état » dans les années 2000.

L'usage des inventaires selon un « réalisme comptable » est orienté vers l'action et rejoint donc les préoccupations politiques à l'égard des *territoires pertinents* et de l'*effort environnemental*. Selon Desrosières, le réalisme comptable reconnaît l'hétérogénéité de réalités qui peuvent et doivent être comparées si à un moment donné leurs conséquences sont susceptibles de se compenser. Cela exige des conventions pour comparer des conséquences selon une même unité et des hypothèses pour estimer les valeurs incertaines. L'ensemble est soumis à deux règles de cohérence : l'absence de double compte et une équation de conservation (situation initiale – conséquences néfastes + conséquences bénéfiques = situation finale). Dans le domaine de l'eau, il s'agit de mettre l'accent sur la restauration d'une bonne qualité face à un cumul d'impacts à évaluer à l'échelle d'un *territoire pertinent* dans une visée de planification et de répartition de l'*effort environnemental*. Cette conception de l'espace d'équivalence, qui ne s'intéresse qu'aux dégradations sur lesquelles on peut agir, est au fondement du projet mutualiste des agences de l'eau (Bouleau, 2015).

Enfin, une comparaison peut être entreprise par un utilisateur de données statistiques selon un réalisme qu'Alain Desrosières qualifie de « preuve par l'usage », lorsque cet utilisateur « ne veut pas (ou ne peut pas) savoir ce qui s'est passé » lors de la construction de ces données. L'écho rencontré par cette comparaison produit, de manière pragmatique, un espace de commune mesure. Il en va ainsi des palmarès publiés sur les performances des services publics. Il en existe aussi sur la qualité des eaux. En cas de controverse, des informations sur la métrologie du problème et la comptabilité des solutions peuvent être versées au débat public. Ces comparaisons prennent le *public à témoin*. Elles escomptent que la demande de justification dans les sites les plus mal classés va inciter au changement, c'est-à-dire à améliorer soit la qualité de l'eau soit la qualité des chiffres s'ils sont contestés. Plusieurs analystes politiques constatent que la Commission européenne, à défaut de pouvoir garantir un réalisme métrologique ou comptable dans la comparaison des statistiques nationales sur l'emploi et sur l'environnement, a opté pour ce type de construction d'espace de commune mesure (Salais, 2004 ; Sabel et Zeitlin, 2012).

L'analyse de la manière dont un inventaire des eaux est susceptible d'incorporer des choix politiques, dans ses indicateurs et son réseau de mesure, est menée ici en comparant deux contextes historiques, d'abord celui de la création et la mise en œuvre en France du premier inventaire de la pollution des eaux entre 1959 et 1971, puis la création d'un état des lieux des eaux dans l'Union européenne et sa mise en œuvre en France entre 2000 et 2013.

Notre analyse repose sur un matériau empirique collecté à l'occasion de plusieurs projets de recherche. Nous avons repéré de proche en proche les participants aux commissions chargées de préparer ou mettre en œuvre la loi de 1964 et la DCE et leurs contributions. Trente-sept entretiens semi-directifs ont été menés entre 2004 et 2015. Les enquêtés sont des scientifiques français ayant travaillé sur les indicateurs d'au moins l'un des deux inventaires (N=16), des scientifiques internationaux ayant participé à l'exercice d'inter-étalonnage européen des indicateurs de qualité de l'eau (N= 8)¹ et des responsables administratifs ayant participé en France à la mise en œuvre de l'inventaire de 1971 (N=5) et de l'état des lieux demandé par la directive (N=10).

2. Construction d'un espace de commune mesure de la pollution des rivières en France entre 1959 et 1971

Longtemps la pollution en rivière a été définie par ses effets extrêmes, la mortalité piscicole massive que les organisations de pêcheurs à la ligne (clubs, sociétés, syndicats puis associations et fédérations) pouvaient faire constater par procès-verbal (Lestel *et al.*, 2013). L'inscription du « problème de l'eau » sur l'agenda du Commissariat général au Plan en 1959 (Cesari, 1993 ; Bouleau, 2016) modifia le groupe d'acteurs légitimes sur ce sujet. En effet, les membres de la commission de l'eau du Plan créée pour l'occasion adoptèrent une nouvelle définition de la pollution plus proche de leurs préoccupations qu'étaient l'économie nationale et la santé publique.

Cette commission était présidée par René Paire et son rapporteur général était Ivan Chéret, ingénieur des ponts qui revenait d'un poste outremer. Il était assisté notamment d'Hubert Lévy-Lambert, ingénieur des mines, qui avait traduit en français l'ouvrage d'économie d'Allen Kneese (1962), à l'origine des réflexions de l'OCDE sur le principe pollueur-payeur. Ces ingénieurs s'entourèrent d'experts de l'eau proches du mouvement hygiéniste (pharmaciens, urbanistes, industriels de l'énergie, des transports fluviaux et des canalisations) conseillés par les différents ministères qui se partageaient l'administration des eaux navigables, potables, thermales et d'intérêt pour l'hydroélectricité. Très vite, cette commission traduisit le problème de l'eau en problème de financement de la dépollution, une préoccupation qui avait déjà émergé dans la commission des

¹ Dont deux faisant partie des deux groupes.

villes du même Commissariat général au Plan (Entretien I. Chéret, 2006). Cependant, les données manquaient pour atteindre cet objectif *comptable* orienté vers l'action.

Même si la qualité de certains cours d'eau, comme la Seine de part et d'autre de Paris, était suivie depuis plus de 70 ans (Coin, 1963 ; Meybeck *et al.*, 2017), il n'existait pas à cette époque de dispositif de surveillance harmonisé de la qualité des rivières sur l'ensemble du territoire français. La commission n'avait à sa disposition qu'un atlas des industries, un recensement INSEE de la population, une enquête sur l'alimentation en eau potable et un annuaire des eaux souterraines utilisées pour la production d'eau potable ou les activités hydrothermales (Imbeaux, 1931). Les réseaux de mesure qui existaient opéraient séparément sur des espaces fragmentés et avec des méthodologies variées.

Construction d'une unité nationale d'évaluation de la pollution et d'effort de dépollution : l'équivalent-habitant (1963)

Le premier instrument d'action publique produit par la commission de l'eau fut une estimation de l'ampleur de la pollution devant servir de base de discussion pour un projet de loi sur ce sujet. Le docteur Louis Coin, pharmacien, chef du service du laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris à la préfecture de Paris participe aux travaux de la commission de l'eau au Plan, et notamment ceux de la sous-commission « pollutions » (voir figure 1). En 1963, il publie un atlas de la pollution des eaux qui témoigne d'une première étape d'assemblage des informations et de conventions d'équivalence pour le diagnostic (Coin, 1963).

La pollution rejetée y est appréhendée en calculant les émissions de manière théorique à partir des recensements disponibles. Coin privilégie un problème de qualité parmi bien d'autres, l'oxygénation des eaux, pour lequel il existe une métrique spécifique, *l'équivalent habitant* (EH) depuis au moins trente ans (Calvert et Parks, 1934). À cette époque, cette métrique se fonde sur la demande biologique en oxygène à cinq jours (DBO₅) qui rend compte de la pollution biodégradable. L'usage de l'EH pour rendre commensurables les pollutions d'origine domestique et industrielle est problématique. Il met en visibilité les pollutions urbaines et les pollutions des usines agro-alimentaires, mais rend très mal compte des autres pollutions. Ce choix s'explique parce que la DBO₅ mesure une forme de pollution dont on savait évaluer à l'époque le coût du traitement, ce qui permettait de planifier la dépollution. Mais d'un point de vue cognitif, cette mesure naturalise la pollution et ignore les différences entre habitants. De plus, cette unité ne prend pas en compte la pollution d'origine agricole (azote, pesticides) ni les pollutions métalliques. Elle ignore la pollution saline, qui est pourtant suivie par le Service géologique d'Alsace Lorraine depuis 1950, et passe sous silence les détergents qui causent des mousses dont se plaignent à l'époque les marinières, les

riverains et les pêcheurs. Elle n'évoque pas la radioactivité étudiée par des services spécialisés. Enfin, la DBO₅ renseigne peu sur la plus ou moins grande sensibilité des organismes vivant naturellement dans les eaux. Le principal avantage de la DBO₅ est d'être la première métrique environnementale qui permet à la fois d'élaborer des bilans d'émissions polluantes, de dimensionner des ouvrages de traitement des eaux usées et d'estimer des « flux de pollution » résiduels dans les rivières.

Dans cet atlas, la pollution théorique d'une industrie est calculée à partir de sa quantité de produits bruts ou de produits finis à l'aide d'un manuel américain d'assainissement urbain (Imhoff et Fair, 1956). Dans certains cas, en l'absence d'information sur la production, c'est le nombre d'ouvriers qui sert à établir la pollution. L'atlas de Coin représente le territoire national sur lequel réfléchissent les membres de la commission du Plan pour accompagner le projet de loi d'une estimation des coûts. Les bilans théoriques de DBO₅ sont réalisés par régions et départements, qui sont les niveaux d'administration des industries et des villes, même si la gestion par bassin versant hydrographique avait déjà été proposée dès 1953 pour la gestion des rejets industriels (décret du 6 juin 1953) et déjà appliquée dans certains bassins industriels français (Rabouille, 1957). Suite au travail politique mené notamment par Ivan Chéret, qui organise un voyage dans la Ruhr pour les membres de la commission, le bassin s'impose comme *territoire pertinent* pour répartir l'effort de dépollution. Des agences financières de bassin sont envisagées pour prélever des redevances auprès des usagers de l'eau de chaque grand bassin et subventionner des projets améliorant la gestion de cette ressource.

Dans les discussions sur le projet de loi, notamment avec les sénateurs qui souhaitent limiter le montant total des redevances de pollution des futures agences, la commune mesure de la pollution nationale en EH permet des équivalences entre pollutions pour négocier un budget total. L'atlas de Coin préfigure ainsi un *réalisme comptable* qui sera conservé par la suite, mais décliné sur d'autres territoires.

Construction d'un réseau de mesure national de la pollution

Après l'adoption de la loi², la commission eau du Plan passe le relais au secrétariat permanent d'étude du problème de l'eau (SPEPE) piloté par la délégation à l'aménagement du territoire et à l'action régionale (DATAR). Le SPEPE reçoit des rapports élaborés par des comités techniques interdépartementaux soumis à l'avis de comités consultatifs départementaux (voir figure 1). Il organise la réflexion interministérielle pour mettre en place un réseau de mesure pérenne afin d'établir le premier inventaire national de la pollution (INP), prévu à l'article 3 de la loi.

² Loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux, et à la lutte contre leur pollution.

Le *territoire pertinent* considéré pour raisonner la répartition spatiale de la surveillance est le territoire métropolitain divisé en six « grands bassins ». Un nombre de stations de mesure est décidé au niveau national, puis réparti par bassin sur la base des estimations de Coin. Les bassins où la pollution estimée est la plus forte seront les plus surveillés (voir tableau 1). Ce principe sera maintenu jusque dans les années 2000 avec des réévaluations quinquennales en fonction des flux de pollution connus. En 2004, près des deux tiers du millier de stations initiales étaient encore suivis (Eaufrance, 2010). Les petits cours d'eau des zones amont des bassins jugés faiblement pollués seront peu mesurés jusque dans les années 1990.

De nouveaux acteurs se mobilisent pour mettre en visibilité des réalités ignorées par Coin qui pourraient influencer la négociation des *principes d'arbitrage entre usages*. Ainsi les industries agro-alimentaires qui produisent une quantité importante de pollution biodégradable s'estiment lésées par l'indicateur DBO₅ et demandent que l'inventaire porte également sur la pollution générée par les industries chimiques (DCO)³. « À cette époque, quand on réunissait les industriels concernés, c'était amusant car chacun reconnaissait qu'il y avait une pollution, mais personne ne voulait reconnaître que sa branche était polluante » (Valiron 1987, p. 133). La valeur de l'EH est finalement *arbitrée* par décret interministériel et tient compte des MES⁴ et de la distinction DCO/DBO.

De même, les gestionnaires de la pêche fluviale et de leurs institutions de recherche voient dans l'INP l'occasion d'instituer une mesure biologique de la qualité de l'eau qui fournirait un état de référence dans les contentieux pour mortalité piscicole, allégeant la charge de la preuve pesant sur les plaignants, essentiellement des pêcheurs. C'est ainsi que l'indice biotique établi en 1968 est intégré *in extremis* à l'ensemble des paramètres mesurés dans l'INP de 1971 (Bouleau, 2016).

³ La demande biologique en oxygène (DBO) est mesurée via l'activité bactérienne de décomposition de la matière organique. La demande chimique en oxygène (DCO) est mesurée par oxydation chimique et caractérise les rejets peu biodégradables comme ceux des papeteries (liqueur noire). Les rejets domestiques contiennent un peu de DCO du fait des produits chimiques rejetés par les ménages dans les égouts.

⁴ Matières en suspension.

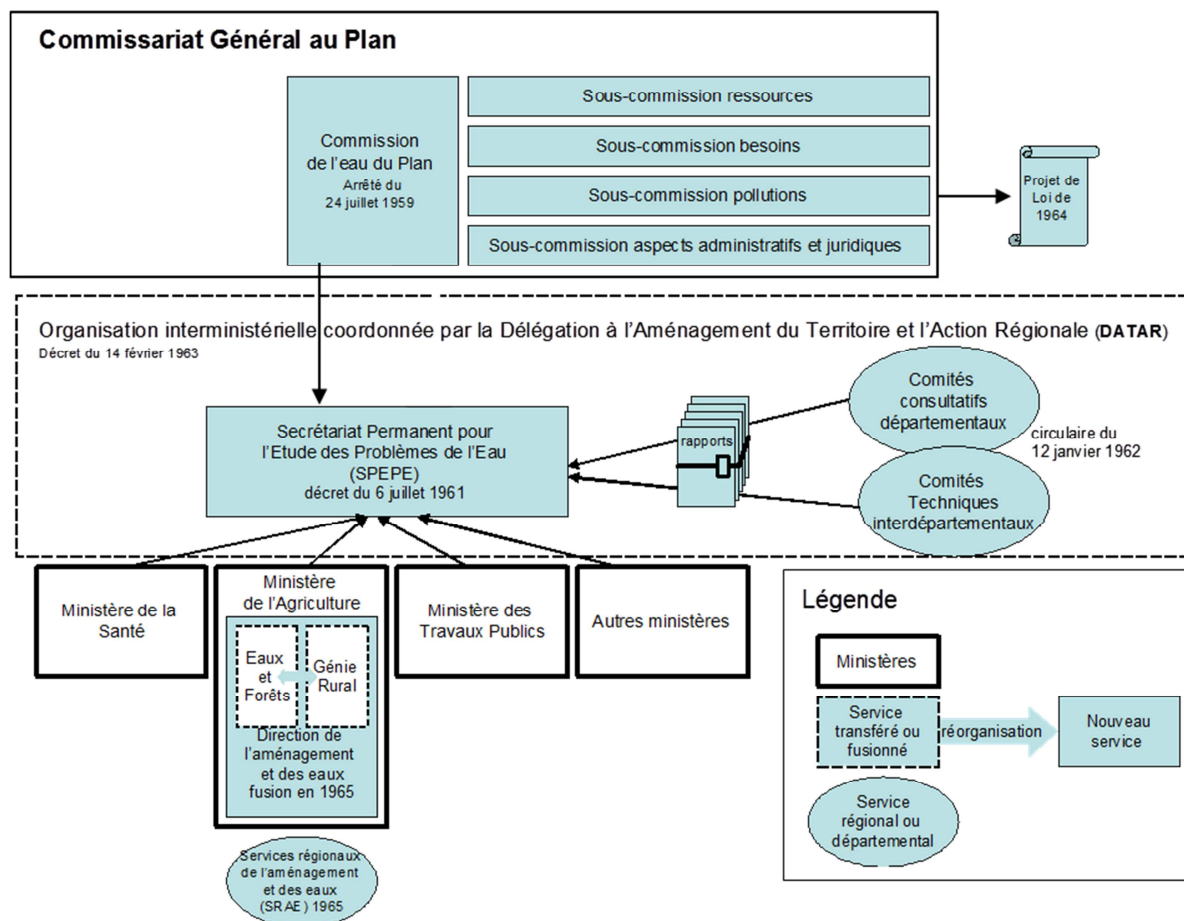


Figure 1 : Organisation de la réflexion sur l'eau par les services de l'État entre 1959 et 1965 (source : premier auteur).

| Grand bassin | Artois-Picardie | Adour-Garonne | Loire-Bretagne | Rhin-Meuse | Rhône-Méditerranée Corse | Seine Normandie |
|--------------------------------------------|-----------------|---------------|----------------|------------|-----------------------------|-----------------|
| Millions d'EH (atlas 1963) | 17 | 8 | 19 | 10 | 25 | 31 |
| Nombre de stations | 145 | 125 | 150 | 125 | 200 | 250 |
| Densité de stations /1 000 km ² | 7,1 | 1,1 | 1,0 | 3.7 | 1.5 | 2.6 |

Tableau 1 : Répartition des stations de surveillance pour l'INP de 1971 dans chaque bassin et charge polluante émise exprimée en équivalents habitants (EH) (source : circulaire du 21 février 1966).

Répartition de l'effort environnemental par zone et par activité

Pour répartir *l'effort environnemental*, les économistes du Plan prônaient le principe pollueur-payeur, c'est-à-dire d'imputer aux pollueurs le coût d'une dépollution permettant d'atteindre des objectifs de qualité définis pour chaque tronçon de rivière. Pour la plupart des experts de l'époque, la dépollution totale n'était pas un objectif raisonnable à moyen terme (Lefrou 1977-1978). Un flux maximal de pollution pouvait être admis selon les conditions naturelles (débit de dilution, brassage des eaux...) et sociales (compromis entre divers usages). Les ingénieurs et économistes du Plan proposèrent alors que les cours d'eau les plus pollués soient dotés d'objectifs peu ambitieux.

Trois catégories d'objectifs furent alors définies (circulaire interministérielle du 29 juillet 1971) : la qualité 1, dont les paramètres chimiques satisfaisaient les usages les plus exigeants (potabilisation, vie piscicole), puis les qualités 2 et 3 correspondant à des objectifs d'assainissement à chaque fois moitié moins ambitieux (entretien, directeur-adjoint d'agence, 2005). Les biologistes en charge de la pêche au ministère de l'agriculture soulignèrent alors que l'objectif de qualité 1 tolérait des teneurs en DBO peu compatibles avec les exigences des truites. Ils obtinrent que cette catégorie soit redécoupée en deux objectifs pour distinguer les deux catégories piscicoles de la réglementation de la pêche : les rivières à truites de montagne (1a) et les rivières cyprinicoles de plaine (1b). Des codes couleur, déjà utilisés dans le bassin Rhin-Meuse, furent attribués aux différentes catégories de qualité : 1a bleu, 1b vert, 2 jaune, 3 orange ou rouge. Une catégorie hors classe (rouge ou noire) fut définie pour les eaux inaptées à la majorité des usages. La « grille de 1971 » instaurait ainsi une correspondance entre paramètres de l'EH (MES, DBO et DCO) mesurés dans les cours d'eau et la performance attendue des ouvrages d'épuration s'y rejetant. Cette performance (ou celle permettant de gagner une classe de qualité) serait exigée par les services de l'État lors de l'autorisation des équipements dont les agences financières de bassin pouvaient ainsi estimer les coûts pour calculer leurs redevances.

La désignation des objectifs de qualité sur le terrain rencontra de nombreuses oppositions de la part des pêcheurs, à qui l'on demandait de renoncer à un usage piscicole, et des usagers concernés par un objectif ambitieux qui risquait de se traduire par des redevances élevées. L'administration ne parvint à imposer un décret fixant ses objectifs de qualité que sur la rivière de la Vire en Normandie⁵.

La circulaire du 17 mars 1978 préconisa alors l'élaboration d'objectifs non opposables aux tiers. Pour justifier les écarts de redevance correspondant à un *effort environnemental* différent, les comités de bassin (organes de décision des agences) adoptèrent un principe de « juste retour » par catégorie d'usagers et par zone. Dans chaque bassin, les recettes collectées dans une zone étaient ainsi pré-

⁵ Décret 77-264 du 16 février 1977.

affectées aux projets de cette zone et l'effort demandé respectivement aux deux grandes catégories d'utilisateurs soumises à redevances (industries, collectivités) allait financer spécifiquement des projets de gestion de l'eau bénéficiant à chacune. Sur cette base, les rejets en amont furent proportionnellement plus taxés que ceux en aval (objectifs de qualité moins élevés). Les rejets directs à la zone côtière furent très peu taxés.

Sans attendre les résultats de l'INP, les agences obtinrent le droit d'émettre des redevances sur la base d'une actualisation des rejets et des prélèvements théoriques⁶, avec un EH révisé. Cette assiette théorique faisait foi, à moins qu'un usager de l'eau prouvât qu'il rejetait ou consommait moins que cette estimation. Malgré la distinction opérée dans l'inventaire entre DBO et DCO, les industries chimiques disposant d'un plus fort pouvoir de lobbying parvinrent lors de l'*arbitrage* sur les taux de redevance à renégocier l'effort financier demandé aux deux types d'industries. Celui-ci fut calculé selon un barème commun en attribuant un poids double aux activités génératrices de DBO, vis-à-vis de celles génératrices de DCO.

3. Construction d'un espace de commune mesure pour l'atteinte du « bon état » des eaux de surface de l'Union européenne entre 2000 et 2013

La trajectoire de l'INP de 1971 nous enseigne que les choix politiques inscrits dans cet instrument n'ont pas été votés lors de la loi qui l'a instauré, mais résultent d'une co-construction en amont et en aval de cette loi. Plusieurs recherches récentes sur l'eupéanisation nous incitent à faire l'hypothèse qu'il en est de même pour l'inventaire des eaux instauré par la DCE. L'image d'un droit européen univoque qui « impacterait » les acteurs nationaux est une conceptualisation balistique trompeuse qui réifie à tort les institutions nationales et communautaires (Kauppi, 2010 ; Carter *et al.*, 2015). Les acteurs ne sont pas affectés à des niveaux de l'action publique, mais s'inscrivent dans plusieurs territoires qu'ils mobilisent pour orienter le sens de la politique et définir des autorités légitimes (Carter et Smith, 2008). Les 41 définitions contenues à l'article 2 de la DCE n'acquièrent de sens concret que par un processus d'enrôlement mutuel des acteurs pour définir des bonnes pratiques de mises en œuvre (Barone et Bouleau, 2011). Dans cette perspective, observer l'eupéanisation depuis ses « résultats » sur un territoire national permet d'en renouveler les catégories d'analyse, ainsi que le propose un numéro spécial de *Politique européenne* (coordonné par Berny, 2011).

⁶ Une synthèse statistique du fichier des redevances est éditée par le SPEPE (Direction de la prévention des pollutions. Service de l'eau 1974).

Connaissance et instruments de gouvernance de la qualité des eaux européennes avant 2000

Un premier embryon de réseau européen de surveillance de la qualité des eaux superficielles fut conçu dans les années 1970. Il portait uniquement sur les eaux naturelles utilisées comme eaux de boisson. Des protocoles harmonisés furent mis en œuvre pour surveiller la conformité de ces prises d'eau aux normes européennes de potabilisation⁷. À cette surveillance par points fut ajoutée dans les années 1990 une déclaration de zonages d'eaux menacées par la pollution des nitrates, puis par l'eutrophisation⁸. La surveillance commune restait très sommaire. Lorsqu'en 1995, l'agence européenne de l'environnement publia son premier rapport sur la qualité des eaux en Europe (EEA 1995), elle utilisa des données compilées à partir de statistiques nationales très hétérogènes, selon un réalisme *de preuve par l'usage* qui visait à alerter l'opinion publique sur la dégradation des eaux. En effet, bien qu'une directive européenne ait exigé la définition d'objectifs de qualité pour tous les milieux aquatiques⁹, aucune réglementation communautaire ne précisait comment les définir. Là où il n'y avait pas d'enjeu d'usages, la qualité de l'eau n'était pas régulée.

Des réflexions visant à définir des normes pour les eaux de surface indépendamment des usages furent initiées dans les années 1990, en prenant appui sur l'écologie. Les acteurs français de la gestion de l'eau ont contribué à ces réflexions en proposant notamment de nouveaux indicateurs.

Construction d'une unité d'évaluation de l'état des eaux superficielles en France (SEQ-Eau)

En France, les services en charge de la politique de l'eau constataient d'année en année des adaptations locales de la grille de 1971 dans chaque bassin qui menaçaient le réalisme métrologique de l'espace national de commune mesure (entretien, directeur-adjoint d'agence, 2005). En 1990, ils décidèrent de faire évoluer le réseau national de bassin (RNB) qui avait pris la suite de l'INP en 1987 (voir tableau 2).

Cette réflexion offrit aux hydrobiologistes des agences et des DIREN¹⁰ l'occasion de réaffirmer l'objectif de restaurer le fonctionnement écologique de tous les cours d'eau contre l'avis des ingénieurs qui privilégiaient une approche par usage. Une étude inter-agences (Groupe ABC, 1991) proposa un compromis en jetant les bases d'un système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-eau)

⁷ Directive 75/440/CEE du Conseil du 16 juin 1975 relative à la qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire et directive 80/778/CEE du Conseil, du 15 juillet 1980, relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

⁸ Directive nitrates 91/676/CEE et directive eaux résiduaires urbaines 91/271/CEE.

⁹ Directive IPPC 96/61/CE. Cette directive régule les rejets industriels et impose la norme la plus sévère entre la meilleure technique disponible de prévention ou dépollution et l'objectif de qualité du milieu récepteur.

¹⁰ Directions régionales de l'environnement qui prirent la suite des SRAE en 1991.

qui mesurait à la fois les écarts aux normes d'usages, exprimées selon des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques, et une potentialité biologique fonction des altérations subies par le milieu. Dans ce système, les notions d'altérations et de potentialités faisaient implicitement appel à la notion d'« état de référence » que les hydrobiologistes du ministère de l'Agriculture avaient défendue en vain dans les années 1970 et qu'ils définissaient comme « une situation idéale dans laquelle la pollution serait ramenée à un niveau tel qu'elle ne crée pratiquement plus de nuisance ni pour les *équilibres naturels* du milieu, ni pour les divers usages de l'eau » (Lefrou 1977-1978, p. 1, italiques ajoutés). Plusieurs indicateurs écologiques conçus sur ce principe étaient disponibles en France (Chartier Touze *et al.*, 1997). Le SEQ-eau évaluait, lui, l'usage autorisé en fonction de l'indicateur chimique le plus déclassant et les potentialités biologiques associées aux indicateurs écologiques.

La méthode du SEQ-eau fut utilisée pour préparer les SDAGE¹¹ suite à l'adoption de la loi sur l'eau de 1992 (Réseau national des données sur l'eau, 1995). Elle fut aussi présentée dans les forums européens « comme catalyseur dans une perspective d'harmonisation des systèmes européens » (*ibid.*, p. 9). L'évaluation écologique fut promue comme l'outil indispensable à une régulation de la qualité de toutes les eaux douces et saumâtres de l'Union qui fût indépendante des usages. En 1994, la commission proposa un projet de directive sur la qualité écologique des cours d'eau. Même si ce premier projet échoua, le principe de fonder le *réalisme métrologique* d'un espace européen de commune mesure sur l'écologie des cours d'eau fut conservé et repris dans la DCE. La notion de potentialité biologique préfigura celle du « bon potentiel écologique » exigé par la DCE pour les eaux très artificialisées. La DCE reprit aussi la notion de « conditions de référence » malgré le caractère contesté de la notion d'« équilibre naturel » au sein de l'écologie scientifique (Bouleau et Pont, 2015).

Parmi les différentes dispositions adoptées dans la directive, il est prévu que chaque État membre réalise un « état des lieux » des milieux aquatiques actualisé tous les cinq ans. Celui-ci doit porter sur des unités élémentaires de gestion et de rapportage, appelées *masses d'eau*, qui doivent être homogènes du point de vue des pressions et groupées par types selon des *écorégions* à définir en fonction de caractéristiques naturelles (débit, géologie, altitude...). L'« état physico-chimique » de ces masses d'eau doit être évalué en référence aux normes d'usage en vigueur. En parallèle, leur état écologique doit être comparé à celui de masses d'eau non dégradées de même type, sur la base de nouveaux indicateurs à construire. L'atteinte du bon état doit être jugée d'après l'indicateur

¹¹ Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux, documents de planification des usages par grand bassin.

écologique ou physico-chimique le plus déclassant. Malgré le niveau de détail de ces préconisations, leur mise en œuvre offrit aux acteurs des marges de manœuvre conséquentes.

Construction d'un réseau de mesure européen de la qualité des cours d'eau

Si certains États ont opté pour de grandes masses d'eau, quitte à définir des références et des objectifs nivelés par le bas, en France, la direction de l'eau du ministère en charge de l'Environnement mit au départ l'accent sur le *réalisme métrologique*. Pour comprendre ce choix, il faut rappeler que cette direction assure la tutelle des agences de l'eau. L'augmentation des redevances avait progressivement conduit les agences à disposer d'un budget dix fois supérieur à celui de leur tutelle. Le Commissariat général au Plan et la Cour des comptes reprochaient aux agences l'absence d'un système permettant d'évaluer leur efficacité (Commissariat général au Plan, 1997 ; Cour des comptes, 2003). Dans ce contexte, la direction de l'eau souhaitait que le réseau de surveillance « pour la DCE » posât les bases d'une évaluation indépendante de la planification des actions. En 2001, elle confia aux chercheurs qui s'étaient impliqués dans la construction des indicateurs écologiques, le soin d'établir des cartes nationales d'hydroécotémoins homogènes (Wasson *et al.*, 2001), à partir desquelles les services qui avaient élaboré les diagnostics des SDAGE dans les DIREN et les agences eurent la tâche de découper les masses d'eau dans le but de distinguer au mieux les différents types de pression¹². Les réseaux de surveillance furent redéfinis pour assurer leur bonne représentativité de tous les types de masses d'eau dans chaque hydroécotémoins et non plus seulement des sites pollués.

Ce premier découpage fit apparaître un nombre conséquent de masses d'eau qui risquaient de ne pas être en bon état. Craignant les réactions du public, le ministère donna des consignes de redécoupage pour qu'il y ait un nombre conséquent de masses d'eau susceptibles d'être en bon état. Le territoire fut ainsi couvert de masses d'eau de tailles différentes avec beaucoup de toutes petites masses d'eau amont (Carré *et al.*, 2017).

Un premier état des lieux des eaux était attendu pour 2004 avec les indicateurs disponibles, puis les États membres devaient le réviser en 2009 et 2013 pour intégrer les indicateurs écologiques qui seraient entre-temps inter-étalonnés par des groupes d'experts. Ce changement d'unité de mesure produisit des déclassements inattendus. Avec la grille de 1971, les comités de bassin pouvaient observer de 1971 à 2000 une amélioration générale de la qualité, à défaut de pouvoir évaluer l'efficacité de chaque action. Le SEQ-eau avait déjà brouillé ce constat optimiste en prenant en compte des altérations qui n'étaient pas mesurées auparavant (voir tableau 2). La règle du paramètre le plus déclassant et les premières ébauches d'indicateurs écologiques discutés dans les

¹² Une pression est une cause de dégradation de la qualité de l'eau.

comités internationaux d'experts mettaient en évidence d'autres dégradations. Cette situation ne fut pas propre à la France.

Les ministères en charge de l'eau dans chaque État firent pression auprès des comités d'experts chargés de l'inter-étalonnage. Les experts conviés dans ces comités et souvent financés par un ministère national avaient en général pour mandat de refuser que la limite européenne n'entraîne un déclassement du pourcentage national de masses d'eau en bon état (entretiens, experts internationaux, 2014). L'inter-étalonnage a supprimé les plus grands biais entre métriques nationales mais les États ont refusé d'opter pour des unités de mesure identiques qui auraient permis des comparaisons immédiates de qualité de l'eau entre sites internationaux. La métrique nationale reste un passage obligé dans l'espace européen de commune surveillance.

Au *réalisme comptable* de l'INP qui était construit par bassin dans l'objectif de répartition de l'effort de dépollution, basé sur une unité de compte commune, l'EH, la direction de l'eau a finalement substitué un autre *réalisme comptable* dans lequel de toutes petites masses d'eau en bon état compensent des masses d'eau plus grandes qui risquent de ne pas l'être pour afficher un pourcentage national et par bassin qui ne soit pas trop bas.

| 1971 (INP) | 1992 (RNB) | 2007 (réseaux DCE) |
|-------------------|-------------------|---------------------------|
| 957 stations | 1 573 stations | 2 734 stations |
| 66 paramètres | 271 paramètres | 895 paramètres |
| 132 000 analyses | 662 000 analyses | 4 589 000 analyses |

Tableau 2. Effort de surveillance annuel de la qualité des cours d'eau en France. D'après (Eaufrance 2010).

Les spécialistes chargés de la mesure dénoncent en outre une autre atteinte au *réalisme métrologique* de l'espace national de commune mesure. En France depuis 2000, la surveillance chimique et biologique des eaux pour la DCE s'accompagne d'une exigence de certification des analyses (limites de détection, reproductibilité) que seuls de très gros laboratoires spécialisés peuvent offrir. Cette exigence a été généralisée au niveau européen en 2009¹³. Les laboratoires sont en concurrence et seuls les plus gros peuvent renouveler fréquemment leur parc instrumental et leurs certifications. Les réseaux nationaux d'évaluation de l'atteinte du « bon état » incorporent ainsi une conception marchande de la *métrologie légitime*. Les gros laboratoires gagnent les appels d'offres publics selon leur capacité à détecter de nouvelles substances. Depuis 15 ans, les petits

¹³ Directive 2009/90/CE dite QA/QC établissant, conformément à la DCE, des spécifications techniques pour l'analyse chimique et la surveillance de l'état des eaux.

laboratoires municipaux, départementaux et privés qui dominaient en 1971, disparaissent faute de pouvoir suivre les investissements en matériel et personnels. De même, les laboratoires de chimie des DIREN ont été fermés en 2005. Or ces unités connaissaient souvent mieux le terrain parce qu'elles ne sous-traitaient pas cette étape. L'application de la DCE sur les rivières françaises s'est donc accompagnée d'une multiplication par dix des données de surveillance (tableau 2), mais l'interprétation de ces résultats est réalisée par des spécialistes du traitement des données, qui ne connaissent pas toujours le contexte des stations de chaque masse d'eau, dont la France a choisi de multiplier le nombre.

Répartition de l'effort environnemental et rôle du public

La DCE a ouvert la possibilité de déroger à l'objectif de bon état écologique pour les eaux « profondément modifiée »s par des usages quand il n'existe pas d'alternative de coût raisonnable. Elle permet aussi des reports d'échéance pour les eaux « naturelles ». En France, le recours à ces reports ou dérogations a été politisé comme un enjeu d'ambition écologique à l'occasion du Grenelle de l'environnement (Whiteside *et al.*, 2010 ; Lascoumes, 2011). Seulement 7 % des masses d'eau superficielles ont été classées comme « profondément modifiées ». Seules 36 % des masses d'eau « naturelles » feront l'objet d'une demande de report d'échéances, ce qui est proche des 33 % inscrits dans la loi Grenelle I.

Selon la DCE, l'« état des lieux » doit servir de base à la définition des actions de restauration pour chaque masse d'eau, qui devient ainsi le *territoire pertinent* pour la planification. Ce principe ignore que plus de la moitié des masses d'eau ne sont pas indépendantes, mais situées en cascades les unes après les autres, les altérations allant en se cumulant.

Par ailleurs, la règle du paramètre le plus déclassant exclut tout *principe d'arbitrage* entre usages et revient à rendre légitimes tous les usages. Cette règle qui était reliée à des usages dans le SEQ-eau est désormais appliquée de manière absolue pour évaluer l'atteinte du « bon état » (Carré *et al.* 2017). Il faut donc agir sur toutes les activités pour qu'aucun paramètre ne soit déclassant. Cela limite les possibilités de négociations des actions de restauration et leur classement par ordre de priorité. La DCE ne laisse pas la possibilité de construire un espace d'équivalence à l'échelle des masses d'eau qui reposerait sur un *réalisme comptable*. En pratique, les comités de bassin insistent pour conserver une logique de juste retour et ne tolèrent qu'une évolution lente vers des redevances plus incitatives réparties sur l'ensemble du bassin. Le choix initial d'un grand nombre de masses d'eau qui devait permettre d'afficher un fort pourcentage en bon état génère au final un risque accru de non-conformité du fait des incertitudes qui portent sur l'état de ces masses d'eau. Ces contraintes ont servi d'argument pour augmenter les redevances des agences. Les consommateurs domestiques,

dont les représentants sont minoritaires dans les comités de bassin, sont ceux qui supportent le plus ce nouvel *effort environnemental*.

Peu d'acteurs ont pris le public à témoin pour susciter des réactions sur le niveau d'atteinte du « bon état ». En revanche, la crainte de telles réactions explique les stratégies nationales observées dans des arènes confinées qui ont cherché à limiter les effets de déclassement en jouant sur les seuils et qui ont refusé l'adoption d'indicateurs écologiques communs à l'échelle européenne. Ce travail d'anticipation et de formatage de l'information a contenu la critique dans les sphères d'initiés que sont les comités de bassin. On ne peut exclure que, dans le futur, des acteurs comparent les états des lieux produits par différents pays pour construire par *la preuve de l'usage* un espace de commune mesure de la qualité de l'eau en Europe, sans tenir compte (volontairement ou non) de la disparité entre les indicateurs. Aujourd'hui, ce type de palmarès est utilisé par des associations de consommateurs¹⁴ mais ne porte que sur la qualité des eaux distribuées et dans un espace exclusivement national.

4. Conclusion

Les enquêtes menées permettent de confirmer que les deux inventaires de la qualité des eaux de surface construits en application de la loi sur l'eau de 1964 et la DCE de 2000 incorporent des considérations politiques dans leurs indicateurs et leurs réseaux de mesure. Celles-ci sont récapitulées dans le tableau 3.

Le premier inventaire national des pollutions de 1971 a été construit dans un objectif comptable de répartition de l'effort de dépollution. Il s'appuyait sur un réseau de surveillance focalisé sur les zones les plus polluées et qui mobilisait des experts fonctionnaires chimistes et biologistes des services régionaux d'aménagement des eaux (SRAE). Son *réalisme métrologique* était limité aux paramètres mesurés, aux fréquences de suivis et aux seuils des classes de qualité. Il ne disposait pas d'un manuel de prélèvement ni d'analyse, de laboratoires certifiés ni d'un traitement statistique des données recueillies coordonné sur les six bassins. L'application de la DCE en France a résulté d'un effort métrologique marqué, amorcé lors du SEQ-eau. De nombreux manuels de surveillance sont désormais disponibles, les quelques laboratoires qui se partagent le marché de la surveillance sont accrédités et contrôlés, et l'ONEMA¹⁵ est chargé de superviser l'interprétation des cinq millions de données recueillies annuellement. Cet effort métrologique s'explique par une volonté de recentralisation du pouvoir de contrôle sur les agences de l'eau.

¹⁴ L'UFC Que choisir en a produit en 2013, 2014 et 2017.

¹⁵ Office national de l'eau et des milieux aquatiques qui rejoint l'Agence française de la biodiversité en 2017.

L'indicateur équivalent habitant utilisé en 1971 n'était basé que sur les seules MES, DBO et DCO. Il a contribué à naturaliser la pollution d'origine domestique (comme si on ne pouvait pas la traiter autrement que par rejet dans les rivières), à sous-estimer la pollution des rejets toxiques industriels et à minimiser les pollutions agricoles. Dans les années 2000, la notion de référence et le principe du paramètre le plus déclassant ont à l'inverse rendu visibles presque toutes les pollutions en empêchant toute hiérarchisation.

Ces deux inventaires ont réaffirmé la pertinence du territoire national pour surveiller la qualité de l'eau, même dans le contexte européen. Ils considèrent cependant des territoires différents pour planifier la restauration (le bassin dans les années 1970 et la masse d'eau dans les années 2000) et répartir l'effort environnemental (par zones intrabassin dans les années 1970 selon une logique de juste retour, qui évolue vers le bassin, en 2000).

Dans les deux cas le rôle dévolu au public dans l'usage de ces inventaires est resté très limité. Malgré des améliorations marquées de la qualité des rivières, comme la Seine (Meybeck *et al.*, 2016), la considération de nouvelles altérations rend l'objectif de « bon état » toujours lointain malgré les efforts consentis depuis cinquante ans, en particulier par les ménages.

| | Inventaire national de la pollution (1959-1974) | État des lieux DCE (2000-2013) |
|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Spécialistes légitimes pour mesurer la qualité | Chimistes et hydrobiologistes de l'État (SRAE) combinant travail de terrain, de laboratoire et d'interprétation. | Secteur privé accrédité avec fragmentation des étapes terrain, laboratoire et traitement des données. |
| Territoires pertinents pour représenter le problème | Grands bassins. Les zones les plus polluées ou les plus utilisées sont les plus surveillées. Les petits bassins de référence sont peu suivis. | Masses d'eau tenant compte des hydroécotones et des types de pressions. Petites masses d'eau d'amont susceptibles d'être en bon état. |
| Principes d'arbitrage entre usages | L'indice biotique devient une ressource pour les plaignants en cas de pollution accidentelle. | Aucun, tous les usages sont légitimes, notamment les plus exigeants. |
| Territoires pertinents pour planifier l'effort | Effort planifié par secteur ou tronçon hydrographique selon la classe de | Planification à l'échelle de la masse d'eau. |

| | | |
|---------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|
| environnemental | qualité du cours d'eau (grille 1971) et par type d'usagers (domestiques ou industriels). | |
| Contribution relative à l'effort environnemental | Rejets amont proportionnellement plus taxés que ceux en aval. Les plus gros redevables reçoivent le plus de subventions. Redevance DBO équivaut au double de celle de la DCO. Faible contribution des industries rejetant des toxiques. Faible contribution du secteur agricole. | Transition entre une logique de juste retour et l'incitativité écologique. |
| Rôle du public | Très faible, cartes peu médiatisées, objectifs de qualité non opposables. | Information disponible, opposable, mais peu utilisée. |

Tableau 3. Comparaison des considérations politiques incorporées dans les espaces de commune mesure de la qualité de l'eau en France pour la loi sur l'eau de 1964 et la DCE de 2000 (source : les auteurs).

Alphandéry P., Djama M., Fortier A., Fouilleux E. (dir), 2012, *Normaliser au nom du développement durable*, Versailles, Quae Éditions.

Arpin I., Charvolin F., Fortier A., 2015, « Les inventaires naturalistes : des pratiques aux modes de gouvernement », *Études rurales* vol. 195, n° 1, p. 11-26.

Barone S., Bouleau G., 2011, « La directive-cadre sur l'eau et ses traductions : que nous apprennent les sites "innovants" ? », *Pôle Sud*, vol. 35, p. 43-58.

Barraqué B., 1995, « Les politiques de l'eau en Europe, *Revue française de science politique* », vol. 45, n° 3, p. 420-453.

Berny N., 2011, « Intégration européenne et environnement : vers une Union verte ? », *Politique européenne*, vol. 33, n° 1, p. 7-36.

Bouleau G., 2015, « L'agence de l'eau n'est pas un guichet. Les spécificités de l'instruction des aides environnementales », in I. Arpin, G. Bouleau, J. Candau, A. Richard-Ferroudji. (coord.), *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement*, Toulouse, Octarès, p. 169-188.

Bouleau G., 2016, « Pourquoi chercher la petite bête ? Les enjeux politiques de l'indice biotique en France (1964-1969) », *VertigO*, vol. 16, n° 2, p. 16.

- Bouleau G., Pont D., 2015, « Did You Say Reference Conditions? Ecological and Socio-economic Perspectives on the European Water Framework Directive », *Environmental Science & Policy* vol. 47, p. 32-41.
- Calvert C. K., Parks E. H., 1934, « The Population Equivalent of Certain Industrial Wastes », *Sewage Works Journal*, vol. 6, n° 6, p. 1159-1164.
- Carré C., Meybeck M., Esculier F., 2017, « The Water Framework Directive's "percentage of surface water bodies at good status": unveiling the hidden side of a "hyperindicator" », *Ecological Indicators*, vol. 78, p. 371-380.
- Carter C., Freeman R., Lawn M., 2015., « Introduction: Governing Europe's spaces: European Union re-imagined », in C. Carter, M. Lawn. (coord.), *Governing Europe's Spaces. European Union re-imagined*, Manchester, Manchester University Press, p. 1-23.
- Carter C., Smith A., 2008, « Revitalizing Public Policy Approaches to the EU: 'territorial institutionalism', fisheries and wine », *Journal of European Public Policy*, vol. 15, n° 2, p. 263-281.
- Cesari S., 1993, « Naissance de la loi sur l'eau de 1964. Fonctionnaires et parlementaires dans l'étape préalable à l'organisation d'un secteur » mémoire de master Institut d'études politiques de Grenoble. Grenoble II, université Pierre-Mendès-France.
- Chartier Touze N., Galvin Y., Leveque C., Souchon Y., 1997, « État de santé des écosystèmes aquatiques – Les variables biologiques comme indicateurs », *Séminaire national Hydrosystèmes : état de santé des écosystèmes aquatiques – Les variables biologiques comme indicateurs*, Paris, Cemagref Éditions 2-3 novembre 1994.
- Coin L., 1963, *Atlas de la pollution des eaux*, SPEPE, Centre français d'information sur l'eau CEFIE, Association française pour l'étude des eaux AFEE.
- Commissariat général au Plan, (dir) 1997. *Rapport au gouvernement. Évaluation du dispositif des Agences de l'eau*, Paris.
- Cour des comptes 2003, *Les agences de l'eau*, Rapport public annuel 2003.
- Deldrève V., Candau J., 2014, « Produire des inégalités environnementales justes ? », *Sociologie* vol. 5, n° 3, p. 255-269.
- Desrosières A., 2008, Chapitre 12 : « Comment fabriquer un espace de commune mesure : harmonisation des statistiques et réalisme de leurs usages », in A. Desrosières. (coord.), *Pour une sociologie historique de la quantification : l'argument statistique*, Paris, Presses des Mines ParisTech, OpenEdition Books, p. 205-224.
- Direction de la prévention des pollutions, Service de l'eau 1974, *La pollution de l'eau en France. Premier recueil de données statistiques sur les quantités de matières polluantes déversées dans les eaux en France, situation au 1^{er} janvier 1971*, Paris, La Documentation française.

- Douillet A.-C., 2003, « Les élus ruraux face à la territorialisation de l'action publique », *Revue française de science politique*, vol. 53, n° 4, p. 583-606.
- Eaufrance, 2010, Les efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau, *les Synthèses*, p. 12.
- EEA 1995. *Inland Waters – Europe's Environment: The Dobbris Assessment 1994 (chapter 5)*, European Environmental Agency.
- Gilbert C., Henry E., 2012, « La définition des problèmes publics : entre publicité et discrétion », *Revue française de sociologie*, vol. 53, n° 1, p. 35-59.
- Groupe ABC 1991. *Bases de définition d'un système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Note de synthèse*, Études inter agences. Agences de l'eau, 30 p.
- Imbeaux E. (dir), 1931, *Annuaire statistique et descriptif des distributions d'eau de France, Algérie, Tunisie et colonies françaises, Belgique, Suisse et Grand-Duché de Luxembourg*, Paris, Dunod.
- Imhoff K., Fair G., 1956, *Sewage Treatment*, New York, Wiley.
- Kauppi N., 2010, « The political ontology of European integration », *Comparative European Politics* vol. 8, p. 19-36.
- Kneese A. V., 1962, *Water Pollution: Economic Aspects and Research Needs*, Baltimore, Johns Hopkins Press.
- Lascombes P., 2011, « Des acteurs aux prises avec le "Grenelle Environnement". Ni innovation politique, ni simulation démocratique, une approche pragmatique des travaux du Groupe V », *Participations*, vol. 1, n° 1, p. 277-310.
- Lascombes P., Le Galès P. (dir), 2004. *Gouverner par les instruments*, Paris, Les presses de Sciences po.
- Lefrou C., 1977-1978, *La mise en place d'un objectif de qualité. Évaluation des obstacles historiques, administratifs, juridiques et réglementaires*, ministère de la Culture et de l'Environnement, 16 p.
- Lestel L., Cuif M., Hagenmuller P., Labbas M., Carré C., 2013, « La transaction comme mode de régulation des déversements industriels en rivière : le cas des cours d'eau de la région parisienne au xx^e siècle », in T. Le Roux, M. Letté. (coord.), *Débordements industriels dans la cité et leurs conflits, xviii^e-xxi^e siècles*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, p. 225-245.
- Meybeck M., Lestel L., Briand C., 2017, « La Seine sous surveillance : Les analyses des impacts de l'agglomération parisienne par l'Observatoire de Montsouris de 1876 à 1937 », in L. Lestel, C. Carré (coord.), *Les rivières urbaines et leur pollution*, Versailles, Quae, p. 32-43.
- Meybeck M., Lestel L., Carré C., Bouleau G., Garnier J., Mouchel J. M., 2016, Trajectories of river chemical quality issues over the Longue Durée: the Seine River (1900S–2010), *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-17.
- Nicolazo J.-L., 1993, *Les agences de l'eau*, Paris, Pierre Johanet et Fils Éditeurs.

- Rabouille G., 1957, « La protection des eaux contre la pollution dans le bassin industriel de Longwy », *Bulletin Français de Pisciculture* 187, p. 37-47.
- Réseau national des données sur l'eau, 1995, *Qualité des cours d'eau. 10 ans d'observation*, 150 p.
- Sabel C. F., Zeitlin J., 2012, « Experimentalist governance », in D. Levi-Faur (coord.), *The Oxford Handbook of Governance*, Oxford, Oxford University Press, p. 169-184.
- Salais R., 2004, « La politique des indicateurs. Du taux de chômage au taux d'emploi dans la stratégie européenne pour l'emploi (SEE) », in B. Zimmermann (coord.), *Action publique et sciences sociales*, Paris, Maison des sciences de l'homme.
- Valiron F., 1987, Propos recueillis. Dans H. Loriferne (coord.), *40 ans de politique de l'eau en France*, Paris, Economica, p. 131-145.
- Wasson J. G., Chandesris A., Pella H., Souchon Y., 2001, *Définition des hydroécotones françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive Cadre pour la gestion des eaux, rapport de phase 1*, 68 p.
- Whiteside K. H., Boy D., Bourg D., 2010, « France's "Grenelle de l'environnement": openings and closures in ecological democracy, *Environmental Politics*, vol. 19, n° 3, p. 449-467.