

## Comment s’est construite la question de la qualité de l’eau depuis 1850 – Projet MAKARA

Laurence Lestel<sup>1\*</sup>, Michel Meybeck<sup>1</sup>, Catherine Carré<sup>2</sup>, Gabrielle Bouleau<sup>3</sup>

Avec la contribution de Tatiana Dmitrieva<sup>1</sup>, Marc Chevreuil<sup>1</sup>, Alexandra Boccarossa<sup>4</sup>,  
Emmanuelle Hellier<sup>4</sup>, Florentina Moatar<sup>5</sup>, Sabine Barles<sup>6</sup>, Christelle Gramaglia<sup>7</sup>

<sup>1</sup> Sorbonne Universités UPMC CNRS, EPHE / UMR 7619 Metis, Paris

<sup>2</sup> Université Paris 1 / LADYSS, Paris

<sup>3</sup> IRSTEA / ETBX, Bordeaux

<sup>4</sup> Université de Rennes 2 / UMR Espaces et Sociétés ESO, Rennes

<sup>5</sup> Université François Rabelais / EA 6293 GÉHCo géohydrossystemes continentaux, Tours

<sup>6</sup> Université Paris 1 / UMR 8504 Géographie-cités, Paris

<sup>7</sup> IRSTEA / UMR G-EAU, Montpellier

\* laurence.lestel@upmc.fr

### *Résumé*

*Le terme de qualité des cours d’eau recouvre des perceptions très variées, selon les acteurs ou usagers de l’eau et des milieux aquatiques considérés, perceptions qui ont évolué avec les transformations de la société et leurs modes d’occupation des bassins versants. Une lecture pluridisciplinaire entre sciences de l’environnement et sciences sociales s’est imposée pour l’étude de ce système socio-écologique où nous avons croisé les connaissances scientifiques des trajectoires de qualité depuis 1850 avec les logiques des normes réglementaires et les points de vue des gestionnaires et des habitants sur la qualité des cours d’eau et la nécessité de l’améliorer.*

*L’étude des interactions entre connaissances, perceptions et actions pour les problèmes environnementaux étudiés (d’une part par contaminants : nitrates, métaux, PCB, eutrophisation, d’autre part par territoire : l’Yvel-Hyvet en Bretagne et Versailles et ses eaux depuis 1850) a permis d’établir une typologie de trajectoires de qualité selon la connaissance ou la perception du problème qu’en avaient les acteurs, les actions entreprises et l’efficacité de ces dernières pour rétablir un « bon » état. Les actions réglementaires n’ont souvent commencé qu’après les pics de pollution, lesquels pouvaient être passés inaperçus des contemporains et la relation entre programme d’action et amélioration de la qualité n’est ni linéaire ni immédiate.*

### **Introduction**

Le terme de qualité des cours d’eau recouvre des perceptions très variées, selon les acteurs ou usagers de l’eau et des milieux aquatiques considérés, perceptions qui ont évolué avec les transformations de la société et leurs modes d’occupation des bassins versants. Une lecture pluridisciplinaire entre sciences de l’environnement et sciences sociales s’est imposée pour l’étude de ce système socio-écologique où nous

avons croisé les connaissances scientifiques des trajectoires de qualité depuis 1850 avec les logiques des normes réglementaires et les points de vue des gestionnaires et des habitants sur la qualité des cours d’eau et la nécessité de l’améliorer. Nous avons ainsi construit des trajectoires de qualité des cours d’eau en France que nous présentons ici.

## 1 Les trajectoires de qualité des eaux

Les trajectoires de qualité des eaux se définissent pour un problème identifié par la société, sur un territoire donné. Dans le projet Makara, nous avons distingué trois types de trajectoires. (i) Les trajectoires de l’état du milieu, basées sur des paramètres chimiques, physicochimiques ou biologiques propres au problème, et déterminées par les mesures (surveillance, analyses historiques, reconstitution par modèles ou sur des archives sédimentaires) (Vörösmarty et al., 2015) ; (ii) Les trajectoires de la qualité du milieu, accompagnées par des évolutions des facteurs de contrôle économiques, des pressions et de réponses sociales (combinaison de réponses techniques, législatives, réglementaires), que nous présentons sous forme de graphes chronologiques sur la longue durée (Meybeck et al., 2016) (iii) Les trajectoires sociales complètent ici cet ensemble. Elles combinent la position de la société vis-à-vis des problèmes et son évolution temporelle sur deux axes principaux, la connaissance du problème et sa perception, d’une part, et l’action menée par la société, d’autre part.

### 1.1 Les trajectoires d’état du milieu

Les trajectoires d’état du milieu aquatiques sont multiples. Elles dépendent à la fois de l’évolution des paramètres ciblés et aussi des critères de qualité employés lorsqu’on pratique cette analyse. Elles peuvent être schématisées de deux façons principales (Figure 1) (Vörösmarty et al., 2015).

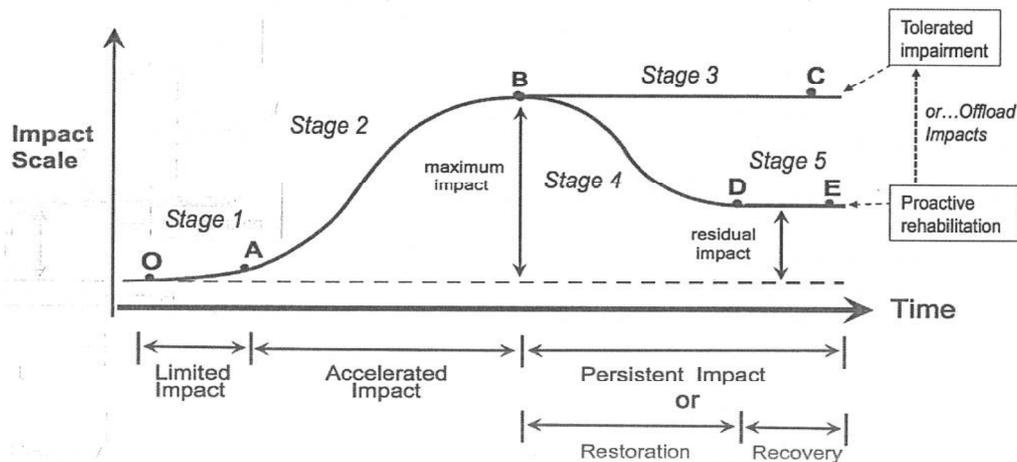


Figure 1. Trajectoires environnementales types de rivières.

La première trajectoire ABDE représente la résolution efficace d'un problème de qualité des eaux. Il demeure en général un impact résiduel avec l'état de départ, parfois réduit encore au prix d'une restauration plus poussée et très coûteuse impliquant des travaux dans le milieu lui-même (recovery). La deuxième, ABC, représente un plateau d'impact permanent qui ne sera pas réduit. L'exemple le plus typique en est l'impact des grands barrages, pour lesquels la transition entre A et B n'existe pas. D'autres impacts sont encore dans leur phase ascendante (AB), ils n'ont encore ni plateau, ni réduction. Dans certains cas la phase plateau de dégradation maximale peut être réduite au bout d'une longue période.

## 1.2 Les trajectoires de la qualité du milieu

Le passage de l’état du milieu à la qualité du milieu, vis-à-vis du problème identifié, est réalisé en combinant la mesure des paramètres ciblés et une grille de qualité reliant cette mesure à un état de qualité. La gravité du problème et sa durée sont directement fonction de la grille choisie pour cette analyse, qui peut varier dans le temps. Pour ce projet Makara, nous avons choisi d’appliquer les grilles contemporaines (DCE, arrêté du 25 janvier 2010) sur l’ensemble des chroniques.

## 1.3 Une étude de cas comme exemple : le cas des PCB

Cette étude de cas se base sur les nombreux articles écrits par des participants au projet Makara (M. Babut, M. Chevreuil, C. Gramaglia) ainsi que sur un ouvrage de référence paru en 2016 (Amiard et al., 2016) et quelques dossiers concernant les PCBs aux Archives Nationales (AN).

Nous n’insisterons pas ici sur la difficulté à étudier cette classe de produits de synthèse qui ont déferlé sur le marché mondial dans les années 1920, en accompagnement de l’électrification. Les polychlorobiphényles (PCBs) sont en fait un ensemble de produits qui diffèrent selon le nombre de chlore sur le noyau biphenyle et leur emplacement. Sur 209 produits possibles, environ 130 ont été synthétisés et utilisés à large échelle. Chacun de ces composés ou mélange de composés a reçu un nom commercial, ce qui représente une infinité de combinaisons possibles. Les noms les plus connus sont l’Aroclor commercialisé par Monsanto et, en France, le pyralène commercialisé par Prodelec. Le pic de production et d’usage des pyralènes est l’après-seconde guerre mondiale, jusque dans les années 1980, où leur usage, d’abord limité, est ensuite interdit dans l’Union européenne. Mais le problème des PCBs dans l’environnement est encore prégnant, du fait des nombreuses zones de stockage de ces PCBs dans les transformateurs électriques ou dans l’environnement où, hydrophobes mais liposolubles, ils sont également, pour la plupart, très stables et donc considérés comme des contaminants persistants.

Ce n’est qu’en 1966 que des traces de PCBs sont découvertes pour la première fois dans des échantillons environnementaux analysés pour le DDT (Jensen, 1969, 1972), 37 ans après leur premier usage industriel, grâce au développement de la chromatographie.

Les voies de contamination des milieux aquatiques sont nombreuses, via l’atmosphère, l’érosion des sols contaminés (Motelay-Massei et al., 2004) des rejets directs par des effluents, industriels ou urbains (Blanchard et al., 2004). A leur tour les sédiments très pollués sont des sources de PCBs vers l’atmosphère (Larsson et al., 1990). Une part majeure des PCBs est transportée dans les rivières avec les matières en suspension (MES), sauf si celles-ci sont faibles (<20 mg/L), comme dans la Seine (Chevreuil et al., 1987, 2016). Les PCBs sont particulièrement concentrés par les mollusques filtreurs et dans les chairs de poissons. En France ces deux types d’organismes, comestibles, font l’objet d’une double surveillance, sanitaire et environnementale, régulière en milieu côtier, très variable en rivière (Claisse, 1989 ; Minier et al., 2006 ; Chevreuil et al., 2016 ; Marchand et al., 2016).

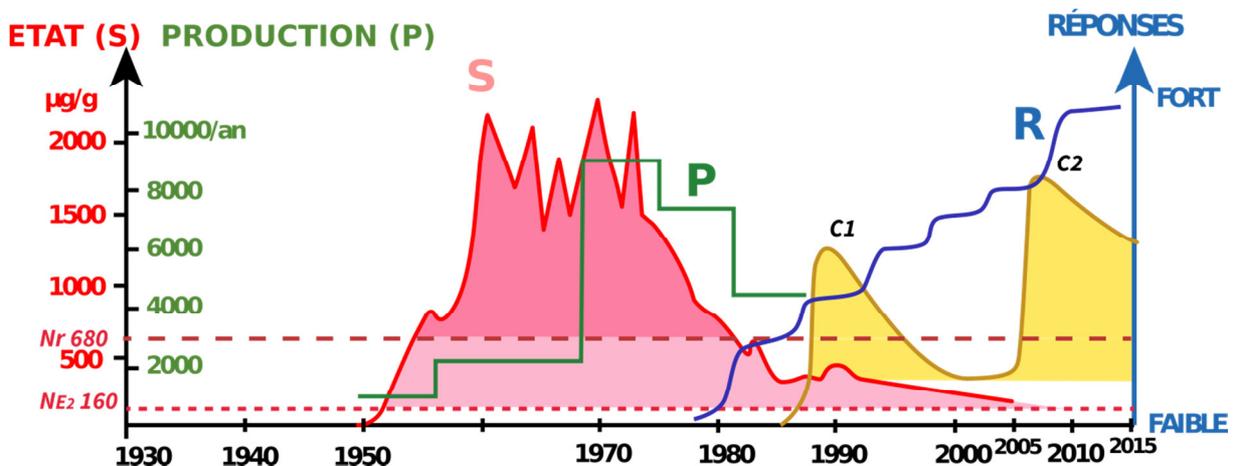


Figure 2. Trajectoires des PCBs en France. S. Contamination de la Seine établie à partir d’une carotte sédimentaire. P. Production française de PCBs (t/an). R. Cumul des réponses administratives apportées. C : crises sociales des PCB. Nr : norme PCBs pour les sédiments de rivière. NE2 : norme PCBs pour les sédiments en estuaire.

Le problème des PCBs dans l'environnement est essentiellement dû aux nombreuses zones de stockage de ces PCBs dans les transformateurs électriques et dans l'environnement où, hydrophobes mais liposolubles, ils sont également, pour la plupart, très stables et donc considérés comme des contaminants persistants. La première phase de contamination est due à l'usage des PCBs plus qu'à leur production (P, *Figure 2*). Dans leur cas, la réponse politique et technique (destruction des PCBs dans des usines dédiées, R) a été rapide et a été renouvelée à plusieurs reprises. En 1975, l'enjeu a été d'abord d'interdire toute commercialisation et usage des PCB dans la vie courante, et en particulier l'usage du pyralène dans les systèmes ouverts (Arrêté du 8 juillet 1975). En 1976, l'Europe adopte deux directives, tout d'abord interdisant les rejets et dépôts incontrôlés de PCBs (Directive 76/403/CEE) puis réservant l'usage des PCBs aux enceintes fermées (Directive 76/769/CEE). En 1985 elle demande un contrôle des circuits d'élimination des déchets générateurs de nuisance (Arrêté du 4 janvier 1985) puis elle interdit la mise sur le marché de tout nouveau matériel contenant du pyralène, même d'occasion. Par contre les appareils en service au 30 juin 1986 restent autorisés jusqu'à leur fin de vie (Directive du 1<sup>er</sup> octobre 1985). Cette dernière directive conduit la France à créer une classe spécifique dans la législation des installations classées pour les appareils contenant plus de 30 litres de pyralène (rubrique 355, décret du 6 février 1986). En 1987, le décret français du 2 février oblige tous les déchets contenant du PCB à être éliminés dans une installation spécifiquement agréée. Le problème des PCBs dépasse alors largement l'Europe et est débattu au niveau mondial. Aux directives européennes, se rajoute également la Convention pour la protection des milieux marins de l'Atlantique Nord-Est (OSPAR) qui, prenant la suite de la Convention d'Oslo de 1990, exige en 1992 la destruction de tous les PCBs identifiables, puis, en 1998, les inscrit sur la Liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires. La législation européenne est renforcée en 1996 (Directive 96/59/CE, traduite en droit français en 2001, décret 2001-63), mais la France prend alors du retard. C'est la condamnation de la France par l'Europe le 2 mai 2002, pour manquement au plan de gestion des déchets, qui relance les plans nationaux de décontamination et d'élimination des appareils contenant des PCBs (arrêté ministériel du 26 février 2003), pour les appareils contenant plus de 500 ppm de PCBs. En 2013, un nouvel échancier est mis en place pour les appareils contenant de 50 à 500 ppm de PCBs.

D'autres conventions internationales (protocole d'Aarhus de juin 1998 et Convention de Stockholm de 2001) ont visé à l'interdiction définitive de la production de ces polluants organiques persistants (POP) et à en contrôler, réduire ou éliminer les émissions dans l'environnement. Ces conventions ont été mises en œuvre dans l'Union Européenne en 2004 (Règlement CE n°850/2004) et ratifiées par la France.

Les premières réponses réglementaires ont précédé la mise en évidence de la contamination par les PCBs par les scientifiques et les réseaux de surveillance RNO (1981-1989), puis sa difficile évaluation par le réseau national de bassin (RNB). À la suite d'une première crise sociale en 1985, des actions complémentaires sont entreprises, elles peuvent expliquer la deuxième phase de décontamination de 1990 à 2005 (au moins).

Une vision globale de la chronique de la contamination de la Seine depuis 1950 a été rendue possible grâce à une carotte prise en 2008 dans les alluvions de la Seine, près de son exutoire (Lorgeoux et al., 2016). Les teneurs croissent très vite à partir de 1952 et atteignent un maximum en plateau de 1960 à 1972, puis décroissent régulièrement d'un facteur 10 jusqu'en 2005. En 1980 elles sont déjà 3 fois inférieures à celles de 1972, alors que les restrictions d'usage des PCBs ne sont pas encore en place (*Figure 2*). Les effets de la dernière phase de réponses, prises après la deuxième crise de 2005, ne sont pas donc inscrits dans cette carotte. Cette deuxième crise de 2005 survient lors d'un contrôle à la demande d'un pêcheur professionnel d'un poisson omble chevalier pêché dans le Rhône. Il conduit à l'interdiction progressive de consommation de tout poisson le long du Rhône, puis, suite à un inventaire national, à la restriction de consommation des poissons issus d'autres rivières comme l'Oise et la Seine, dont le taux de contamination excède largement les seuils alimentaires définis par l'Union européenne<sup>1</sup>. L'interdiction de consommer des poissons du Rhône touche directement la population encore nombreuse de pêcheurs.

Les PCBs sont l'exemple type d'une **pollution invisible** à plusieurs titres : (i) ils n'ont été détectés qu'en 1966 en Suède et dans les années 1970 en France, (ii) leur surveillance dans les rivières françaises ne commence qu'après le pic de pollution révélé par la carotte sédimentaire ; (iii) la **surveillance réglementaire** par l'analyse chimique n'a pas pu faire une évaluation de cette contamination générale, non décrite par l'IFEN. La méthodologie pour suivre cette contamination connue et utilisée en milieu côtier

---

<sup>1</sup> Entre 2005 et 2013, il y a eu 140 arrêtés préfectoraux d'interdiction de consommation ou de pêche sur l'ensemble du territoire français à cause des PCBs (Féron, 2017).

(tissus de poissons ou de mollusques), mettant en évidence une contamination extrême en baie de Seine, n'a pas été choisie par les agences et le ministère.

La **contamination du milieu aquatique** a été très importante, en comparaison avec d'autres territoires, surtout dans le bassin de la Seine. Sa connaissance n'a pas été générée par la surveillance réglementaire ni déclarée officiellement mais elle est décrite par les scientifiques lorsqu'ils ont construit leur propre référentiel (1995-2005) et en ont reconstitué l'historique (Lorgeoux et al., 2016). Cette contamination met les PCBs candidats comme marqueurs de l'anthropocène.

Le rôle des scientifiques a été celui de lanceur d'alerte (Jensen), mais aussi d'experts pour la détermination du panier type de 7 PCBs à rechercher dans l'environnement, ainsi que pour l'amélioration des méthodes analytiques pour les rechercher dans tous les milieux et sur des supports variés, à des quantités pouvant descendre au nanogramme. Les connaissances scientifiques sur les PCBs ont constamment évolué, entraînant une modification continue des normes depuis 30 ans, tant sur le milieu que sur le biote. Par rapport aux autres études de cas, les normes sont très souvent réajustées à la baisse en termes de seuils et les types de milieux à analyser se multiplient, ce qui rend le message de la contamination des milieux assez complexe à rendre. L'adoption de seuils très bas de PCBs dans l'environnement, sans se préoccuper de savoir si on peut les mesurer et à quel coût, a été attribuée à l'absence de lobby industriel puisque rapidement les industries productrices de PCB ont fermé (Meunier, 2016, p.148).

Cette trajectoire a beaucoup de similarités avec d'autres formes de contamination d'origine industrielle comme les métaux lourds.

#### 1.4 Les types de trajectoires sociales : perception – action

Les études de cas ont permis d'établir une typologie de *trajectoires sociales* selon la connaissance ou la perception du problème qu'en avaient les acteurs, les actions et l'efficacité de ces dernières pour rétablir un « bon » état.

Les *trajectoires sociales* représentent la position de la société vis-à-vis des problèmes et son évolution temporelle sur deux axes principaux, la connaissance du problème et sa perception, en abscisse, et l'action menée par la société, en ordonnée. Les échelles sur les deux axes sont qualitatives et données à dire d'expert. Celle des actions est très reliée à la trajectoire de l'état du milieu. Celle de la connaissance/perception résulte d'une analyse historique poussée, qui peut différer pour chaque problème.

Dans le diagramme action- perception (*Figure 3*), l'axe vertical des actions est divisé en quatre étapes : A0 : action non déclenchée par la société, A1 : action déclenchée mais peu efficace sur le milieu qui continue à se dégrader rapidement, A2 : action partiellement efficace : le milieu se dégrade moins vite, on se situe après le point d'inflexion entre A et B, A3 : action totalement efficace : le milieu se rétablit partiellement (phase A vers D). L'action poussée A4 visant au rétablissement complet du milieu est encore rarement notée.

L'axe horizontal des perceptions combine le développement des connaissances du problème et la perception sociale de celui-ci : P<sub>0</sub> : la perception est encore impossible car le phénomène ne fait pas encore l'objet d'une description consensuelle (scientifique ou non), P<sub>1</sub> : le phénomène a été décrit scientifiquement ou de manière profane mais son caractère problématique sur le bassin considéré n'est pas une conviction partagée, c'est souvent à ce stade que les lanceurs d'alerte précurseurs interviennent, P<sub>2</sub> : la perception partagée d'un problème et sa mise à l'agenda politique entraîne une mise en place de surveillance du problème pour en connaître les impacts, les causes et les remèdes, P<sub>3</sub> : la connaissance est considérée bonne et suffisante pour entraîner l'action, s'il y a consensus pour le faire, P<sub>4</sub> : la connaissance est excellente, les modèles permettent de tester les solutions apportées et/ou de faire des scénarios complexes de changement sur les bassins (Climat, usages du sol etc.).

Nous rappelons ici que le seul référentiel utilisé est le référentiel actuel (2010). On n'observera donc pas de ruptures dans les trajectoires correspondant à un changement des normes et des seuils dans le temps. Ces changements de seuils sont le reflet d'un changement de perception qui se traduit en une action, donc conduisent à des modifications de la trajectoire.

Les études de cas de Makara analysées dans ce schéma perception/problématisation- action, montrent à nouveau une grande diversité. Elles s'inscrivent entre deux trajectoires extrêmes (*Figure 3*).

La première peut être appelée la **trajectoire d'alerte** : dans celle-ci l'action est déclenchée très tôt, notamment dès que le problème a été décrit, en général dans d'autres pays, et avant la mise en place d'un réseau de surveillance ; l'action consiste surtout à interdire la production, de réduire puis interdire les usages des produits visés. Dans cette trajectoire nous trouvons des pollutions de nature et d'origine très variées

(DDT et pesticides chlorés ; cadmium et mercure, puis plomb, cuivre et zinc). Cette trajectoire est en général imposée par une mise en lumière soudaine du problème parfois par les scientifiques, parfois suite à des accidents majeurs, suivie d’un consensus rapide et de réglementations européennes, de 1972 à 1985. Elle peut n’être pas suffisante pour être totalement efficace : l’action est alors ré-activée, comme pour les PCBs en 2005, se traduisant par une surveillance renforcée (trajectoires complexes, *Figure 4*). On note que dans tous ces exemples c’est *sur des bases de santé publique* que cette alerte s’est appliquée. L’ironie est que la reconstruction des trajectoires d’état du milieu révèle que (i) les rivières françaises ont été soumises à de très fortes contaminations, en général d’origine industrielle, bien avant l’alerte, empêchant tout recours à un principe de précaution, (ii) que cette contamination historique est passée totalement inaperçue des pouvoirs publics, (iii) que son impact sur la santé humaine, de 1920 à 1980 reste à déterminer. Dans ce cas l’action précède largement la connaissance, qui n’est souvent pas approfondie.

La deuxième peut être appelée **trajectoire d’acceptation** publique : dans ce cas les autorités contemporaines restent globalement sur une acceptation, en général ancienne et peu ou pas du tout éclairée à l’époque sur le plan environnemental, d’un changement quasi-permanent du milieu fluvial : c’est le cas des rivières naviguées, rectifiées et harnachées d’écluses et des rivières équipées de barrages (Seine, Rhône, Rhin alsacien, Durance, Dordogne etc.). C’est aussi le cas des rivières dédiées aux industries extractives ou chimiques. La société contemporaine reconnaît la transformation permanente des milieux, qu’elle ait reconnu ce changement comme problématique ou non dans le passé. Cette trajectoire est un héritage de notre rapport au fleuve tel qu’il existait jusqu’en 1960 et même en 1980 (Seine naviguée à grand gabarit, dernier barrage sur le Rhône). Le fleuve était destiné à être utilisé au mieux *pour le développement économique de la société* : les autorités dédiaient donc des rivières ou des corridors fluviaux entiers à ces divers usages (réception des déchets urbains et industriels ; navigation ; sécurisation des zones inondables etc.). Avec les changements de vision sur le fleuve, de nouvelles politiques publiques essaient parfois d’en compenser a posteriori les effets provoqués il y a 50 ou 100 ans, ce sont les mesures de « recovery » actives comme celles engagées sur le Rhône navigué, ou concernant le stockage des surverses d’orage dans les réseaux unitaires, qui viennent compléter les stations d’épurations. Dans ce cas, la connaissance n’entraîne qu’une action tardive, liée à une demande sociale nouvelle ou nouvellement mise en visibilité, mais qui reste limitée, compte tenu des transformations irréversibles des milieux.

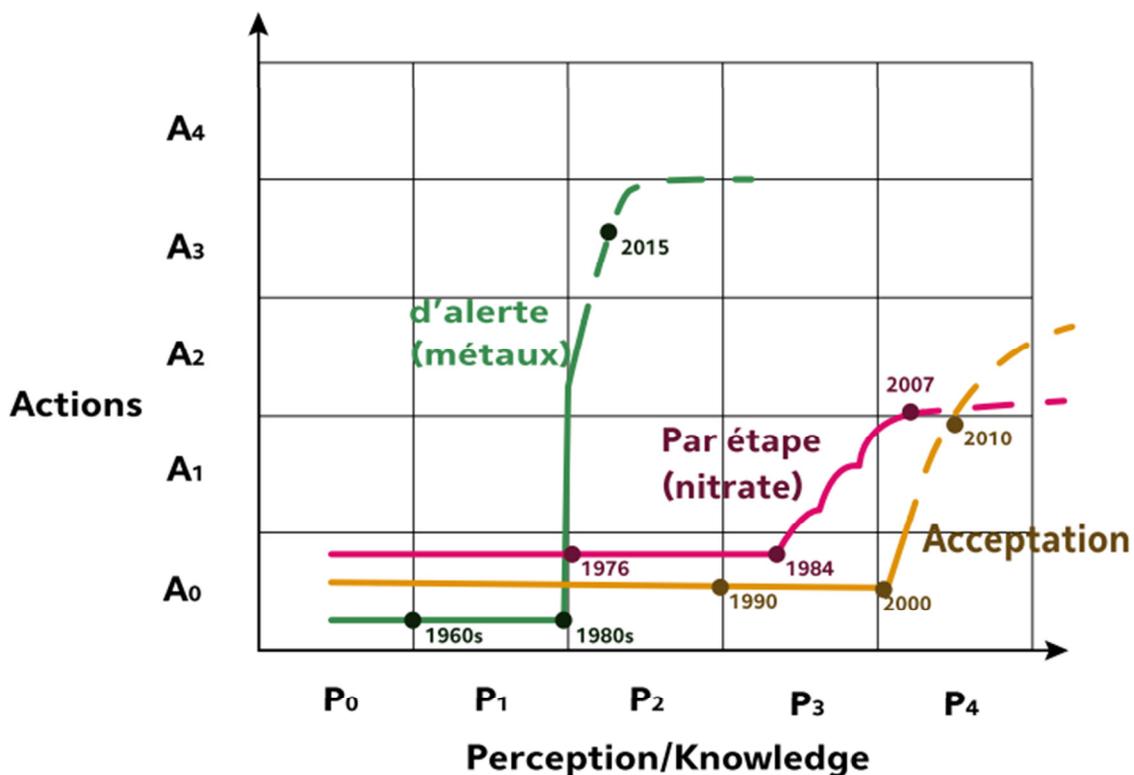


Figure 3. Trajectoires de la société face à un problème de l’environnement. Perceptions/actions. Principales trajectoires sociales perception-action. A0 à A4 : formes d’action, P0 à P4 perception et connaissance des problèmes (voir texte).

La troisième est une **trajectoire d'indécision** politique, ou de décision **par étape**, dans laquelle les rapports de force de la société s’expriment nettement : la perception du problème est de plus en plus aboutie, avec une surveillance complète, des études multiples et des modèles. On connaît en général les solutions à apporter. Lorsqu’il s’agit de pollutions ponctuelles, collectables et traitables, comme les phosphates urbains, en grande partie responsables de l'eutrophisation, l’action ne dépend pas d’une méconnaissance de solution mais d’une volonté politique de les appliquer. Pour les pollutions dispersées et diffuses, les solutions impliquent des changements profonds du secteur agricole. Après avoir été le réceptacle naturel de l’excrétion des activités industrielles, minières et urbaines, un rôle qui lui est dévolu dès le XIXème siècle, le milieu fluvial reste le réceptacle naturel des rejets d’effluents d’élevage, des eaux de lessivage des surfaces cultivées et des fuites sous-racinaires de l’agriculture intensive.

La *trajectoire des nitrates* est caractéristique de cette courbe en étape : on observe l’augmentation des nitrates dans les captages de Paris depuis 1950, on a pu en voir la distribution nationale dans l’INP71 , on en connaît l’origine exacte par traçage isotopique depuis 1976-78, mais les travaux des géochimistes ne sont pas pris en compte par la Commission Hénin (1978-80), dont le rapport publié en 1985, sera considéré « comme une bible » par les gestionnaires de l’eau, pendant près de 20 ans. Dans ce cas, les pouvoirs publics hésitent depuis 1971 entre une approche pure de santé publique , avec une norme paradoxalement très élevée, confortable pour les agriculteurs, mais encore débattue par certains d’entre eux, et des critères internationaux de qualité des milieux aquatiques les plus sensibles, bien plus stricts, de 5 fois (estuaires mal renouvelés) à 50 fois moins élevés (grands lacs alpins).

La trajectoire par étapes, observée pour l’eutrophisation, les nitrates, les pesticides, est typique d’une priorité secondaire accordée par les autorités à l’environnement. Il en résulte souvent une efficacité très limitée : après plus de trente ans de mesures agri-environnementales négociées depuis la Commission Hénin en 1980, les rivières ont seulement atteint vers 2007 un plateau de teneurs en nitrates, les nappes souterraines aussi. En raison de la forte contamination de la zone non-saturée et des nappes phréatiques, la décroissance des niveaux de nitrates va être très lente pendant plusieurs décennies. La trajectoire réelle des pesticides est encore très mal connue du fait de la difficulté de leur surveillance.

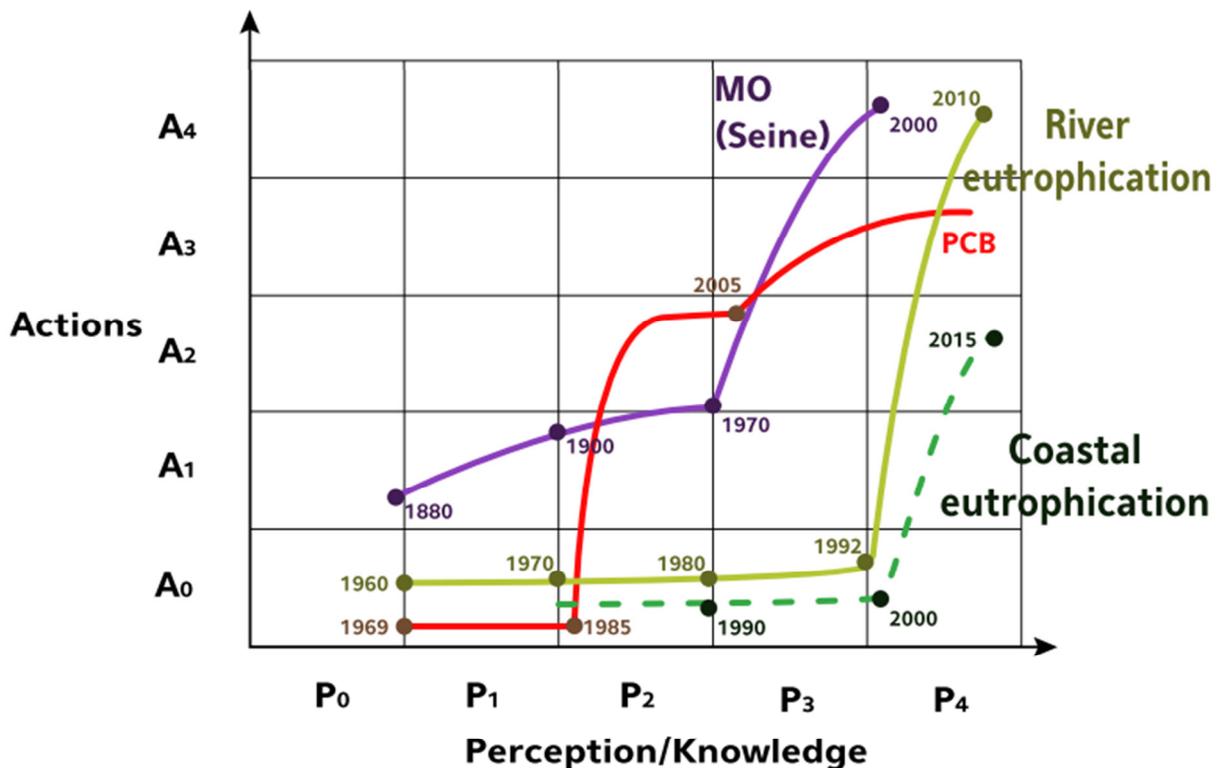


Figure 4. Trajectoires sociales perception-action complexes. MO : Matière organique (cas de la Seine) ; Eutrophisation en rivière ; Eutrophisation côtière ; PCBs.

D'autres **trajectoires complexes** sont observées, elles combinent souvent les précédentes (*Figure 4*) : la pollution organique (MO), consommatrice d'oxygène, a été comprise il y a plus d'un siècle mais la solution n'est apparue qu'après 1964. On passe alors de l'acceptation à l'action rapide et le territoire s'est couvert de STEP en une vingtaine d'années. Dans ce cas, le décalage entre la connaissance et l'action efficace est lié à des problèmes techniques et à leur possibilité de financement. La lutte contre l'eutrophisation présente aussi une phase d'hésitation entre 1976, lorsque le verdissement des fleuves français prend toutes les agences de l'eau par surprise, et 1992, en raison d'un lobbying efficace des industriels du phosphore, alors que les solutions réglementaires et techniques étaient expérimentées depuis près de 15 ans dans la partie française du bassin du Léman. L'action a finalement été imposée par l'Union Européenne sur les stations d'épurations : en 20 ans les concentrations en phosphore diminuent de 10 fois dans nos rivières, en contraste marquant avec les nitrates. Les trajectoires peuvent dépendre du milieu considéré, ainsi l'eutrophisation en milieu côtier liée aux nitrates, perçue et étudiée plus tardivement, est loin d'être résolue. Par comparaison, l'eutrophisation des grands lacs alpins, comme Annecy a une trajectoire de type d'alerte : l'action a été déclenchée alors que la surveillance débutait, vers 1968, un cas exemplaire en France, dû aux autorités locales. Cette action de précaution a évité que le lac dépasse le niveau mésotrophe et a permis qu'il revienne presque à l'oligotrophie.

## 2 Des connaissances à l'action : la construction continue de la qualité

La perception de la qualité telle qu'elle a été vue par les études de cas a permis la construction d'un schéma mettant en relation quatre items qui ont été récurrents pour dire la qualité des milieux : la connaissance du problème, les actions entreprises pour le résoudre, la mesure de l'état du milieu et sa surveillance.

Ces items s'organisent en deux blocs (*Figure 5*) :

- Celui de la connaissance qui comprend à la fois la perception du problème par les différents acteurs, les recherches scientifiques entreprises et leurs publications, et la transcription de cette connaissance dans la littérature grise. Ce pôle est sous-tendu par les analyses effectuées sur le terrain ou en laboratoire pour comprendre l'état du milieu et son évolution, ainsi que les processus qui conduisent à cet état : pressions et devenir environnemental des produits émis.
- Celui de l'action qui comprend l'ensemble des actions publiques (réglementations, mise en place d'un réseau de surveillance) ainsi que les mobilisations citoyennes qui ont pu conduire à un renforcement de ces actions publiques. Dans le millefeuille administratif concernant les problématiques environnementales, chaque fonctionnalité du milieu peut donner lieu à des instruments d'action publique environnementale différents (Lascoumes et Le Galès, 2004). Nous nous sommes intéressés à la traduction de ces actions par des normes, qui sont des outils qui nécessitent un réseau de surveillance du milieu. Cette surveillance vise à contrôler le respect des normes édictées et à aider à la définition et la hiérarchisation des actions à entreprendre pour rétablir un état conforme à la réglementation.



## 2.2 La surveillance réglementaire et ses limites

Nous avons analysé les méthodes et les moyens de la surveillance réglementaire pour appréhender l’état des cours d’eau, en tenant compte du contexte spatial (à quelle échelle, pour quel territoire) et temporel (des suivis de l’observatoire de Montsouris à la fin du XIXe siècle aux grilles nationales de qualité, après la loi sur l’eau de 1964). Les différents diagnostics établis ont été confrontés à ce que les acteurs en disent, soit dans les archives et la littérature grise, soit dans les entretiens menés auprès d’acteurs impliqués dans la connaissance ou la gestion des cours d’eau, pour les terrains versaillais, de la Seine, du Rhône et de la Bretagne. Nous proposons ici un schéma qui indique trois étapes de cette surveillance, depuis des études préliminaires qui permettent de définir le réseau de mesure (S) jusqu’à une surveillance ciblée qui, pour chaque produit ou classe de produit, définit un protocole particulier allant de la mesure au traitement de la donnée (*Figure 6*).

La surveillance réglementaire la qualité de l’eau sur un territoire donné est aujourd’hui très encadrée par un corpus toujours croissant de normes techniques et par un référentiel de qualité (lois, réglementations, indicateurs, valeurs-seuils, grilles de qualité) dont la complexité augmente depuis le premier inventaire effectué en 1971. La directive cadre sur l’eau (DCE) et sa transcription en droit français (LEMA 2006) ont bouleversé les référentiels antérieurs (INP71 et SEQ-Eau), entraînant une augmentation de deux ordres de grandeurs de la quantité de données de qualité générées par an sur le territoire français (stations actives multipliées par 5, fréquence moyenne de relevés multipliée par 2, et surtout nombre de paramètres analysés multipliés par 10).

Mais ce réseau de suivi « eaux de surface » très développé, avec un nombre important de stations répertoriées (5938 stations eaux de surface à l’échelle de la France) n’a pas toujours fait l’objet d’une optimisation pour améliorer la fréquence de suivi, ou l’adapter aux variabilités hydrologiques, optimiser la disposition des stations et supprimer les stations redondantes. L’optimisation spatiale des réseaux a en fait été peu pratiquée car les objectifs des agences ont beaucoup changé, tous les 10 ans en moyenne ; seule une petite partie des stations est restée stable depuis les années 1970.

Dans le cadre de ce projet, les incertitudes des données produites ont pu être approchées et de nouveaux types d’indicateurs ont été construits pour prendre en compte la variabilité hydrologique et le comportement des produits analysés avec les débits. Ils varient avec la taille des bassins, l’origine des polluants etc. Ces outils permettent d’affiner notre connaissance, de comparer les stations, comparer les produits et, sur les longues séries, de mettre en évidence des changements de fonctionnement de la rivière. Il est à noter que les incertitudes évoluent aussi en fonction de la période de rapportage considérée : elles diminuent lorsque l’on passe d’une période de rapportage de 1-3 ans à 3-5 ans.

*Tableau 1. Les périmètres de la surveillance à quatre périodes depuis le XIXe siècle.  
Adapté de Bouleau et al, 2017.*

	<b>Les débuts de la mesure régulière des milieux 1870-1880</b>	<b>La période creuse de l’Entre-deux-guerres</b>	<b>Inventaire national de la pollution (1959-1974)</b>	<b>Etat des lieux DCE (2000-2013)</b>
<b>Spécialistes légitimes pour mesurer la qualité</b>	Chimistes universitaires	Laboratoires d’analyses départementaux	Chimistes et hydrobiologistes de l’Etat (SRAE) combinant travail de terrain, de laboratoire et d’interprétation	Secteur privé accrédité avec fragmentation des étapes terrain, laboratoire et traitement des données
<b>Territoires pertinents pour représenter le problème</b>	Ponctuel, ou linéaire amont aval d’une grande ville	Ponctuel	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 hydroécorégions et des types de pressions. Petites masses d’eau d’amont susceptibles d’être en bon état.
<b>Principes d’arbitrage entre usages</b>	Aucun, tous les usages sont légitimes, notamment les plus exigeants		L’indice biotique devient une ressource pour les plaignants en cas de pollution accidentelle.	Aucun, tous les usages sont légitimes, notamment les plus exigeants
<b>Territoires pertinents pour planifier l’effort environnemental</b>	Pas de traitement local. Prélèvements en amont et rejets en aval des villes	Seul l’impact urbain est potentiellement géré. Les rejets industriels sont toujours gérés ponctuellement.	Effort planifié par secteur ou tronçon hydrographique selon la classe de qualité du cours d’eau (grille 1971) et par type d’usagers (domestiques ou industriels).	Planification à l’échelle de la masse d’eau
<b>Contribution relative à l’effort environnemental</b>	Effort d’aménagement urbain	Effort d’aménagement urbain	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
<b>Rôle du public</b>	Très faible	Très faible	Très faible, cartes peu médiatisées, objectifs de qualité non opposables.	Information disponible, opposable, mais peu utilisée

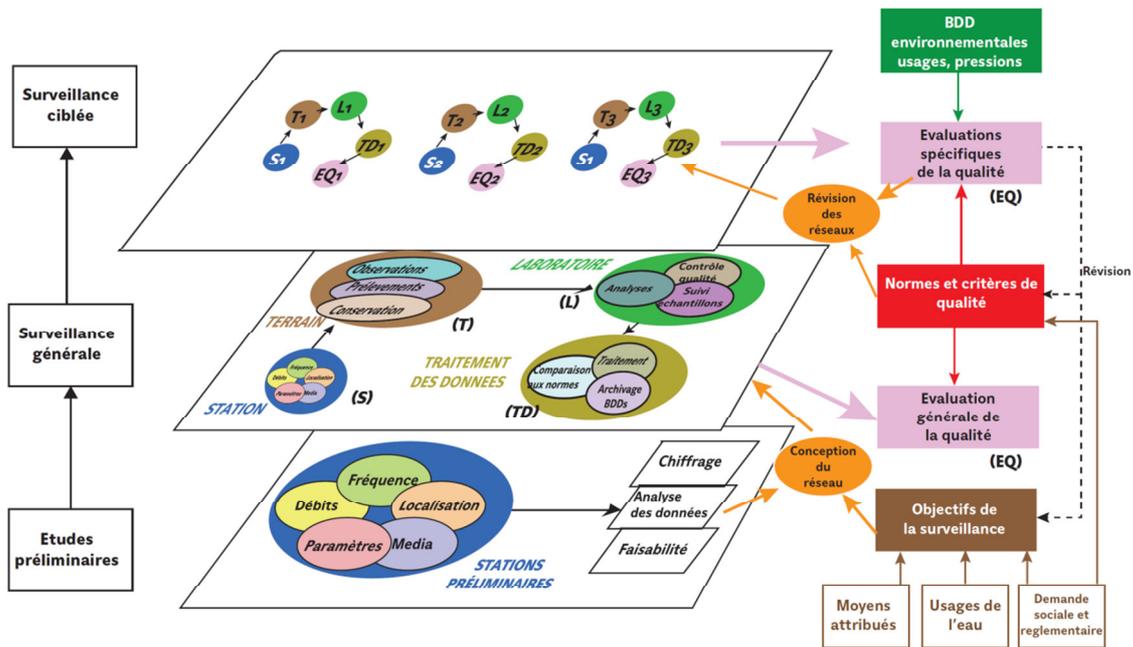


Figure 6. Phases de constitution d’un réseau de surveillance de la qualité des eaux (Meybeck, et al., 1996, révisé). Partie gauche : opérations techniques de surveillance ; partie droite : éléments politiques, juridiques et réglementaires.

La notion officielle de qualité a beaucoup évolué avec la DCE qui a généré une métrique commune d’évaluation, le % de masses d’eau (ME) en bon état, lequel est en principe fondé sur la structure et les fonctionnalités des écosystèmes aquatiques. À la qualité, surtout chimique, de l’eau ressource et milieu de vie, s’ajoute, par rapport aux évaluations précédentes, la qualité écologique, basée sur quatre éléments majeurs de l’écosystème aquatique. Pour intégrer ces deux approches très différentes et pouvoir comparer les masses d’eau et les bassins européens, la DCE combine tous ces éléments dans un hyperindicateur résultant d’une agrégation temporelle, thématique, spatiale et méthodologique (état chimique et écologique), en rupture totale avec les précédents référentiels. L’emploi du référentiel DCE force les pouvoirs publics à prendre en compte, de manière prioritaire, l’état écologique des milieux (y compris leur altération physique), mais la règle du paramètre déclassant, sans prendre en compte aucune pondération entre paramètres ou problèmes ciblés, conduit à une péjoration officielle de la qualité réglementaire déclarée, basée auparavant sur des critères chimiques en nombre restreint. Cette tendance est mal comprise car les indicateurs des problèmes spécifiques identifiés depuis 1971, comme la pollution organique, l’eutrophisation, la contamination bactérienne, la pollution métallique, montrent une nette amélioration depuis 40 ans.

La surveillance réglementaire est au cœur de l’attente du public pour dire la qualité, et a pour rôle non seulement de contrôler le respect des normes édictées par le législateur mais aussi de déclencher des actions pour rétablir un bon état. Nos constats sur la surveillance réglementaire en France nous conduisent à préconiser qu’une analyse critique, approfondie, de la surveillance de la qualité des eaux soit faite à chaque cycle de surveillance -dix ans ou plus- pour mieux préciser les variables et les indicateurs recherchés en fonction des objectifs visés. Il conviendrait de promouvoir le suivi pérenne de paramètres ciblés dans des stations patrimoniales réparties sur l’ensemble des types de cours d’eau, accompagné de surveillances, plus ponctuelles dans le temps et dans l’espace, pour alimenter la connaissance scientifique, les modèles et répondre à des problèmes spécifiques. L’hyperindicateur DCE devrait tenir compte des incertitudes liées à l’agrégation qui est nécessaire pour le construire.

A ce stade, il conviendrait d’engager une comparaison avec la pollution de l’air, problématique entrée beaucoup plus tardivement dans l’agenda politique français et européen, ainsi qu’une comparaison internationale pour comprendre comment la surveillance réglementaire contribue à la qualité de ces milieux environnementaux dans d’autres contextes.

### 2.3 Des connaissances à l’action : la construction continue de la qualité

Pour conclure, nous présentons ici un schéma d’évolution temporelle où les deux piliers de la connaissance et de l’action sont mis en relation par une spirale représentant les moyens de passage entre ces deux items. La connaissance de la *qualité visible* de l’eau des rivières (facteurs de contrôles, processus complexes, variabilités temporelle et spatiale, effets sur les organismes aquatiques, les humains et les animaux, sur les usages de l’eau), progresse sans cesse avec le développement des sciences et des techniques, de la science fondamentale et réglementaire (*Figure 7*, partie gauche). La qualité perçue peut entraîner une décision (partie centrale) qui à son tour déclenche des actions (partie droite), actions techniques, institutions, surveillance, lois, normes. Cette prise de décision prend souvent du temps en fonction des attentes des acteurs, des résistances à l’action (lobbys), des conflits entre secteurs, et des controverses scientifiques ou techniques.

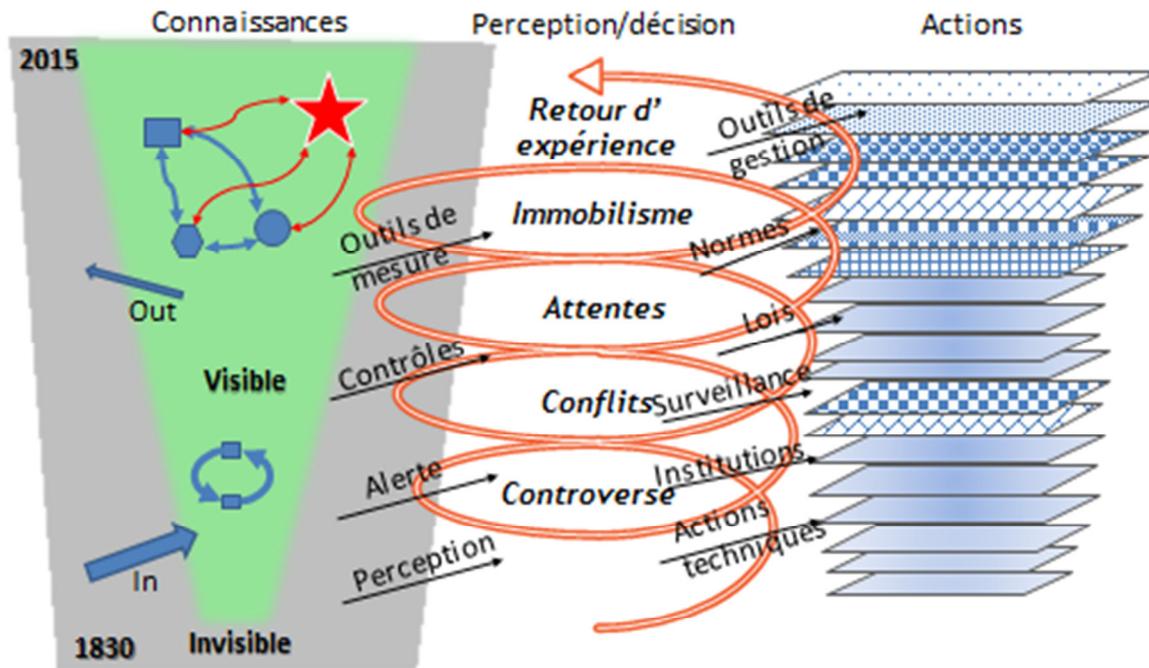


Figure 7. La construction en spirale de la qualité de l’eau

La connaissance est renouvelée par des alertes, des outils de mesure de la qualité, des mobilisations ; la (les) vision(s) de la qualité et des milieux aquatiques devien(en)t de plus en plus complexe et les interactions avec les activités humaines en font partie. La prise de conscience des autorités génère un arsenal normatif et des institutions pour les faire appliquer qui s’additionnent (*Figure 7*, partie de droite). La prise de conscience individuelle et collective croît avec la connaissance. Le milieu garde trace d’héritages permanents (changements d’usage du sol, barrages et canalisation, pollutions persistantes, structures de collecte et d’épuration des eaux usées). D’autres héritages sociaux, cognitifs ou perceptifs, sont présents, malgré des ruptures comme en 1964 et en 2000 (DCE). Ces interactions en spirale continuent de construire la qualité des eaux, jadis ou niveau local, puis, à partir de 1964, au niveau national et de 2006, au niveau européen.

Le projet a permis de comprendre le problème de la qualité des cours d’eau comme une spirale entre connaissances, perceptions et actions, schéma applicable à l’ensemble des problèmes environnementaux. Chacun de la douzaine de problèmes de qualité des eaux qui ont été traités en France depuis 150 ans a sa propre spirale. Seule le temps long permet de comprendre l’ensemble du processus. Souvent, les actions réglementaires n’ont commencé qu’après les pics de pollution lesquels pouvaient être passés inaperçus des contemporains, le passage à la visibilité étant nécessaire pour déclencher une action. Le suivi réglementaire peut précéder la connaissance comme la suivre. La relation entre le suivi réglementaire et l’action n’est ni linéaire ni immédiate, les élus ou les services techniques choisissant ou pas d’utiliser des mesures pour justifier ou appuyer leur volonté d’agir.

## Bibliographie

- Amiard J.C., Meunier T., Babut M. (2016). *PCB, environnement et santé*, Lavoisier, 738p.
- Bouleau G., Marchal P.L., Meybeck M., Lestel L. (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. DOI: 10.4000/developpementdurable.11580
- Chateauraynaud F. et Torny D., *Les sombres précurseurs. Une sociologie pragmatique de l'alerte et du risque*, Editions EHESS, 1999.
- Chevreuil, M., Chesterikoff, A., & Letolle, R. (1987). PCB pollution behaviour in the river Seine. *Water Research*, 21(4), 427-434
- Chevreuil, M., Carru, A. M., Chesterikoff, A., Boët, P., Tales, E., & Allardi, J. (1995). Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants. *Science of the Total Environment*, 162(1), 31-42.
- Chevreuil M., Marchand M. (2016). Comportement, devenir et transfert dans l'environnement. In Amiard J.C., Meunier T., Babut M. (eds). *PCB, environnement et santé*, Lavoisier, 309-356.
- Claisse, D. (1989). Chemical contamination of French coasts: the results of a ten years mussel watch. *Marine Pollution Bulletin*, 20(10), 523-528.
- Féron A. (2017). Persistance biochimique et récalcitrance politique. Quelques éléments d'analyse sur les résurgences du problème de pollution par les PCB (France, 1975-2015). *Pour mémoire*, 27-38.
- Gramaglia, C., & Babut, M. (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*, 14(2).
- Jensen, S. (1969). DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. *Nature*, 224, 247-250.
- Jensen S. (1972). The PCB story, *Ambio*, 1, 123-131.
- Larsson, P., Okla, L., Ryding, S. O., & Westöö, B. (1990). Contaminated sediment as a source of PCBs in a river system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(4), 746-754.
- Lascoumes P., Le Galès P. (2004). *Gouverner par les instruments*, Presses de Sciences Po.
- Lorgeoux, C., Moilleron, R., Gasperi, J., Ayrault, S., Bonté, P., Lefèvre, I., & Tassin, B. (2016). Temporal trends of persistent organic pollutants in dated sediment cores: chemical fingerprinting of the anthropogenic impacts in the Seine River basin, Paris. *Science of the Total Environment*, 541, 1355-1363.
- Marchand M., Amiard J.C., Badot P.M., Giraudeau P. (2016). Réseaux de surveillance des PCB dans l'environnement. In Amiard J.C., Meunier T., Babut M. (2016). *PCB, environnement et santé*, Lavoisier, 639-667.
- Meunier T. (2016). Réglementation des PCB en France. In Amiard J.C., Meunier T., Babut M. (eds). *PCB, environnement et santé*, Lavoisier, p.89-153.
- Meybeck, M., Kimstach, V., & Helmer, R. (1996). Strategies for water quality assessment. In: D. Chapman (ed) : *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. 2nd edition*, Chapman & Hall, London, 23-57.
- 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*, DOI : 10.1007/s11356-016-7124-0.
- Minier, C., Abarnou, A., Jaouen, Madoulet, A., Le Guellec, A. M., Tutundjian, R., Bocquené, G., Leboulenger, F. (2006). A pollution monitoring pilot study involving contaminant and biomarker measurements in the Seine Estuary, France, using zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(1), 112-119.
- Motelay-Massei, A., Ollivon, D., Garban, B., Teil, M. J., Blanchard, M., Chevreuil, M. (2004). Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. *Chemosphere*, 55(4), 555-565.
- Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., & Pastore, C. L. (2015). Impair-then-repair: a brief history & global-scale hypothesis regarding human-water interactions in the anthropocene. *Dædalus*, 144(3), 94-109.