# Chapitre 9. Les dynamiques sociales et politiques associées à l'eutrophisation et à sa prise en charge


Coordinatrice :

Alix Levain

Auteurs :

Carole Barthélémy

Magalie Bourblanc

Jean-Marc Douguet

Agathe Euzen

Alix Levain

Avec la contribution de :

Yves Souchon

Elisabeth Michel-Guillou

Documentaliste :

Sybille de Mareschal



**Pour citer ce chapitre :**

Levain A., Barthélémy C., Bourblanc M., Douguet J.-M., Euzen A., 2017. Les dynamiques sociales et politiques associées à l'eutrophisation et à sa prise en charge. Pages 949-1129, In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

Sommaire

**9.1. Introduction.....953**
9.1.1. L'eutrophisation dans la littérature scientifique en sciences humaines et sociales : quelques repères 953
9.1.2. Approches dominantes et contextes de production de la recherche en SHS sur l'eutrophisation 955
9.1.2.1. L'eutrophisation : phénomène, concept ou problème ? ..... 955
9.1.2.2. L'historicité et le caractère situé des analyses environnementales en sciences humaines et sociales..... 956
9.1.3. Implications pour l'expertise et choix portés par le groupe ..... 957
9.1.4. Plan de la contribution..... 960
9.1.5. Délimitation du corpus bibliographique ..... 962

**9.2. Les trajectoires de l'eutrophisation dans les politiques publiques et en tant que problème public .....964**
9.2.1. Repères historiques autour du problème de l'eutrophisation ..... 964
9.2.1.1. De l'assainissement urbain aux pollutions diffuses : une approche sociohistorique des politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation dans les pays industrialisés ..... 965
9.2.1.2. Une analyse transversale des facteurs influençant la mobilisation des acteurs sociaux et l'action publique ..... 984
9.2.1.3. Synthèse ..... 987
9.2.2. Activités de cadrage et construction des problèmes publics..... 987
9.2.2.1. Les effets de cadrage du problème produits par différents modes de connaissance..... 987
9.2.2.2. Les verrous socio-techniques ..... 990
9.2.2.3. Mobilisations sociales, mobilisations locales et mise à l'agenda politique ..... 993
9.2.2.4. Le traitement médiatique de l'eutrophisation, reflet et amplificateur des effets de cadrage... 996
9.2.2.5. Synthèse ..... 998
9.2.3. Les interactions entre science et politique dans la problématisation et la gestion des phénomènes d'eutrophisation..... 999
9.2.3.1. Controverses, incertitudes et débats..... 999
9.2.3.2. Nouvelles approches de la science à finalité réglementaire et nouvelle approche de l'action publique ..... 1013
9.2.3.3. Synthèse ..... 1015
9.2.4. L'eutrophisation comme objet d'action publique en Europe : approches et questions contemporaines ..... 1016
9.2.4.1. Les différentes approches de politiques publiques mises en oeuvre et l'évaluation de leurs résultats : un bilan problématique ..... 1016
9.2.4.2. Le nouveau contexte introduit par la Directive-Cadre sur l'Eau dans l'Union Européenne: entre densification cognitive et approche procédurale des politiques publiques..... 1018
9.2.4.3. Impasses et pistes : eutrophisation et pollutions diffuses ..... 1020
9.2.4.4. Synthèse ..... 1023
9.2.5. Conclusion..... 1024

**9.3. Représentations et perceptions associées aux enjeux, modes de gestion et usages de l'eau .....1024**
9.3.1. Notions essentielles mobilisées dans l'analyse..... 1025
9.3.1.1. Synthèse ..... 1027
9.3.2. Des paradigmes hétérogènes : caractérisation du corpus..... 1027
9.3.2.1. L'individu, agent et sujet : approches économiques et psychologiques des perceptions..... 1027
9.3.2.2. Les appartenances sociales, moteur de la construction des perceptions et des représentations ..... 1031

9.3.2.3. Synthèse ..... 1032
9.3.3. Entre qualité de l'eau et qualité des paysages aquatiques, des pollutions nutrimentielles invisibles ?1032
9.3.3.1. Percevoir la qualité de l'eau : la médiation des sens et des systèmes de sens ..... 1032
9.3.3.2. Les variables de la visibilité sociale primaire : des perceptions encastrées dans des histoires et dans des expériences ..... 1035
9.3.3.3. Synthèse ..... 1038
9.3.4. Groupes sociaux et communautés de pratiques : la différenciation sociale des valeurs et préférences ..... 1038
9.3.4.1. Des représentations sociales structurantes ..... 1038
9.3.4.2. Des représentations sociales situées socialement et spatialement ..... 1040
9.3.4.3. Synthèse ..... 1042
9.3.5. La dynamique des représentations et des usages : changer les représentations pour changer les comportements ? ..... 1043
9.3.5.1. Le lien entre les représentations et la mise en mouvement des acteurs sociaux : le cas des relations santé-environnement ..... 1043
9.3.5.2. Problématisation et visibilité sociale secondaire ..... 1044
9.3.5.3. La mobilisation et la diffusion des connaissances expertes : catégories émergentes et diversité des représentations associées à l'eutrophisation ..... 1048
9.3.5.4. Synthèse ..... 1051
9.3.6. Eutrophisation et valeur sociale de l'eau ..... 1052
9.3.6.1. Des eaux plurielles, des valeurs problématiques ..... 1052
9.3.6.2. Normes et valeur sociale de l'eau ..... 1053
9.3.6.3. Valeur sociale de l'eau et eutrophisation : au delà de l'évaluation économique des dommages ..... 1054
9.3.6.4. Synthèse ..... 1055

**9.4. Approches situées des coopérations et des conflits associés à l'eutrophisation ..... 1055**
9.4.1. Les approches des conflits et des coopérations associées à l'eutrophisation en sciences humaines et sociales : points de repère ..... 1056
9.4.1.1. Conflits d'usage, changement social et rapports de force ..... 1056
9.4.1.2. L'impact des situations conflictuelles sur la prise en charge des problèmes environnementaux ..... 1057
9.4.1.3. Lectures culturalistes et lectures politiques des conflits liés à l'eutrophisation : entre usages et représentations conflictuels ..... 1059
9.4.1.4. Méthodes d'enquête sur les conflits ..... 1063
9.4.1.5. Synthèse ..... 1063
9.4.2. Une analyse de la littérature par type de configuration hydro-sociale ..... 1064
9.4.2.1. Du cycle à la configuration hydro-sociale ..... 1064
9.4.2.2. Présentation des quatre configurations repérées dans la littérature ..... 1065
9.4.2.3. Synthèse ..... 1067
9.4.3. Examen détaillé des quatre configurations hydro-sociales ..... 1068
9.4.3.1. La confrontation directe entre les populations et les phénomènes d'eutrophisation, faiblement régulée par les organisations gouvernementales ..... 1068
9.4.3.2. Les crises dystrophiques affectant périodiquement des masses d'eaux emblématiques où se déroulent de multiples activités ..... 1070
9.4.3.3. L' « eutrophisation silencieuse» : tensions sans conflits ou absence de problématisation ? ... 1072
9.4.3.4. Les conflits liés aux pollutions nutrimentielles diffuses : problématiser la source, problématiser le dommage ..... 1074
9.4.3.5. Synthèse ..... 1078
9.4.4. Conclusion ..... 1079

**9.5. Enjeux, principes et pratiques de la gestion intégrée des problèmes d'eutrophisation .... 1080**

9.5.1. Les grands principes fédérateurs de la gestion intégrée de l'eau : principaux points de repère 1081
9.5.1.1. L'approche socio-écosystémique de l'environnement ..... 1081
9.5.1.2. L' « adaptive management » et le « social learning » ..... 1082
9.5.1.3. La prise en compte des savoirs « profanes » ..... 1082
9.5.1.4. Les dispositifs de participation ..... 1083
9.5.2. La conceptualisation systémique en réponse à la complexité des processus socio-naturels de l'eutrophisation ..... 1083
9.5.2.1. La conceptualisation de la complexité : la pensée systémique ..... 1083
9.5.2.2. La prise en compte pratique de la complexité : la gestion intégrée ..... 1086
9.5.2.3. Synthèse ..... 1089
9.5.3. Stratégies d'atténuation, d'adaptation et de restauration dans des situations d'eutrophisation 1089
9.5.4. Le dialogue entre sciences sociales et sciences de l'environnement ..... 1096
9.5.4.1. Synthèse ..... 1097
9.5.5. Le partage des savoirs entre experts et gestionnaires ..... 1098
9.5.5.1. Synthèse ..... 1100
9.5.6. Co-construire avec les acteurs locaux : le cas des territoires agricoles et celui des marées vertes en France. 1100
9.5.6.1. Le cas des territoires agricoles ..... 1100
9.5.6.2. Synthèse ..... 1106
9.5.7. Le cas français des marées vertes ..... 1106
9.5.7.1. Synthèse ..... 1108
9.5.8. Conclusion ..... 1109

**9.6. Conclusion ..... 1109**
9.6.1. Synthèse ..... 1109
9.6.2. Pistes pour la recherche ..... 1113

**9.7. Références bibliographiques ..... 1115**

## 9.1. Introduction

Alix Levain

Le groupe « Sciences humaines et sociales – Humanités environnementales » avait pour mission d'analyser la littérature produite par les sciences humaines et sociales (SHS) sur le thème de l'eutrophisation, à l'exception du droit et de l'économie, qui ont été considérés comme des domaines d'expertise devant répondre à des questions spécifiques.

Le champ couvert par les investigations du groupe est donc potentiellement très large: il recouvre les travaux publiés par les politistes, sociologues, historiens, géographes, anthropologues, psychologues, didacticiens. Il prend en compte également les travaux interdisciplinaires produits dans une perspective d'appui à la gestion ou, à l'inverse, dans une perspective théorique et/ou réflexive.

Le groupe d'experts mobilisé est composé d'une anthropologue, deux socio-anthropologues, une politiste et un économiste. Le groupe a également mobilisé de façon ponctuelle l'expertise d'une psychologue de l'environnement.

### 9.1.1. L'eutrophisation dans la littérature scientifique en sciences humaines et sociales : quelques repères

En analysant le corpus des 257 références les plus centrales, tel qu'il résulte de l'exploration des bases de données bibliographiques[1] et en se basant sur la nature des revues concernées, la largeur du champ apparaît très nettement: 9 disciplines bien distinctes des sciences humaines et sociales sont représentées.

*Tableau 9.1 : Diversité des champs disciplinaires couverts, à partir des revues*

| Revue | Nb articles | % |
|---|---|---|
| Didactique/éducation à l'environnement | 3 | |
| Revues généralistes en SHS | 3 | |
| Droit de l'environnement | 6 | |
| Histoire | 6 | |
| Sociologie | 6 | |
| Science politique | 7 | |
| Anthropologie/ethnologie/écologie humaine | 10 | |
| Economie écologique | 17 | |
| Géographie humaine et sociale/géopolitique | 25 | |
| Revues interdisciplinaires en environnement avec dominante SHS | 27 | |
| TOTAL SHS | 110 | 43 |
| **TOTAL SHS (droit et économie exclus)** | **87** | **34** |
| Revues transdisciplinaires philo/sciences | 7 | |
| Revues interdisciplinaires en environnement | 93 | |
| **TOTAL ID** | **100** | **39** |
| Ecologie | 39 | |
| Revues scientifiques généralistes | 8 | |
| **TOTAL SVU** | **47** | **18** |
| **TOTAL** | **257** | **100** |

[1] Le détail de la méthode adoptée par le groupe pour l'exploration des bases bibliographiques est présenté dans une annexe méthodologique, jointe à cette introduction.

Le tableau 9.1 fait par ailleurs ressortir plusieurs caractéristiques marquantes du corpus:

- D'abord, la prédominance des approches intégrées, interdisciplinaires et hybrides : si l'on exclut le droit et l'économie du champ des SHS, les revues interdisciplinaires en sciences de l'environnement constituent le premier espace de publication (39%), malgré les spécifications apportées aux requêtes. Il faut relever que, dans la catégorie la plus représentée, la revue *Ambio* représente presque la moitié des références. Cette revue, rattachée à l'Académie des Sciences de Suède, a la caractéristique d'avoir été créée en 1972, suite à la conférence de Stockholm, d'y avoir son siège et de se concevoir comme un espace de mise en débat des « facteurs scientifiques, sociaux, économiques et culturels qui influencent l'état de l'environnement humain »[2]. Une partie importante des articles concerne des études de cas situées en Scandinavie, notamment centrées sur les problèmes d'eutrophisation rencontrés en Mer Baltique. Ces références couvrent par ailleurs une période très large, la publication d'un premier numéro spécial en 1980 en constituant un jalon marquant (de Jong, 2006). Cette analyse superficielle permet de mettre en évidence que **la densité des travaux en sciences humaines et sociales au sujet de l'eutrophisation est très dépendante du contexte et des problèmes rencontrés au niveau local, régional et national**. Elle est donc un indicateur d'un certain niveau de problématisation et de l'intensité du débat public. Plus largement, elle est corrélée à la *visibilité sociale* de l'eutrophisation[3].

- Le nombre de références dans les revues de sciences humaines et sociales est relativement faible : 87 références pertinentes, principalement dans des revues interdisciplinaires dédiées aux relations environnement-sociétés, de science politique et de géographie. On peut citer, par exemple, la revue francophone *Nature, Sciences, Sociétés*. Ce chiffre est relativement éloigné du nombre initial de références issu des requêtes dans les bases de données : en effet, de nombreux articles mentionnaient de façon incidente l'eutrophisation comme élément contextuel, sans que le phénomène joue un rôle dans la problématique principale de l'article, dans les questions de recherche, ni même ne fasse l'objet d'informations factuelles suffisamment précises pour qu'une méta-analyse présente un intérêt.

Toutefois, les revues dans lesquelles les articles sont publiés ne livrent que des indications partielles en ce qui concerne d'une part, les approches retenues par les auteurs et, d'autre part, la centralité des problématiques d'eutrophisation dans les publications. En effet :

- les recherches en sciences sociales de l'eau s'inscrivent bien souvent dans le cadre de programmes de recherches interdisciplinaires, qui conduisent une majorité d'auteurs à publier sur ce sujet dans des revues qui ne relèvent pas de leur champ disciplinaire propre ;
- de nombreuses publications qui traitent des enjeux sociétaux ou politiques associés aux phénomènes d'eutrophisation ont pour auteurs des chercheurs en sciences de la vie : les publications des chercheurs en sciences humaines et sociales sont minoritaires.
- du fait des caractéristiques de la publication scientifique en sciences humaines et sociales, les bases de données sont lacunaires et ne reflètent que très imparfaitement la production scientifique dans ces domaines. D'abord, de nombreuses revues ne sont pas référencées. Ensuite, dans plusieurs disciplines, les chercheurs privilégient la publication d'ouvrages, la publication d'articles dans des revues à comité de lecture n'étant pas du tout systématique. Qui plus est, beaucoup d'auteurs publient dans leur langue maternelle – c'est notamment le cas d'une majorité de chercheurs français, les revues francophones étant très peu référencées. C'est le cas également, par exemple, de nombreux chercheurs brésiliens : il en résulte que si le champ des sciences sociales de l'environnement est très développé au Brésil et si les problématiques d'eutrophisation y sont présentes, aucun article du corpus ne traite de cette aire géographique.
- Enfin, et ce point nous paraît mériter une attention toute particulière, les lexiques mobilisés par les auteurs sont très hétérogènes. Ainsi, beaucoup d'auteurs traitent en fait de problèmes de qualité de l'eau, notamment de pollutions à l'azote ou au phosphore, de pollutions diffuses ou de blooms algaux, sans se référer directement à l'eutrophisation. C'est particulièrement le cas lorsque leurs recherches ne

[2] Source : http://link.springer.com/journal/13280, consulté le 2 juillet 2016
[3] Pour une présentation détaillée de cette notion, voir sous-chapitre 9.2.

les amènent pas à observer ou à collaborer avec leurs homologues des sciences de la vie. De ce fait, l'approche par les mots clefs ne permet que rarement d'évaluer la pertinence d'un article pour l'expertise et il reste possible que, malgré les efforts du groupe, des travaux utiles aient échappé à la vigilance des experts qui le composent.

### 9.1.2. Approches dominantes et contextes de production de la recherche en SHS sur l'eutrophisation

#### *9.1.2.1. L'eutrophisation : phénomène, concept ou problème ?*

Sans procéder à une analyse lexicale détaillée – tâche qui, malgré sa lourdeur, présenterait un intérêt certain -, les experts du groupe relèvent que l'eutrophisation en tant que catégorie descriptive et analytique et en tant que concept scientifique et catégorie d'action publique n'est pas une notion centrale dans les travaux des chercheurs en SHS présents dans le corpus.

**L'usage du concept est généralement contextuel**, qu'il s'agisse (cas le plus fréquent) de décrire les pressions pesant sur la ressource en eau dans une situation étudiée par le chercheur ou (cas plus rare) de restituer la teneur d'arguments mis en avant par certains groupes impliqués dans des conflits environnementaux. De façon schématique, on peut dire que la majorité des chercheurs en SHS ont jusqu'à présent repris les catégories expertes mobilisées par les chercheurs en sciences biophysiques, les gestionnaires ou les militants environnementalistes sans les questionner directement : l'eutrophisation est alors abordée comme un problème environnemental constitué ou une menace, qui forme la toile de fond de mobilisations et de discours d'acteurs.

**Deux nuances** méritent toutefois d'être apportées à ce constat général. D'abord, les historiens de l'écologie soulignent le **rôle structurant de cette notion dans la constitution de l'écologie en tant que science**, mais aussi dans les différents clivages épistémologiques et politiques qui la divisent depuis (Drouin, 1993). Leur contribution est majeure, pour comprendre la vivacité des enjeux définitionnels et la pluralité des cadrages qui accompagnent sa problématisation. Ensuite, d'éminents chercheurs en écologie, hydrologie et sciences du sol ont publié des articles de nature réflexive à ce sujet, dans lesquels ils explicitent souvent avec beaucoup de recul et de clarté ces enjeux. (voir par exemple : Hutchinson, 1973 ; Larson, 1996 ; Nixon, 2009). Le groupe a pris le parti de considérer ces publications comme relevant de son champ d'analyse, dans la mesure où ils s'apparentent à une réflexion épistémologique et transdisciplinaire et dépassent, ce faisant, le clivage traditionnel entre sciences humaines et sociales d'un côté, sciences biophysiques de l'autre.

Ceci étant dit, la complexité du phénomène, sa multifactorialité, la diversité de ses formes locales et de ses impacts sur les usages de l'eau et sur les relations sociales locales, laissent la place à **l'usage dans la littérature d'une pluralité de notions intermédiaires, qui reflètent en partie la façon dont l'eutrophisation est pensée et construite comme problème par les différents acteurs sociaux**. Parmi ces notions, on peut relever notamment celle d'*invasion biologique*, associée aux efflorescences de macroalgues. Les auteurs utilisent aussi les « marées rouges » ou « marées vertes » comme catégories descriptives. Les travaux qui « entrent » en eutrophisation par les blooms algaux l'abordent ainsi avec un point de vue phénoménologique (par ses manifestations perceptibles par les observateurs) et conséquentialiste (par ses dommages et ses effets). Ces approches sont particulièrement représentées dans la littérature anthropologique ou sociologique, où dominent la proximité avec les acteurs profanes et la volonté de rendre compte des visions du monde et de l'expérience des populations.

La notion de *pollution*, associée suivant les cas à son origine ou à sa nature, se rencontre également régulièrement. La notion de *pollution nutrimentielle* est très peu mobilisée par les auteurs, qui mentionnent davantage les pollutions par le nitrate ou le phosphore, dans une perspective plus segmentée. Ces approches dominent, elles, dans le champ des sciences politiques et de la recherche interdisciplinaire finalisée, domaines dans lesquels les catégories expertes et les questions de gouvernance sont plus centrales dans l'analyse.

*9.1.2.2. L'historicité et le caractère situé des analyses environnementales en sciences humaines et sociales*

Les travaux du corpus s'étalent sur une longue période, de 1972 à 2016. Environ 25% des références concernent d'une part, la région des Grands Lacs nord-américains et la baie de Chesapeake (là la frontière du Maryland et de la Virginie, à l'est des Etats-Unis), d'autre part, les pays riverains de la Mer Baltique en Europe, en particulier la Suède et la Finlande. La plupart des publications des années 1970 et 1980 concernent également ces zones. Pour les spécialistes de l'eutrophisation, ce constat ne sera sans doute pas surprenant : ces masses d'eau, situées dans des pays anciennement et densément soumis aux pressions anthropiques, sont historiquement les plus anciennes dans lesquelles des processus d'eutrophisation sévères ont été relevés. A titre d'exemple, Chesapeake Bay a été la première zone estuarienne identifiée dans les années 1970 comme une « zone morte ». Ces zones sont de ce fait des hauts lieux de la recherche en écologie (voir à ce sujet, le premier sous-chapitre de cette contribution).

En Europe, les phénomènes de *blooms* phytoplanctoniques en milieu marin sont les premiers à avoir mobilisé un effort de recherche coordonné dans les années 1960, du fait de l'occurrence précoce de phénomènes de grande ampleur en Mer Baltique. W. Rhode (Rhode, 1969) relève très tôt l'importance accordée en Europe du Nord à la recherche d'indicateurs permettant de classifier le niveau trophique des écosystèmes. Plus qu'en Amérique du Nord, les définitions européennes de l'eutrophisation insistent sur les sources et les secteurs d'activité à l'origine de l'enrichissement des milieux (Elliot et al. 1999 ; Andersen et al., 2013).

L'on comprend donc à quel point les études sur l'eutrophisation sont historiquement et géographiquement situées, et que l'émergence du concept comme catégorie commune à partir de laquelle penser les phénomènes observés prend du temps et implique un important effort définitionnel. De ce fait, **les publications relatives à l'eutrophisation sont à concevoir, du point de vue des sciences sociales, comme inscrites dans une histoire scientifique, politique et sociale dans laquelle les mobilisations, y compris les alertes lancées par les écologues, jouent un grand rôle**. Et c'est principalement jusqu'à présent par deux canaux liés à cette dynamique de mobilisation que les chercheurs en sciences humaines et sociales ont à traiter de ce sujet : d'abord, lorsque l'eutrophisation accède à un statut de problème public, c'est-à-dire qu'elle est discutée, dans sa matérialité comme dans ses déterminants ou ses impacts, bien au-delà des cercles experts. Ensuite, lorsque les dynamiques même de la recherche scientifique conduisent à intégrer dans les équipes des chercheurs en sciences humaines et sociales. Ces deux paramètres sont bien sûr liés ; mais ils sont à distinguer néanmoins, car suivant les traditions nationales, on observe des niveaux et des formes d'intégration des disciplines très différenciés. Ainsi, en Scandinavie, les programmes interdisciplinaires sur les pollutions aquatiques semblent avoir intégré plus systématiquement qu'ailleurs la recherche en sciences humaines et sociales, ce qui renforce la présence des cas d'étude situés dans cette zone dans le corpus étudié.

Dans les autres pays européens et singulièrement en France, le caractère historiquement et spatialement situé des analyses se matérialise d'une autre manière : les publications en sciences humaines et sociales qui traitent explicitement de l'eutrophisation sont presque toutes postérieures à l'an 2000, date de l'adoption de la Directive Cadre sur l'Eau. La référence à l'eutrophisation existait bien sûr bien avant la publication de ce texte. Mais il semble constituer un point de basculement, à la fois par son usage du concept et par son approche très intégratrice de la qualité des masses d'eau (voir à ce sujet : sous-chapitre 8.1). Les publications se référant à l'eutrophisation *en tant que concept* sont très peu nombreuses et concentrées sur l'étude de la DCE et de sa mise en œuvre (voir par exemple : Bouleau et Pont, 2014). Celles qui la mentionnent *comme catégorie descriptive* s'y attardent rarement et portent plus généralement sur les représentations et interactions sociales liées à l'eau et à sa gestion : c'est ce que nous appelions, plus haut, un usage contextuel de la notion. Enfin, un certain nombre de travaux ne mentionnent pas l'eutrophisation en tant que telle mais traitent de phénomènes et de problèmes qui s'y rapportent : c'est principalement le cas des marées vertes en Bretagne, qui

concentrent sur les dernières années un nombre important de publications en sciences sociales. On peut également mentionner, de façon plus ancienne et moins marquée, le cas des lagunes méditerranéennes. En revanche, la situation de la plupart des masses d'eau eutrophisées ou menacées d'eutrophisation en France est très peu documentée, du point de vue des enjeux et dynamiques sociétales qui y sont associés.

### 9.1.3. Implications pour l'expertise et choix portés par le groupe

Ces considérations préalables ont des conséquences directes sur la façon dont les experts du groupe ont abordé le travail de synthèse bibliographique.

- Adapter la stratégie de recherche documentaire aux spécificités de la publication en sciences humaines et sociales

Dans une première phase de travail, le protocole commun de recherche documentaire défini pour l'ensemble de l'expertise scientifique collective a été appliqué[4]. Il a permis de constater la non pertinence d'une partie importante des références obtenues et, à l'inverse, l'absence de références importantes connues des experts composant le groupe. Face à cette difficulté, la stratégie retenue a consisté d'une part, à **diversifier les bases de données interrogées**, d'autre part, **à affiner le champ et la formulation des requêtes**.

*Le choix des bases de données*

Cette difficulté est liée aux caractéristiques de la recherche en sciences humaines et sociales, en particulier de la recherche française en sociologie, anthropologie, science politique et psychologie sociale et environnementale. En effet, celle-ci se caractérise d'une part par une moindre présence sur les bases de données généralistes internationales, d'autre part par l'importance généralement plus grande accordée aux ouvrages et à des types de productions scientifiques qui ne remplissent pas les critères retenus par les disciplines biophysiques, enfin par la prédominance des publications dans la langue maternelle des auteurs.

La base de départ interrogée, *Scopus*[5], présente de ce point de vue un avantage par rapport à *Web of Science*[6], parce qu'elle référence davantage de revues en SHS et de publications non anglophones. Néanmoins, les premières requêtes formulées dans Scopus ont abouti à des résultats très parcellaires.

Le groupe a de ce fait décidé de diversifier les bases interrogées, en sélectionnant plusieurs bases internationales à explorer en complément (*SpringerLink* et *JStor*). Il a également retenu une base de données nationale dédiée aux SHS, qui par ailleurs a l'avantage de recenser de nombreux ouvrages récents (*Cairn*).

Le corpus initial est donc constitué à partir de ces quatre bases.

*Les champs couverts par les requêtes et leur formulation*

Ces quatre bases n'ont pas la même vocation, ni le même fonctionnement. Les requêtes ont donc dû être adaptées à chacune, en prenant en compte lorsque cela était possible la totalité du texte. En effet, l'entrée « eutrophisation » n'est pas une évidence pour les travaux en SHS qui par ailleurs s'intéressent à ces questions. Il est donc possible que dans un certain nombre de cas, le terme soit employé dans le texte mais pas retenu comme un mot clef pertinent par les auteurs.

La première requête, réalisée sous Scopus, a montré qu'en associant la requête « eutroph* » à une délimitation des champs disciplinaires, les résultats n'étaient pas concluants (une petite vingtaine de références potentiellement intéressantes sur 448). Une seconde requête a donc été lancée, en partant non pas des disciplines mais d'une série de mots clefs thématiques, en excluant les journaux

[4] Voir chapitre 1, partie sur la « Constitution du corpus bibliographqiue »
[5] Base de données multidisciplinaire, multiéditeurs, créée par l'éditeur scientifique Elsevier.
[6] Base de données multidisciplinaire, multiéditeurs, créée par l'éditeur scientifique ISI Thomson Reuters.

entièrement dédiés à l'analyse du cycle de vie des produits, qui constituaient une part manifeste et majeure du bruit de fond rendant l'exploitation du corpus malaisée. Les requêtes finales pour la stabilisation du premier corpus sont reprises en annexe de cette introduction.

La deuxième étape a consisté à sélectionner les références pertinentes (Tableau 9.2). En effet, malgré le travail réalisé sur les requêtes, une majorité de références restaient extérieures au champ couvert par le groupe, du fait de l'importance de la recherche finalisée et des publications orientées vers la résolution de problèmes posés par les phénomènes d'eutrophisation et leur accentuation. Cette caractéristique fait que de nombreux mots-clefs sont partagés entre les publications en SHS et les publications en écologie, en agronomie etc.

*Tableau 9.2 – Evaluation de la pertinence des bases de données par le pourcentage de références retenues à l'issue de l'examen détaillé du corpus initial.*

| | Nombre initial de références | Nombre de références retenues | % |
|---|---|---|---|
| Scopus | 900 | 193 | 21,5 |
| JStor | 1645 | 313 | 19 |
| Springer | 108 | 56 | 51,8 |
| Cairn | 129 | 92 | 71,3 |
| TOTAL | 2782 | 654 | 23,5 |

Une fois ce premier corpus stabilisé, le groupe a fait le choix d'identifier des thématiques et de poursuivre de façon ciblée l'exploration bibliographique, de trois façons :

- à partir de l'analyse des bibliographies mobilisées par les auteurs du corpus 1,
- à partir des connaissances propres des experts du groupe, dès lors que les travaux mobilisés correspondaient aux critères communs définis par l'expertise,
- à partir du dialogue avec les experts issus d'autres spécialités.

### Effectuer une analyse commune des références les plus centrales du corpus et compléter le corpus par des recherches ciblées

Le groupe a réalisé des lectures croisées des publications des auteurs relevant des sciences humaines et sociales et n'évoquant pas l'eutrophisation de façon uniquement contextuelle, pour :

- repérer les problématiques et les cadres d'analyse les plus représentés et, au contraire, relever des manques,
- analyser les bibliographies mobilisées par les auteurs et les intégrer au corpus,
- effectuer des recherches documentaires ciblées à partir des thématiques non couvertes et des connaissances des experts, et compléter le corpus en conséquence.

De ce fait, le corpus final analysé est composé de 450 références, dont **420** mobilisées *in fine* dans le cadre du présent chapitre (Tableaux 9.3 et 9.4).

*Tableau 9.3 – Nombre de références analysées.*

| | |
|---|---|
| Corpus 1 | 237 |
| Corpus 2 | 213 |
| Total références analysées | 450 |

*Tableau 9.4 – Origine des références retenues dans le corpus final.*

| Origine des références | Nombre de réf. | % |
|---|---|---|
| Exploration systématique des bases bibliographiques (Scopus, JStor, Springer, Cairn) | 206 | 49% |
| Analyse des bibliographies des 70 références les plus centrales | 24 | 5,5% |
| Connaissances des experts | 178 | 42,5% |
| Références communiquées par des experts consultés | 12 | 3% |
| TOTAL | 420 | 100% |

- Exclure symétriquement certaines références issues du corpus initial, lorsqu'elles ne mobilisent pas le paradigme constructiviste commun à la plupart des sciences humaines et sociales

Ce choix a conduit à ne pas analyser, sauf exception, les publications qui s'inscrivent principalement dans une perspective d'objectivation des phénomènes et transformations environnementaux (comme, par exemple, certains travaux de géographie où dominent les approches physiques, ou les travaux d'économie utilisant des modèles simplifiés reposant sur la théorie du choix rationnel). En revanche, pour les raisons évoquées plus haut dans cette introduction, les travaux de chercheurs en sciences biophysiques comportant une dimension réflexive sur leur propre positionnement ou sur l'histoire de leur discipline ont été conservés. Ont également été conservés les travaux de psychologie sociale et environnementale qui, tout en appréhendant les acteurs sociaux principalement comme des individus atomisés et se positionnant dans un espace largement ahistorique, cherchent à rendre compte des cadres cognitifs et normatifs qui orientent la perception des éléments de l'environnement.

- Faire un usage différencié des références suivant les thèmes retenus pour la structuration de la contribution

Dans une expertise comme celle-ci, l'enjeu d'une contribution portant sur les connaissances produites par les sciences humaines et sociales est d'abord de **documenter des situations d'un point de vue factuel sur la façon dont les sociétés rencontrent, prennent en compte et prennent en charge les problèmes d'eutrophisation**. Mais il est aussi de **rendre compte des grilles d'analyse et des méthodes qu'elles mobilisent pour ce faire et pour relier ces informations à des questions scientifiques plus génériques**. Aussi les publications peuvent-elles être utilisées sous différents angles. C'est pourquoi le groupe a choisi de privilégier la cohérence de la problématisation dans chacune des parties, construites autour de thèmes assez englobants, quitte à utiliser certaines références plusieurs fois. Ce choix se matérialise par un système de renvoi d'une partie à l'autre, pour éviter les répétitions.

- Problématiser en prenant en compte le caractère situé dans le temps et dans l'espace de la production scientifique en SHS

Nous avons insisté sur l'hétérogénéité épistémologique et sur le caractère incomplet du corpus. Chaque discipline des sciences humaines et sociales aborde les phénomènes sociaux et les relations sociétés-environnements de façon différente, et au sein de chacune, de nombreuses approches coexistent.

Le groupe n'a pas fait le choix d'organiser la contribution suivant une logique disciplinaire : d'une part, parce que les approches interdisciplinaires dominent largement le corpus ; d'autre part, parce que les disciplines les plus présentes sur le champ des questions environnementales ne se sont en fait que très peu penchées sur le problème spécifique de l'eutrophisation. Ce choix aurait ainsi conduit à des asymétries trompeuses dans la contribution. Il aurait aussi eu pour inconvénient d'accentuer la distance entre les catégories d'analyse utilisées par les chercheurs en sciences sociales et les questions que se posent et leur posent les acteurs qui ont à faire face à ce type de problèmes environnementaux.

Or, cette distance sémantique est trompeuse : dans une large mesure, les publications en sciences humaines et sociales suivent bien davantage la dynamique des acteurs sociaux non scientifiques que celle de la recherche en sciences biophysiques. C'est pourquoi il est apparu au groupe pertinent d'apporter, dès que cela était possible, des informations contextuelles sur les conditions de réalisation des recherches et sur l'interprétation des résultats. Sur des questions socialement vives comme l'est devenue, en plusieurs circonstances, l'eutrophisation, il est en effet particulièrement important de pouvoir situer le discours des auteurs.

### 9.1.4. Plan de la contribution

Nous abordons dans le **sous-chapitre 9.2** de façon diachronique les phénomènes d'eutrophisation en prenant appui sur les travaux proposant **une analyse des trajectoires de leur socialisation et de leur prise en charge institutionnelle**. L'objectif de cette partie est double : d'une part, mettre en évidence des cadrages politiques, juridiques, scientifiques et médiatiques associés à la prise en compte de l'eutrophisation ; d'autre part, caractériser, à partir des articles, le contexte actuel dans lequel se déploient les politiques publiques et des formes de cadrage du problème dans le débat public.

Pour ce faire, le groupe a choisi de prendre appui sur l'histoire politique et sociale de l'eutrophisation dans les deux aires géographiques où celle-ci est la plus ancienne et la mieux documentée, à savoir l'Amérique du Nord et l'Europe du Nord. De cette histoire se dégage une périodisation couvrant un siècle environ, à partir de laquelle il est possible d'identifier les facteurs de changement conduisant à une évolution des politiques menées et des cadrages qui les accompagnent. Dans un second temps, la littérature qui s'attache à décrire de façon détaillée la construction de ces cadrages est analysée : cadrages cognitifs, mécanismes de verrouillage socio-technique, mobilisations sociales, discours médiatiques configurent les multiples trajectoires de l'eutrophisation en tant que problème public. Les relations entre science et politique sont, sur ce sujet, très denses et complexes. Elles ont fait l'objet de nombreux travaux, dont les résultats sont synthétisés. La contribution se concentre ensuite sur les approches et questions contemporaines attachées à l'institutionnalisation de l'eutrophisation en tant qu'objet d'action publique en Europe. Le groupe a choisi de mettre en avant les travaux qui traitent de la gouvernance des pollutions diffuses, faisant le constat que ces travaux sont, sur la période récente et dans le contexte de l'Europe de l'Ouest, les plus nombreux et les plus approfondis : la prise en charge des pollutions diffuses est en effet actuellement un enjeu majeur pour la gestion de l'eutrophisation et pose des questions spécifiques aux politiques publiques, dont une partie a pu être mise en évidence par le groupe "économie" (chapitre 8) mais sur lesquelles l'analyse des politiques publiques apporte un éclairage complémentaire (1.4.). Cette première partie mobilise en particulier des travaux d'histoire, de science politique, de sociologie de l'action publique et de sociologie des problèmes publics.

Les parties qui suivent sont dédiées à l'examen détaillé de deux dimensions importantes des cadrages sociaux et politiques accompagnant la prise en charge de l'eutrophisation en tant que problème public : d'une part, les représentations sociales, d'autre part, les coopérations et les conflits associés à l'eutrophisation.

Dans le **sous-chapitre 9.3**, sont traitées les références qui abordent **les perceptions, représentations et valeurs engagées dans la confrontation directe ou indirecte avec l'eutrophisation des milieux aquatiques**. Ces références sont, dans le corpus initial, relativement peu nombreuses et très hétérogènes. Traiter de cet aspect important, qui constitue l'un des apports majeurs des sciences humaines et sociales à l'analyse des problèmes environnementaux, a donc impliqué un élargissement des références mobilisées, qui relèvent essentiellement de la psychologie sociale et environnementale et de l'anthropologie. Il apparaît très clairement de cet examen que l'eutrophisation n'est qu'exceptionnellement devenue une catégorie d'analyse du sens commun et reste encore une catégorie experte, faiblement mobilisée à la fois par les chercheurs et par les personnes enquêtées dans la compréhension et l'analyse. Pour l'aborder, il est nécessaire d'explorer les travaux qui concernent plus généralement le rapport des individus et des groupes sociaux à la qualité de l'eau et à celle des milieux aquatiques. Cette partie vise ainsi à :

- Clarifier les notions fondamentales de perception et de représentation sociale, ainsi que les postures et dispositifs d'enquête permettant de les identifier ;
- Mettre en évidence les différentes variables à prendre en compte dans la compréhension de ces perceptions et représentations à différentes échelles, et les situer dans le temps ;
- Faire ressortir, dans une perspective opérationnelle et d'aide à la décision, les formes et les effets des dispositifs de médiation susceptibles d'équiper les acteurs confrontés à l'eutrophisation ;

Nous abordons donc dans un premier temps les perceptions associées à la qualité de l'eau et des milieux aquatiques et leur variabilité, liée à leur encastrement dans des histoires et des expériences singulières. Nous traitons ensuite des représentations de la qualité de l'eau, en montrant qu'elles sont fortement marquées par l'appartenance à des groupes sociaux et professionnels et en insistant sur le lien, bien documenté dans la littérature, entre représentations de l'eutrophisation et regard sur les causes de celle-ci. Dans un troisième temps, nous analysons cette question d'un point de vue plus cognitif, en prêtant une attention particulière aux travaux qui montrent quel(s) type(s) de médiations participent à rendre l'eutrophisation à la fois visible et signifiante. Enfin, nous mobiliserons les recherches traitant des valeurs sociales liées à l'eau pour mettre en perspective ces différents résultats et situer le moment et les dynamiques sociales contemporaines dans lesquelles cette visibilité et ce sens sont en cours d'émergence.

Le **sous-chapitre 9.4** est consacré aux **dynamiques conflictuelles et coopératives qui naissent de la confrontation à l'eutrophisation et à sa problématisation dans l'espace public**. Très peu de travaux sont spécifiquement consacrés à cette question, mais il est en revanche très rare qu'ils ne l'abordent pas. Le corpus est donc très riche en informations contextuelles et descriptives, à défaut de l'être en termes de questions de recherche et de problématisation. C'est pourquoi le groupe a choisi dans cette partie de s'appuyer sur les quelques articles fondamentaux en sociologie de l'environnement, qui proposent des grilles d'analyse générales des interactions sociales autour de l'eutrophisation, et de proposer en complément une typologie des contextes servant de toile de fond aux autres travaux, afin de caractériser les différentes configurations hydro-sociales rencontrées à l'échelle mondiale. En effet, les phénomènes d'eutrophisation sont marqués à la fois par une intensification et une très grande diversité de formes locales, et les rivages marins, lacustres et fluviaux sont dans le même temps le théâtre de transformations sociologiques, démographiques et politiques rapides. Les objectifs poursuivis dans cette partie sont donc de :

- Rendre compte de la diversité des lectures sociologiques du conflit et de la coopération et mettre en évidence les grilles d'analyse qui se prêtent particulièrement à la compréhension des interactions sociales accompagnant les transformations des milieux aquatiques ;
- Proposer, à partir du corpus, un panorama des configurations dans lesquelles dynamiques sociales et environnementales génèrent une intensification des interactions sociales, des tensions, des oppositions et des mobilisations ;
- Situer et caractériser la ou les configurations rencontrées en France et en Europe aujourd'hui.

Le plan retenu pour cette partie s'articule donc en deux temps: il traite d'abord des grilles de lecture générales des conflits et coopérations en contexte dans les situations de changement écologique et particulièrement d'eutrophisation. Il aborde ensuite successivement plusieurs configurations hydro-sociales différentes, telles qu'elles ressortent de l'analyse du corpus.

Enfin, le **sous-chapitre 9.5** est consacré à l'analyse des travaux du corpus qui visent à théoriser ou à rendre compte des **dynamiques de gestion intégrée qui accompagnent la prise en charge des problèmes d'eutrophisation**. Ces publications sont, dans une large mesure, consécutives à des programmes de recherche finalisée interdisciplinaires. Elles se situent de ce fait à la limite du spectre couvert par les sciences humaines et sociales, tout en en mobilisant les approches et les outils d'analyse. Cette quatrième partie a donc pour objet :

- De dégager les grands principes et les méthodes qui président à la recherche finalisée sur les territoires touchés par les phénomènes d'eutrophisation ;
- De proposer une mise en perspective critique sur les relations entre recherche et action publique ;
- De montrer en quoi et dans quelles conditions les connaissances produites en sciences humaines et sociales contribuent effectivement à la prise en charge des problèmes socio-environnementaux dans le cas d'espèce.

C'est pourquoi le choix du groupe a été de distinguer et d'approfondir, dans ces travaux, ceux qui sont fondés sur une mise à l'épreuve empirique des grands principes de la gestion intégrée et qui rendent

compte de façon détaillée des situations de gestion et de leurs implications pour la recherche et l'action publique. Sont d'abord analysés les grands principes de la gestion intégrée de l'eau, qui impliquent une nouvelle approche de la mobilisation des connaissances des différentes parties prenantes. C'est cette question des savoirs et de leur utilisation qui est ensuite approfondie dans les parties suivantes et qui sert à différencier différentes approches de la gestion intégrée. Sont ainsi successivement examinés les travaux inspirés de l'approche systémique, les enquêtes interdisciplinaires, le partage des savoirs entre experts et gestionnaires et les démarches de co-construction avec les acteurs locaux, en approfondissant notamment les quelques expériences menées en France autour des pollutions agricoles sur les territoires touchés par l'eutrophisation.

La **conclusion de la contribution** synthétise les apports et les limites identifiées des travaux de recherche en sciences humaines et sociales sur l'eutrophisation pour ensuite **proposer des pistes de recherche à conduire**.

### 9.1.5. Délimitation du corpus bibliographique

Le tableau 9.5 détaille les requêtes utilisées dans les différentes bases de données pour constituter le corpus bibliographique de ce chapitre.

*Tableau 9.5 - Bilan des requêtes lancées GT Socio lancées le 22/02/16.*

| Base | REQUETES / Nombre résultats | LIMITES THÉMATIQUES PROPOSÉES DANS LES BASES |
|---|---|---|
| SCOPUS | ( TITLE-ABS-KEY ( eutroph* )<br>AND<br>TITLE-ABS-KEY<br>( governance OR stakeholder* OR participation OR confli ct* OR particip* OR collaborat* OR "social participation" OR "Public polic*" OR "Rural policy" OR agric* OR cultur* OR use* OR perception O R representation OR knowledge OR epistemolog* OR ch ange OR crise OR transformation OR problem* OR issu * OR risk OR controvers* OR expertise OR pollution OR valu* OR assessment OR media OR communication )<br>**AND NOT**<br>TITLE-ABS-KEY ( lca OR "Life Cycle Assessment" OR lcia ) )<br>⇨ **901 résultats** | ( LIMIT-TO ( SUBJAREA , "SOCI" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "DECI" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "ECON" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "BUSI" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "ARTS" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "PSYC" ) ) |
| | ( TITLE-ABS-KEY ( governance OR stakeholder* OR participation OR conflict* OR particip* OR collaborat* OR "social participation" OR poli* OR "Rural policy" OR agric* OR cultur* OR use* OR perception OR representation OR knowledge OR epistemolog* OR change OR crise OR transformation OR problem* OR issu* OR risk OR controvers* OR expertise OR pollutio n OR valu* OR assessment OR media OR communicati on OR strateg* ) )<br>AND<br>( TITLE-ABS-KEY ( eutroph* ) )<br>⇨ **1444 résultats** | AND ( LIMIT-TO ( SUBJAREA , "SOCI" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "MULT" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "BUSI" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "DECI" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "ECON" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "ARTS" ) OR LIMIT-TO ( SUBJAREA , "PSYC" ) ) |
| CAIRN | Dans TEXTE INTEGRAL : eutroph* | |
| SPRINGER | Dans TOUS LES MOTS* : eutroph*<br>⇨ 347 résultats (108 retenues par Alix)<br>*Correspond au texte intégral du document + éléments de la notice du document (titre, résumé, mots clés) | Sciences Sociales – Articles |
| JSTORE | Dans TEXTE INTEGRAL :<br>((((eutroph*)<br>AND (anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*))<br>AND (pollution))<br>AND (water OR eau))<br>⇨ **1542 résultats**<br>Dans TItre :<br>((((eutroph*)<br>AND (anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*)) | AND disc:(peaceconflictstudies-discipline OR developmentstudies-discipline OR psychology-discipline OR history-discipline OR communicationstudies-discipline OR folklore-discipline OR engineering-discipline OR environmentalscience-discipline OR urbanstudies-discipline OR womensstudies-discipline OR populationstudies-discipline OR politicalscience-discipline OR health-discipline OR publicpolicy-discipline OR socialsciences-discipline OR generalhistory-discipline OR humanities-discipline OR interrela-discipline OR sociology-discipline OR film-discipline OR |

| | | |
|---|---|---|
| | AND (pollution))<br>AND (water OR eau))<br>⇨ **0 résultat**<br>Dans Résumé<br>eutroph*<br>AND anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*<br>AND (pollution)) AND ab:(water OR eau))<br>⇨ **5 résultats** | anthropology-discipline OR healthsciences-discipline OR publichealth-discipline OR aquaticsciences-discipline OR historyofscience-discipline OR geography-discipline OR technology-discipline OR classicalstudies-discipline OR generalscience-discipline OR manorgbeha-discipline) |
| | (((((eutroph*)<br>AND (anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*))<br>AND (pollution*))<br>AND (invasion*)) AND (biolog*))<br>⇨ **146/280**<br><br>Dans TItre : 0<br>Dans Résumé : 0 | (historyofscience-discipline OR health-discipline OR politicalscience-discipline OR psychology-discipline OR generalscience-discipline OR publichealth-discipline OR generalhistory-discipline OR technology-discipline OR geography-discipline OR peaceconflictstudies-discipline OR urbanstudies-discipline OR environmentalscience-discipline OR history-discipline OR folklore-discipline OR interrela-discipline OR manorgbeha-discipline OR womensstudies-discipline OR developmentstudies-discipline OR classicalstudies-discipline OR healthsciences-discipline OR anthropology-discipline OR film-discipline OR humanities-discipline OR sociology-discipline OR engineering-discipline OR socialsciences-discipline OR populationstudies-discipline OR communicationstudies-discipline OR publicpolicy-discipline OR aquaticsciences-discipline) |
| | ((((eutroph*)<br>AND (anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*))<br>AND (pollution*))<br>AND (agric*))<br><br>⇨ **1170** références, accès possible uniquement aux 900 1ères références, mais classées par pertinence<br><br>Dans TItre : 0<br><br>Dans Résumé : 3 | (technology-discipline OR film-discipline OR communicationstudies-discipline OR geography-discipline OR publichealth-discipline OR engineering-discipline OR generalscience-discipline OR socialsciences-discipline OR aquaticsciences-discipline OR classicalstudies-discipline OR anthropology-discipline OR developmentstudies-discipline OR health-discipline OR publicpolicy-discipline OR womensstudies-discipline OR generalhistory-discipline OR politicalscience-discipline OR interrela-discipline OR manorgbeha-discipline OR folklore-discipline OR populationstudies-discipline OR psychology-discipline OR humanities-discipline OR healthsciences-discipline OR historyofscience-discipline OR sociology-discipline OR urbanstudies-discipline OR history-discipline OR environmentalscience-discipline OR peaceconflictstudies-discipline) |
| | ((((eutroph*)<br>AND (anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*))<br>AND (pollution*))<br>AND (nitr* OR phosph* OR azot*))<br><br>⇨ **1733**<br><br>Dans TItre : 0<br><br>Dans Résumé : 4 | disc:(engineering-discipline OR populationstudies-discipline OR history-discipline OR classicalstudies-discipline OR publichealth-discipline OR socialsciences-discipline OR interrela-discipline OR generalhistory-discipline OR politicalscience-discipline OR folklore-discipline OR geography-discipline OR urbanstudies-discipline OR manorgbeha-discipline OR generalscience-discipline OR communicationstudies-discipline OR healthsciences-discipline OR peaceconflictstudies-discipline OR aquaticsciences-discipline OR womensstudies-discipline OR environmentalscience-discipline OR film-discipline OR health-discipline OR psychology-discipline OR publicpolicy-discipline OR historyofscience-discipline OR anthropology-discipline OR sociology-discipline OR developmentstudies-discipline OR humanities-discipline OR technology-discipline) |
| | (((eutroph*)<br>AND (anthropolog* or sociolog* or poli* or psycholog*))<br>AND (marée* OR tide*))<br><br>⇨ 457 résultats<br><br>Dans TItre : 0<br><br>Dans Résumé : 2 | (generalscience-discipline OR humanities-discipline OR historyofscience-discipline OR psychology-discipline OR peaceconflictstudies-discipline OR populationstudies-discipline OR developmentstudies-discipline OR engineering-discipline OR manorgbeha-discipline OR sociology-discipline OR publicpolicy-discipline OR folklore-discipline OR communicationstudies-discipline OR health-discipline OR politicalscience-discipline OR generalhistory-discipline OR anthropology-discipline OR classicalstudies-discipline OR publichealth-discipline OR womensstudies-discipline OR geography-discipline OR interrela-discipline OR environmentalscience-discipline OR technology-discipline OR aquaticsciences-discipline OR history-discipline OR socialsciences-discipline OR urbanstudies-discipline OR healthsciences-discipline OR film-discipline) |

## 9.2. Les trajectoires de l'eutrophisation dans les politiques publiques et en tant que problème public

**Magalie Bourblanc**

**Jean-Marc Douguet**

**Alix Levain**

Cette partie s'appuie à titre principal sur l'analyse d'articles et d'ouvrages qui se sont penchés sur l'émergence et la trajectoire de l'eutrophisation en tant que problème public et en tant que question politique. A l'heure actuelle, il n'existe pas d'histoire politique, sociale ou scientifique de l'eutrophisation qui permette de disposer d'une vue globale de ces processus. En revanche, il existe une multiplicité de travaux d'historiens, de politistes, de sociologues et de géographes qui se concentrent sur la gouvernance environnementale d'une aire géographique donnée et qui incluent dans leurs analyses une dimension diachronique.

Toutes les aires géographiques touchées n'ont pas fait l'objet de la même attention. Qui plus est, toutes les publications ne sont pas accessibles et le corpus n'est pas exhaustif : une partie significatives d'entre elles relève en effet de la littérature grise institutionnelle (rapports) et académique (mémoires et thèses). Le corpus est toutefois suffisamment étoffé pour permettre aux experts du groupe de rendre compte de l'existence de regards rétrospectifs contrastés sur les politiques menées et leurs résultats. Une autre caractéristique du corpus est de ne rendre que très peu compte des évolutions les plus récentes en la matière ; celles-ci sont pourtant nombreuses, mais il existe généralement un délai de trois à cinq ans avant que la recherche en sciences sociales puisse en traiter.

C'est de ce fait en prenant appui sur les aires concernées par l'eutrophisation qui ont été les plus étudiées et sur leur comparaison, qu'une analyse transversale des politiques de lutte contre l'eutrophisation peut être ébauchée (9.2.1.). Sont ensuite abordés de façon plus détaillée les activités de cadrage auxquelles se livrent les acteurs sociaux impliqués dans le repérage, la dénonciation ou la prise en charge de l'eutrophisation (9.2.2.). Une partie spécifique est ensuite dédiée aux nombreux travaux qui traitent des relations entre sciences et politique (9.2.3.). Enfin, la dernière sous-partie est consacrée à l'analyse de la situation contemporaine des politiques de lutte contre l'eutrophisation en Europe et dans le monde (9.2.4.).

### 9.2.1. Repères historiques autour du problème de l'eutrophisation

Deux grandes aires géographiques concentrent l'essentiel des travaux en sciences humaines et sociales relatifs à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Du fait de leur nombre et de leur diversité, ils rendent possible une analyse longitudinale, une forme d'histoire sociale et politique du problème de l'eutrophisation. Retracer ces trajectoires doit permettre d'une part, d'effectuer une périodisation sommaire des politiques menées, d'autre part d'identifier les principaux facteurs à l'origine de la mobilisation des acteurs sociaux et des inflexions dans les politiques publiques. C'est ainsi en s'appuyant sur les trois cas les mieux documentés dans la littérature (les Grands Lacs nord-américains, la baie de Chesapeake, l'ensemble Mer Baltique/Mer du Nord) que cette partie esquissera une histoire sociale et politique de l'eutrophisation.

Ces cas, au-delà de l'intérêt que leur comparaison présente, ont joué un rôle majeur dans la construction des cadres actuels de l'action publique en matière de lutte contre l'eutrophisation, notamment parce que celle-ci y a acquis le statut de problème environnemental majeur : y apparaissent donc des acteurs et des dynamiques qui vont se retrouver sur d'autres sites à des périodes ultérieures.

### *9.2.1.1. De l'assainissement urbain aux pollutions diffuses : une approche sociohistorique des politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation dans les pays industrialisés*

#### *9.2.1.1.1.Les Grands Lacs d'Amérique du Nord : des lieux emblématiques, à l'origine de mobilisations sociales et politiques inédites autour des pollutions chimiques et des pollutions au phosphore*

L'encadré 9.1 ainsi que les figures 9.1 à 9.4 donnent des points de repères introductifs sur la situation des Grands Lacs d'Amérique du Nord.

***Encadré 9.1 – Les Grands Lacs laurentiens: points de repère.*** *D'après : MacClarkey, 1991 ; Feldman & Heasley, 2007*

Les Grands Lacs sont la plus grande masse d'eau douce intérieure au monde : les cinq principaux lacs (Supérieur, Huron, Erie, Ontario, Michigan) représentent à eux seuls 20% de l'eau douce de la planète et 84% des réserves d'eau douce d'Amérique du Nord. L'écosystème des grands lacs inclut 80000 lacs intérieurs et un réseau hydrographique d'une longueur de plus de 800000 km. Plus de 35 millions de personnes, aux Etats-Unis et au Canada, vivent dans le bassin hydrographique du fleuve Saint Laurent. Les lacs leur fournissent des ressources diverses : eau potable, nourriture, production d'énergie et activités récréatives. L'estuaire du fleuve Saint Laurent est lui-même fortement menacé, du fait des flux très importants d'azote et de phosphore charriés par ses affluents.
Depuis le début du XXème siècle, l'écosystème des grands lacs est confronté à des pollutions majeures de tous ordres, ceux-ci étant de façon massive et chronique contaminés par les déchets domestiques, les rejets industriels et agricoles, ainsi que par des produits chimiques hautement toxiques. Du fait de leur importance économique et de leur forte valeur culturelle, la pollution des Grands Lacs a accédé précocement au statut de problème public majeur en Amérique du Nord : autour d'elle se sont construits nombre de mobilisations environnementalistes, de réseaux de recherche *ad hoc*, et de dispositifs de régulation encadrant les activités humaines riveraines. La protection des Grands Lacs, notamment la lutte contre les pollutions au phosphore à l'origine de crises dystrophiques majeures, a été dans les années 1960 et 1970 un facteur déclencheur majeur de la mise en place d'un édifice normatif visant la restauration de la qualité de l'eau aux Etats-Unis.

***Figure 9.1 – Image satellite des grands lacs laurentiens. La ligne jaune représente la frontière entre le Canada et les Etats-Unis.*** *Source : Bunnel et al., 2014 ; figure créée par David Bennion, Bing Maps/Microsoft Corporation.*

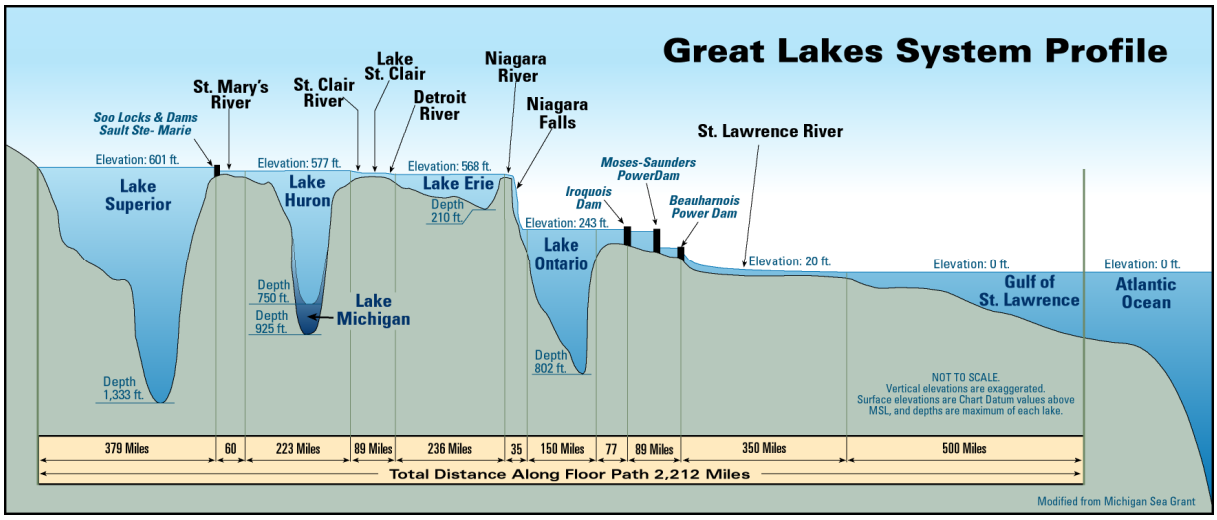


*Figure 9.2 – Profil du système des Grands Lacs laurentiens. Source : Michigan Sea Grant/Ohio Division of Natural Resources*

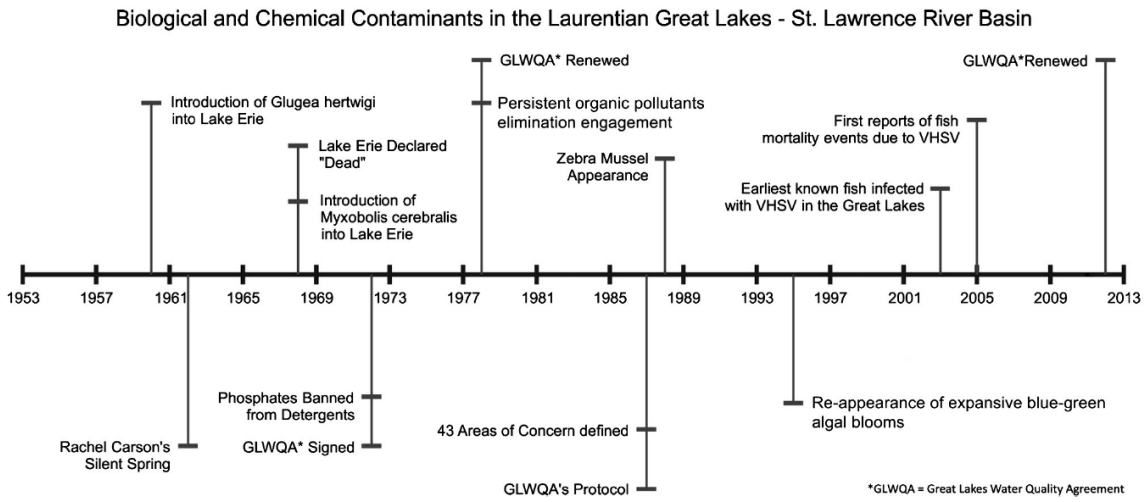


*Figure 9.3 - Chronologie des principaux événements liés à la contamination biologique et chimique du bassin versant du fleuve Saint Laurent. Source : Cornwell et al. (2015).*

*Figure 9.4 – Le lac Erie touché par un bloom, le 11 mars 2012. MODIS satellite image. Lake Erie, March 11, 2012. Credit: NOAA CoastWatch (Allinger et Reavie, 2013).*

L'eutrophisation des Grands Lacs a constitué, depuis les années 1960, l'une des problématiques majeures auxquelles les politiques publiques ont tenté de faire face. Comme le relève le sociologue K.A. Gould :

> *« Dans les années 1970, la préoccupation du public pour les Grands Lacs était d'abord centrée sur leur eutrophisation accélérée. L'eutrophisation était un problème environnemental particulièrement visible, générant des mortalités massives de poissons, des altérations de la couleur de l'eau, des îlots d'écume, et des odeurs nauséabondes. Des impacts environnementaux aussi manifestes suscitaient une attention soutenue de la part des medias et du public. Cette attention est à l'origine d'une implication croissante des autorités régionales pour la restauration de l'environnement, qui s'est traduite au final par une action publique, au niveau des provinces et des états comme au niveau fédéral, relativement efficace, quoiqu'inégale et imparfaite. » (Gould, 1993 : 159)*

Si le problème de l'eutrophisation touchait un large public, plusieurs auteurs relèvent cependant que les politiques de protection des Grands Lacs initiées dans l'après-guerre poursuivaient également d'autres objectifs. L'historien S. Bocking, en retraçant l'histoire de la recherche autour des Grands Lacs, montre ainsi que celle-ci s'est construite principalement autour de la problématique de gestion des pêcheries. Entre 1946 et 1970, la recherche en biologie et en écologie s'effectue sous l'égide d'un partenariat étroit entre l'administration et les universités, renforçant les collaborations mises en place depuis les années 1920, dans la perspective d'une gestion rationalisée des stocks de poissons. La problématique centrale qui occupe les chercheurs est la suivante : comment assurer le renouvellement des populations de poissons et renforcer la productivité de l'écosystème ? Les effets de cette orientation se sont avérés ambivalents : d'un côté, les recherches ont progressivement permis la reconnaissance des facteurs environnementaux comme étant essentiels au maintien des pêcheries. D'un autre côté, cette mise en valeur des facteurs environnementaux a légitimé une politique de dérégulation de la pêche, la surpêche n'étant plus identifiée comme le paramètre principal à maîtriser. La fin des années 1960 voit le partenariat entre les Provinces et les Universités se relâcher : le cadrage existant des politiques publiques, centré sur la préservation de la ressource halieutique, est manifestement impuissant face au renforcement des facteurs de stress qui affectent les Grands Lacs et fait l'objet de critiques croissantes. Selon l'auteur, l'accentuation de l'eutrophisation met à mal le présupposé alors dominant selon lequel chaque lac était suffisamment grand pour être considéré comme un écosystème à part. Les résultats qui mettent en évidence la pollution des lacs inférieurs par des sources situées sur d'autres lacs et les blooms algaux massifs ayant touché les lacs Erié et Ontario sont un facteur-clé dans le déclenchement d'une Commission internationale d'enquête sur la pollution des Grands Lacs en 1971 (Bocking, 1997).

La gestion transfrontalière des Grands Lacs remonte à une période beaucoup plus ancienne : la création de l'*International Joint Commission* remonte au traité sur les eaux frontalières signé par le Canada et les Etats-Unis en 1909 (Francis, 1988). L'*International Joint Commission* est un organe de nature politique, qui centralise les recommandations de diverses instances de conseil et qui soumet ses propres recommandations aux gouvernements, sur la base de ces conseils à partir desquels elle tire ses propres conclusions. L'IJC a la responsabilité de suivre l'application des accords binationaux conclus à propos des Grands Lacs entre les deux pays. A partir de 1971, son rôle se développe. D'une part, elle sert de forum de préparation et d'élaboration d'accords-cadres (Les *Great Lakes Water Quality Agreements* – GLWQA) qui feront, après le premier plan adopté en 1972, l'objet de révisions régulières. D'autre part, le *Clean Water Act* fédéral de 1972 institue un principe d'interdiction des rejets directs de polluants dans les eaux navigables, et met en place un suivi systématique des polluants. Il permet aussi le financement à partir du *Clean Lakes Program* de 1976, de projets de lutte contre la pollution des Grands Lacs. Comme le relève G.R. Francis, la gouvernance écologique des Grands Lacs constitue un défi institutionnel majeur : durant les années 1970, l'ambition d'une restauration écologique relative à des écosystèmes d'une telle ampleur et d'une telle complexité expose les institutions à de nouvelles attentes, émanant d'acteurs sociaux aux représentations/perceptions les plus diverses. En matière de

gestion des pollutions aquatiques, ces nouvelles attentes tendent à accentuer l'écart entre les intentions affichées des politiques et l'évaluation de leurs résultats. L'innovation institutionnelle qu'implique une gestion coordonnée a pour contrepartie, dans la pratique, une complexité redoutable des dispositifs d'intervention publique. Cette complexité tend à se renforcer dans la durée ; elle pèse sur l'action des groupes les moins bien structurés, comme les populations les moins aisées des zones polluées (Francis, 1988). Les auteurs s'accordent sur le tournant que constituent la fin des années 1960 et le début des années 1970 du point de vue de l'émergence et de la structuration de l'environnementalisme comme force politique aux Etats-Unis, et particulièrement dans la région des Grands Lacs (MacClarkey, 1991 ; Kehoe, 1992 ; Gould, 1993 ; Bocking, 1997). La pollution de ces derniers apparaît comme le symbole le plus fort de l'absence de régulation des problèmes environnementaux, appelant des réponses urgentes, et les crises dystrophiques lui donnent une visibilité sans précédent. Elle contribue à renforcer une identité culturelle locale spécifique, marquée par la sensibilité aux questions environnementales : l'idée de la « mort » du lac Erié, provoquée par les apports massifs en phosphore et l'eutrophisation qui les accompagne, hante de nombreux discours associatifs et politiques depuis les années 1960 (Feldman & Heasley, 2007 ; Francis, 1988).

L'historien T.Kehoe retrace ainsi la façon dont ces mobilisations diverses, appuyées par une génération d'écologues s'étant quelque peu émancipés par rapport aux agences gouvernementales et provinciales, sont à l'origine de la mise en place d'une régulation de l'industrie des produits détergents, ceux-ci constituant une source importante de phosphore. Au milieu des années 1960, les Grands Lacs américains firent l'objet d'efforts concertés pour restaurer la qualité de l'eau. Pour beaucoup de militants environnementalistes ou de représentants de l'administration, on ne pouvait lutter efficacement contre la pollution de ces ressources nationales qu'en imposant des restrictions sur la vente et l'utilisation d'un produit de grande consommation : les produits détergents contenus dans les lessives à usage domestique. La controverse qui s'ensuivit va ouvrir une nouvelle ère dans les relations gouvernement-entreprises. Cette controverse va en effet éprouver les limites d'un modèle corporatiste de politiques publiques au sein du système fédéral. Ce modèle corporatiste va freiner la prise en charge publique du problème au niveau fédéral du fait des réticences du secteur industriel à agir. L'auteur conclut que les gouvernements au niveau des Etats se sont montrés plus prompts à imposer des restrictions aux grandes firmes dans la composition de leurs produits ménagers que l'échelon fédéral. En fait si les grandes compagnies du secteur de la lessive étaient particulièrement influentes au niveau du gouvernement fédéral, elles ne jouissaient pas des mêmes relais au sein des administrations de chaque Etat, de chaque comté ou de chaque ville proches des grands lacs où ces industries ne comptaient pas parmi les gros employeurs de la zone. A l'époque, les autorités gouvernementales s'intéressaient surtout aux pollutions causées par les rejets directs d'effluents des usines se trouvant dans le voisinage des grands lacs. Depuis 1945, la coopération entre groupes d'intérêts privés et gouvernement du niveau local au niveau fédéral avait quelque chose de très commun. Agences gouvernementales et entreprises privées négociaient sur un mode volontaire les différentes politiques publiques qui les touchaient. Dans la seconde moitié des années 1960 cependant, la société civile a commencé à considérer d'un oeil plus circonspect ces consultations régulières et ces liens privilégiés entre entreprises et autorités publiques. Le problème majeur se situait au niveau du lac Erié. Son eutrophisation est déjà visible au milieu des années 1960. La prolifération d'algues provoqua le déclin d'une espèce de poisson particulièrement importante pour les activités de pêche commerciale du lac. La population piscicole demeurait importante mais les espèces locales à forte valeur commerciale (comme le corégone, *Coregonus clupeaformis*) avaient été remplacées par des espèces comme la carpe de moindre valeur commerciale. Dans son rapport de 1965, la *International Joint Commission* invitait à réduire au maximum les niveaux de phosphore des effluents déversés dans les lacs. En 1969, elle recommandait de cibler les phosphates des lessives dans la mesure où il aurait été beaucoup moins économique de réduire les niveaux de phosphore des rejets de stations municipales. Certains experts estimaient en effet que le moyen le plus efficace de lutter contre le phosphore des usines de traitement municipal était d'éliminer le phosphate directement dans les produits détergents. La publicité faite autour de ce phénomène d'eutrophisation et le lien potentiel avec le phosphate contenu dans les

lessives suscita également des mobilisations locales de femmes au foyer, en particulier celle du mouvement *Housewives to End Pollution*. Ces mobilisations vont changer la donne. Pour l'administration fédérale, l'eutrophisation des lacs n'était pas un phénomène d'ampleur nationale mais un problème localisé. Elle se refusait ainsi à légiférer. Il n'était pas chose aisée non plus de trouver un substitut au phosphate dans les lessives. Les initiatives des municipalités de Flint et de Detroit entre autres vont cependant renverser la situation. Elles proposent d'interdire les phosphates dans les lessives au sein de leur juridiction. Les industriels attaquent ces décisions d'interdiction en justice mais un juge de l'Etat de New York les valide en décembre 1971. Pour les industriels, la perte de ces marchés concentrant une population de plus de 2,5 millions d'habitants aurait été un manque à gagner trop important. Ils vont donc revoir rapidement leur stratégie une fois ces décisions adoptées et proposeront désormais des lessives sans phosphate. La qualité de l'eau des grands lacs va s'améliorer dans les années 1970. Certaines plages vont même ré-ouvrir et quelques espèces de poisson réapparaître dans certaines zones (Kehoe, 1992).

La prise en compte des inquiétudes environnementales et des revendications des mouvements environnementalistes se traduit par des dispositions explicites dans le *Great Lakes Water Quality Agreement* (GLWQA). L'accord de 1972 institutionnalise le rôle de la participation du public, notamment des communautés locales exposées aux contaminations, au processus décisionnel. Le second GLQWA accentue cette tendance en instituant des plans d'action curative (Remedial Action Plans – RAP) auxquels les citoyens doivent être associés (Gould, 1994). La participation effective du public se heurte toutefois à de nombreux obstacles et l'institutionnalisation de la participation apparaît dans de nombreux cas comme un cadre contraint, utilisé par les services de l'Etat pour prévenir et canaliser d'éventuelles contestations (Gould, 1993). D'autres auteurs les évaluent beaucoup plus favorablement, allant jusqu'à considérer les RAP comme « une approche nouvelle et révolutionnaire du processus de décision en matière environnementale, tant pour les Etats-Unis que pour le Canada » (Davidson & Hodge, 1989 : 24). L'exigence et la lenteur du processus d'élaboration des RAP conduit néanmoins à des dynamiques très différenciées suivant les zones concernées (MacClarkey, 1991).

Pour Gould, les mobilisations d'acteurs non étatiques en Ontario restaient dans les années 1960, 1970, voire dans les années 1980, la seule garantie d'une prise en compte effective de la pollution des Grands Lacs, car tant les organisations gouvernementales canadiennes qu'états-uniennes continuaient à considérer la dispersion et la dilution comme des réponses acceptables aux problèmes de pollution (Gould, 1994). Toutefois, G.R. Francis souligne l'importance des cadres de concertation mis en place, qui ont aidé à la structuration de réseaux informels au sein desquels de très nombreuses informations, y compris scientifiques, circulaient. Cette circulation a appuyé l'émergence de collectifs binationaux, comme le *Great Lakes United* en 1987, un mouvement composite associant sportifs, pêcheurs, élus locaux, organisations professionnelles et entrepreneurs qui a joué un rôle majeur en tant que groupe de pression auprès des autorités locales et nationales et participé activement à l'élaboration et au suivi des GLWQA (Francis, 1988), jusqu'à une période récente.

Une enquête menée par le sociologue R.L. MacClarkey, entre 1986 et 1990, auprès de l'une des 42 « zones prioritaires » (areas of concern) définies dans le GLQWA montre la façon dont les préoccupations relatives au phosphore s'articulent avec les autres formes de pollution dans les années 1990 dans la zone d'Hamilton Harbour, une région sidérurgique riveraine du lac Ontario (Canada). Il s'agit en effet de l'une des régions les plus touchées par la pollution aux métaux lourds et aux pesticides. La baignade y est, par exemple, interdite pour cette raison depuis les années 1930. L'auteur retrace le processus d'élaboration du RAP qui intervient alors que plus de 600 millions de dollars ont déjà été mobilisés pour la restauration écologique des environs d'Hamilton Harbour. Les premières réunions publiques font émerger trois sources majeures de préoccupation : la préservation de la vie sauvage, la potabilité de l'eau et les rejets directs dans le milieu par les entreprises de sidérurgie. Conformément au cadre général d'élaboration des RAP, un groupe de porteurs d'enjeux d'une soixantaine de personnes est ensuite constitué : l'eutrophisation émerge progressivement comme l'un des trois enjeux prioritaires mis en exergue dans le premier rapport du groupe (avec la contamination des sédiments

par les produits toxiques et les contaminations bactériennes dues aux défaillances des systèmes d'assainissement). Les inquiétudes exprimées face à la dégradation de l'état de la végétation aquatique sont à l'origine de nouvelles préoccupations et de l'émergence des questions sanitaires (MacClarkey, 1991).

Le politiste canadien M. Sproule-Jones porte en 2002 un regard rétrospectif global sur trente ans de politiques publiques et d'expérimentations institutionnelles dans les Grands lacs (Sproule-Jones, 2002). Il relate les efforts engagés, à différents niveaux, par les Etats-Unis d'Amérique et le Canada pour dépolluer les grands lacs nord-américains. Ces initiatives font suite aux accords sur la qualité de l'eau des grands lacs de 1972 et 1978. En 1972, l'attention était portée au Lac Erie, le moins profond des lacs nord-américains, touché par une forte eutrophisation. Dix milliards de dollars furent investis dans des usines de traitement des eaux usées ainsi que dans de nouvelles techniques de réduction des rejets en phosphates par les industries. La seconde phase de ces programmes publics a débuté à la fin des années 1970 quand le grand public prit conscience de l'ampleur et de la dangerosité des contaminants toxiques déversés dans les grands lacs. Le *Great Lakes Water Quality Agreement* fut amendé en 1978 pour y inclure la gestion de ces substances toxiques, un problème plus insoluble que la question de la sur-concentration en nutriments du Lac Erie. Deux décennies plus tard, les gouvernements tentent toujours de développer un programme binational et formuler des plans de réduction de substances chimiques bio-accumulatives. Les Plans d'action (*Remedial Action Plans*) représentent une troisième vague d'intervention, fondée sur une approche écosystémique plus large, qui, sur les recommandations de Commission internationale conjointe, inclut les différentes parties prenantes à la fois publiques et privées. En 2000, l'*establishment* intergouvernemental (huit agences fédérales, neuf Etats et deux gouvernements représentant les autorités tribales) se mettaient d'accord pour poursuivre un objectif de réduction des apports en phosphore et en azote de 40%. Sproule-Jones montre que les programmes d'action se sont cependant avérés décevants. Ces expérimentations laissées à l'initiative des parties prenantes locales ont échoué à produire les effets escomptés. Les droits de propriété n'ont pas été modifiés pour laisser place à des usages moins polluants. Ainsi, si ces arrangements de type consensuel ont pu être productifs au niveau de la prise de décision, ils ont moins bien fonctionné dans la phase de mise en œuvre dans la mesure où ils créent des incitations aux comportements opportunistes. De plus, ils ont également été difficiles à établir dans les zones transfrontalières.

Entre les années 1970 et 1990, le *Clean Lakes Program* a financé au travers de l'agence de protection environnementale américaine (EPA) pour plus de 150 millions de dollars des projets de restauration de la qualité des grands lacs et des études confiées aux meilleurs limnologues et ingénieurs du pays. L'EPA a concentré ses efforts sur les lacs en état critique du point de vue de l'eutrophisation (ceux qui étaient considérés, selon les catégories populaires, comme « morts » ou « mourants »). Plutôt que de promouvoir des mesures de prévention et de protection contre les sources de pollution, l'EPA a préféré la voie curative et a entretenu l'illusion qu'avec les promesses de la technique (solutions de dragage ; création d'un canal de détournement ; réouverture artificielle etc), les lacs retrouveraient très vite et à peu de frais leur état naturel. En effet, bien que des lacs aient pu être « sauvés », les *Clean Lakes Projects* ont surtout conduit à un constat d'échec pour la plupart d'entre eux. Et si l'on pouvait constater dans certains cas une amélioration, en général celle-ci n'était que temporaire (Larson, 1996).

L'étude de l'état des Grands Lacs fait progressivement apparaître la complexité des mécanismes de contamination (qui impliquent entre autres, le transport des particules par voie aérienne) et la gravité des pollutions par des substances toxiques. L'orientation générale des programmes d'actions mis en place hésite entre un cadrage par les problèmes sanitaires, centré sur la qualité de l'eau, et un cadrage plus ouvert, centré sur le fonctionnement de l'écosystème (Francis, 1988 ; Gilbertson et Watterson, 2007). Cette hésitation est perceptible dans les *Great Lakes Water Quality Agreements* signés dans les années 1990 et 2000 (Carpenter, 2007).

Cette situation conduit de nombreux écologues à s'interroger sur les relations entre expertise scientifique et action publique, dans la mesure où la conscience de la complexité de la dynamique des écosystèmes s'accroît. Dans le même temps, les politiques publiques aboutissent à des résultats mitigés.

Dans un article publié dans *American Scientist* en 1996, D.W. Larson s'interroge ainsi sur le sens d'une action publique qui se donnerait pour objectif de remédier à l'irrémédiable (Larson, 1996). L'auteur évoque les résultats très décevants de la « guerre » déclarée à l'eutrophisation des grands lacs. Les programmes fédéraux ont investi des millions de dollars pendant plusieurs années, en considérant notamment que la science et le progrès technologique étaient la solution pour restaurer des milieux très dégradés.

Les Grands Lacs ont été et restent un haut lieu de mobilisation contre les pollutions aquatiques. Les pollutions au phosphore y ont, dans les années 1970, acquis une visibilité sans précédent. Le concept même d'eutrophisation s'est émancipé, à cette époque, des cercles experts dans lesquels il restait jusqu'alors confiné. Ce moment d'émergence correspond à la fois à des changements profonds dans les relations entre les organisations gouvernementales et la recherche, des deux côtés de la frontière américano-canadienne, et à la structuration de mouvements environnementalistes organisés à l'échelle nationale et à l'échelle locale. Malgré la persistance de blooms de grande ampleur et de phénomènes d'anoxie dans les années 1980, les pollutions aux produits chimiques toxiques prennent progressivement le pas sur l'eutrophisation dans les mobilisations citoyennes et institutionnelles. L'eutrophisation reste toutefois une problématique majeure dans les Grands Lacs aujourd'hui : la région demeure un lieu de tension, entre d'une part un lieu emblématique dont la restauration de la pureté originelle constitue un impératif symbolique, notamment sur le plan politique, et d'autre part des politiques publiques qui, tout en obtenant des résultats en termes d'indicateurs intermédiaires, n'atteignent pas durablement leurs objectifs finaux de réduction des crises dystrophiques.

#### *9.2.1.1.2.La baie de Chesapeake : les pouvoirs locaux face aux pollutions diffuses et aux spécificités du milieu marin*

L'encadré 9.2 ainsi que les figures 9.5 à 9.7 donnent des points de repères introductifs sur la situation de la baie de Cheasapeake.

*Encadré 9.2 – La Baie de Chesapeake : points de repère. D'après : Paolisso et al., 2015 ; Aukerman, 2004 ; Weller et al. 2011.*

Située sur la côte Atlantique des Etats-Unis, à la frontière entre le Maryland et la Virginie, la baie de Chesapeake est le plus grand estuaire d'Amérique du Nord (11000km2 d'eaux intertidales). Son bras principal fait plus de 300 km de long. Son bassin versant, d'une superficie de plus de 165000km2, s'étend sur 6 Etats côtiers (New York, Pennsylvanie, Maryland, Delaware, Virginie Occidentale et Virginie) et accueille une population de 17 millions d'habitants. Parmi les principaux affluents, on trouve la Susquehanna, le Potomac, le James River, le Rappahannock, le Patuxent, le Choptank, le Nanticoke et le Pocomoke. L'usage des sols est réparti entre les espaces boisés (64%), l'agriculture et l'habitat diffus (24%) et les aires urbaines (8%).
La baie et ses affluents connaissent une eutrophisation sévère liée aux activités humaines, qui a pu être documentée précocement, notamment en ce qui concerne les sources d'apports nutrimentiels. De nombreux processus liés à ce phénomène ont été documentés dans la littérature, notamment : l'intensification du pic chlorophyllien printanier, lié au développement des diatomées, provoquant des phénomènes d'anoxie et d'hypoxie dans la baie ; la surmortalité de la végétation aquatique, liée au développement des populations épiphytes ; des épisodes de mortalité massive de poissons et de crustacés, liés à l'insuffisance d'oxygène dissous, et plus généralement une diminution importante du macrobenthos. Elle est ainsi identifiée, dans les années 1970, comme la première « zone morte » du monde.
La baie de Chesapeake est l'un des écosystèmes aquatiques les plus étudiés au monde, ce depuis les années 1930. Elle fait l'objet, depuis 1983, d'une gouvernance spécifique impliquant plusieurs agences fédérales et les Etats riverains. Dans ce cadre, un système de suivi très élaboré du fonctionnement et de l'état des masses d'eau a été mis en place.

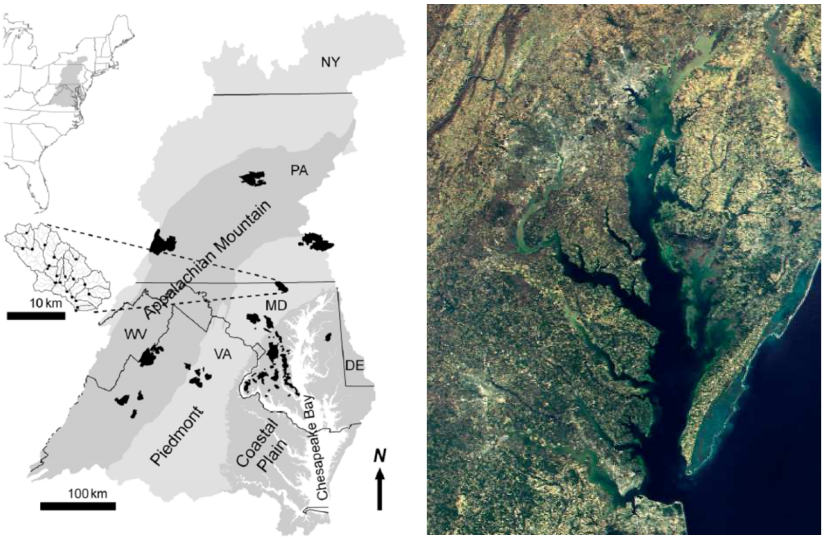


*Figure 9.5 – Localisation et image satellite de la baie de Chesapeake et de son bassin versant, au Nord-Est des Etats-Unis. Source : Kemp et al. 2005. Image satellite de MODIS, http://visibleearth.nasa.gov*

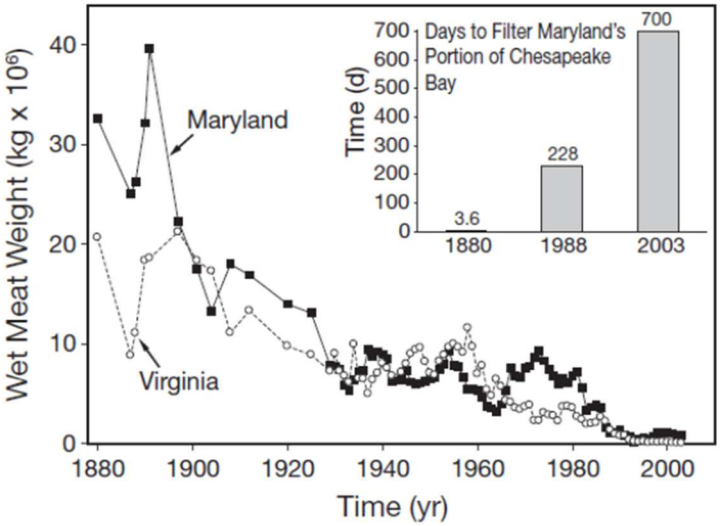


*Figure 9.6 – Chronique de la récolte d'huîtres creuses de Virginie (Crassostrea virginica) dans la baie de Chesapeake, de 1880 au début du XXIème siècle. L'encart montre le temps requis pour que la population d'huîtres puisse filtrer un volume d'eau égal à celui de la baie. Source : Kemp et al., 2005*

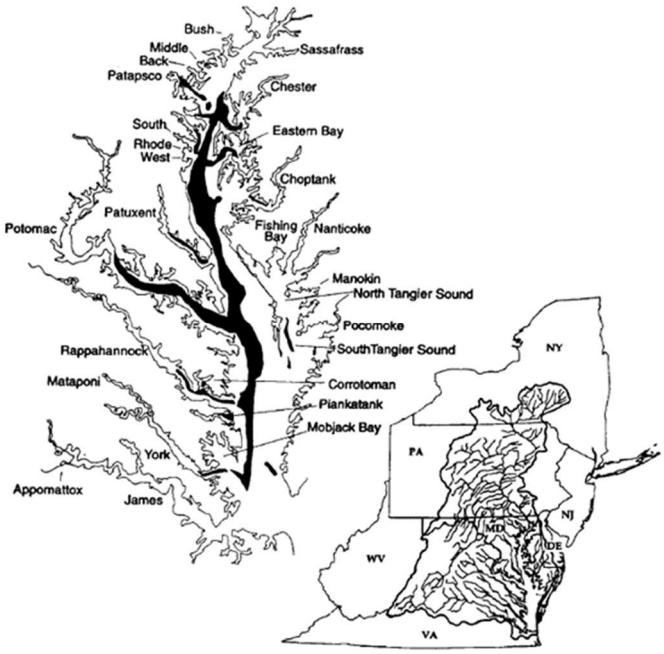


*Figure 9.7 : La baie de Chesapeake et ses cours d'eau tributaires majeurs, montrant en noir l'étendue des zones hypoxiques pendant l'été de 1994 à 1996. Source : Chesapeake Bay Program, 1997, cité par Boesch et al., 2001.*

A la différence de ce qui a pu être observé pour la région des Grands Lacs, les publications en sciences humaines et sociales qui concernent l'eutrophisation en baie de Chesapeake sont issues de programmes interdisciplinaires de recherche et sont produites par un nombre plus limité d'auteurs, parmi lesquels l'anthropologue M. Paolisso, à l'origine de nombreux articles sur le sujet. L'analyse des travaux de M. Paolisso et de ses collaborateurs, qui s'étendent sur la période 1999-2015, permet d'explorer différents aspects de la problématique et en même temps, de relever quelques évolutions sur les quinze dernières années.

L'origine de cette évolution est à rechercher dans les mobilisations politiques importantes de la fin des années 1960 aux Etats-Unis, qui ont donné lieu à la création de l'*Environmental Protection Agency* (EPA), à l'adoption du *Clean Water Act* et à la mise en place de plusieurs commissions d'enquête parlementaires et présidentielles sur les problèmes environnementaux. Pour ce qui concerne la baie de Chesapeake, un sénateur du Maryland engage en 1973 un « fact finding tour » sur la baie. Il convainc le Congrès américain de mandater l'EPA en vue de la réalisation d'une enquête environnementale approfondie de 7 ans pour déterminer les raisons des crises environnementales majeures qu'elle traversait. L'enquête de l'EPA confirme les résultats des recherches plus éparses menées antérieurement. Cinq rapports en sont issus, dont la publication en 1983 constitue un événement : ils mettent en avant l'impact majeur des pollutions diffuses d'origine agricole et de l'explosion démographique sur la qualité des eaux de la baie, les blooms algaux, la dégradation considérable de la flore immergée et des populations de coquillages. Qui plus est, les rapports mettent en avant les composés azotés et phosphorés comme étant les plus directement responsables des crises dystrophiques et de la dégradation de l'environnement côtier (Aukerman, 2004). La baie de Chesapeake apparaît ainsi comme l'un des lieux où émergent et sont reconnues le plus précocement la problématique de l'eutrophisation liée aux pollutions diffuses d'une part, et celle de l'eutrophisation des milieux marins ayant pour facteur limitant l'azote.

Le *Chesapeake Bay Agreement* est adopté en 1983 suite à ces publications. Il associe l'EPA, trois des six Etats du bassin versant et le district de Columbia qui s'engagent « à prendre en charge pleinement, dans son étendue, dans sa complexité et dans la multiplicité des sources qui l'alimentent, la pollution de la baie ». Un Comité exécutif chargé de l'application de l'accord est mis en place. Dès la révision de

l'accord en 1987, des objectifs quantitatifs de réduction sont fixés, avec un horizon temporel assez lointain : les parties prenantes s'engagent à réduire de 40% les flux d'azote avant l'an 2000. Comme dans le premier accord, le texte fait de l' « épanouissement de la vie » et des « ressources vivantes » la finalité de l'ensemble des actions : la mise en avant de cet objectif résulte à la fois de la sévérité des phénomènes d'anoxie dans la baie et des enjeux très importants pour la pêche et la conchyliculture, activités traditionnellement très développées dans la baie. Ces activités constituent des éléments centraux de la culture locale et jouissent d'une très forte légitimité (Paolisso et al., 2006). En plus des objectifs de réduction des apports en nutriments à la source, une stratégie de contrôle des effets délétères de l'enrichissement du milieu en nutriments est appliquée dans la baie de Chesapeake via un programme de repopulation de la baie par des huîtres dont le rôle filtrant est reconnu (Boesch 2002 ; Paolisso et al., 2006).

L'un des aspects marquants de la dynamique engagée à partir de 1987 est la fédéralisation des accords locaux, par leur intégration dans le *Clean Water Act* : engagement local et politique nationale entretiennent ainsi des relations dynamiques (Tableau 9.6).

*Tableau 9.6 – Les accords régionaux et l'articulation juridique et institutionnelle entre niveau fédéral (à gauche) et niveau régional (à droite) dans la lutte contre l'eutrophisation en baie de Chesapeake (Etats-Unis) Source : Aukerman, 2004.*

| Clean Water Act of 1972 | |
|---|---|
| **CWA §319 Nonpoint Source Management Program 33 USC §1329** | States develop NPS assessment reports that identify NPS problems and sources responsible. States then adopt and implement management programs to control NPS. EPA awards grants to states to help with implementation. |
| **CWA §208 Area wide waste treatment management 33 USC §1288** | State governors identify areas that have "substantial water quality problems", to be controlled under area-wide waste treatment management plans. Since this was primarily a voluntary program, area-wide waste treatment management plans were unsurprisingly non-existent. |
| **CWA §303 Total Maximum Daily Load (TMDL) 33 USC §1313** | States identify and rank waters for which technology based effluent limitations fail to achieve or maintain water quality standards, which are based on designated uses, like drinking water, recreational or industrial uses. |
| **CWA §117 Chesapeake Bay Program, 33 USC §1267 (1987)** | Section 117 of the Clean Water Act authorizes a Chesapeake Bay programs office to publish information pertaining to the environmental quality of the Chesapeake Bay, as well as to coordinate Federal and state efforts to improve the quality of the Bay. |
| **Coastal Zone Management Act of 1972 Coastal Zone Act Reauthorization Amendments of 1990** | |
| **§6217 Coastal Nonpoint Source Pollution Control Program 33 USC §6217** | Any state with a federally approved Coastal Zone Management Program must develop a Coastal Nonpoint Pollution Control Program, which uses best available technology measures. Federal grants are dependent on the consistency of actions with the federally approved program. |

| | |
|---|---|
| 1983 Chesapeake Bay Agreement | - Established the Chesapeake Bay Program — a unique federal-state-local partnership committed to restoring the Chesapeake Bay.<br>- To reduce and control point and nonpoint sources of pollution to attain the water quality condition necessary to support the living resources of the Bay. |
| 1987 Chesapeake Bay Agreement | - In 1987, the Bay Program partners set a 40% loading reduction goal for nitrogen and phosphorus to improve low oxygen conditions in the deep trench of the mainstem Bay. |
| 1992 Chesapeake Bay Agreement Amendments | - Bay Program partners redefined the 1987 goal to apply only to "controllable" sources. Controllable sources are only located within Virginia, Maryland, Pennsylvania, and the District of Columbia. (Leaving out of the program: West Virginia, Delaware, and New York.)<br>- The Bay Program partners recognized the importance of a watershed approach by adopting "tributary strategies" to achieve and maintain loading goals. |
| 2000 Chesapeake Bay Agreement | - Bay Program partners expand tributary strategies to apply to the entire 64,000 square mile watershed.<br>- With a commitment to correct the nutrient and sediment related problems by 2010, sufficient to remove the Bay and its tidal tributaries from the EPA "impaired waters" list.<br>- Bay Program partners will coordinate designated uses of waterbodies. |

Malgré cet effort de coordination et d'engagement, il apparaît dès 1992 que l'atteinte des objectifs de réduction des flux d'azote dans la baie est compromise. Ce constat conduit les partenaires à concentrer leurs efforts sur la gestion par bassin versant, en décomposant de façon fine les objectifs d'émission sur chacun des affluents. Parmi les actions privilégiées, on trouve des actions de restructuration et de restauration paysagères (plantation de ripisylve, restauration de cours d'eau et aménagement de dispositifs de régulation des inondations), l'amélioration de la performance des stations d'épuration, l'optimisation de la fertilisation agricole. Progressivement, la lutte contre les pollutions agricoles devient un objectif-clef, faisant l'objet d'une gestion spécifique. L'évaluation des résultats des politiques menées entre 1985 et 2000 fait apparaître une réduction des apports de phosphore dans la baie de l'ordre de 52%, et des flux d'azote de 31%. Ces résultats, pour significatifs qu'ils soient, ne permettent cependant pas d'observer une amélioration sur le front des quantités disponibles d'oxygène dissous en période estivale, donc de la maîtrise des phénomènes d'anoxie[7] (Aukerman, 2004).

Deux aspects particuliers de ces politiques de lutte contre l'eutrophisation ont fait l'objet d'analyses détaillées par des chercheurs en sciences sociales. Le premier est l'articulation entre la gouvernance spécifique de l'eutrophisation de la baie et l'action des collectivités locales (Aukerman, 2004) ; le second, l'intégration des données scientifiques dans la gestion et l'utilisation des modèles dans la gouvernance de la baie (Paolisso et al., 2015).

En ce qui concerne la traduction des accords-cadres partenariaux (Les *Chesapeake Bay Agreements* – CBA) dans les politiques menées par les Etats riverains et les gouvernements locaux, Aukerman montre en prenant l'exemple de la Virginie que la mise en œuvre des CBA se traduit par des atténuations successives des objectifs et du suivi de la mise en œuvre. En effet, chacun des Etats parties prenantes du CBA sont responsables d'établir leurs propres stratégies détaillées pour l'atteinte des objectifs, ce qui se traduit dans la pratique par une très grande hétérogénéité, qu'il s'agisse du niveau d'engagement, des stratégies et instruments mis en place, du suivi ou de la mise en œuvre. Ainsi, le Maryland a décidé d'aller plus loin que l'accord-cadre ne l'y contraignait, en étendant les périmètres de protection et en imposant des régulations plus sévères aux projets de développement. Ce cas est toutefois isolé. Le cas de la Virginie, qu'étudie l'auteure, est beaucoup plus classique. A partir de 1987, l'Etat adopte une série de dispositions visant à opérationnaliser les objectifs de protection de la baie, qui consistent principalement en instruments de financement des actions de maîtrise des pollutions diffuses mises en œuvre par les collectivités locales. Or, celles-ci s'avèrent faiblement équipées pour résister aux pressions que les opérateurs locaux du développement font peser sur elles. Qui plus est, l'Etat n'a aucune autorité pour contrer cette dynamique. La gestion par bassin versant, qui s'est matérialisée par la création d'agences locales dédiées, a certes des effets : elle contribue à faire de la qualité de l'eau une question débattue publiquement, à créer des espaces de rencontre entre porteurs d'enjeux, à soutenir les actions agricoles et les actions d'éducation à l'environnement, à appuyer la mise en place de *Nutrient Management Plans* à l'échelle individuelle. Mais cette dynamique est très dépendante de la disponibilité des financements, qui s'avère très irrégulière.

L'un des dispositifs importants mis en place par l'Etat de Virginie est l'autorisation donnée à chaque citoyen de déposer plainte contre une opération agricole qui aurait pour effet d'altérer la qualité de l'eau, ce qui peut déclencher une enquête de la part des services dédiés à la protection de la qualité de l'eau qui peuvent ensuite en communiquer les résultats aux plaignants. Cet instrument est en théorie puissant, et contraste avec la prédominance en général des outils contractuels et partenariaux, qui offrent peu de possibilités de contrôle. A titre d'exemple, en 2003, plus de 200 demandes d'enquête ont été déposées, dont 41 se sont transformées en plaintes officielles. 31 ont fait l'objet d'une enquête effective. L'évaluation de ce dispositif est ainsi nuancée : de nombreuses démarches n'aboutissent pas, le retour vers les plaignants est faible. Toutefois, le dispositif a une valeur symbolique importante, puisqu'il offre une possibilité d'action à tous les citoyens et leur permet d'acquérir des informations de la part des services publics (Aukerman, 2004). Relevons cependant que ce type d'outil, qui s'inscrit harmonieusement dans des pays où la culture du contradictoire domine la gestion des problèmes

[7] Voir à ce sujet le chapitre 6 sur la modélisation.

publics, peinerait certainement à trouver sa légitimité dans des cultures politiques et institutionnelles différentes, comme celles qui dominent en Europe.

Second point important, celui du niveau et du type de connaissances considérées dans les politiques publiques mises en œuvre, de la conception et du développement des modèles. Comme le relève K.S. Porter (Porter, 2004), depuis le *Clean Water Act* de 1972, la gestion des pollutions aquatiques est longtemps restée fondée aux Etats-Unis sur le paradigme de la « meilleure technologie disponible », davantage que sur des standards de qualité de l'eau et des milieux aquatiques. La Baie de Chesapeake est l'un des lieux emblématiques à partir desquels ce paradigme a été questionné, puis remis en cause : l'entrée par des valeurs cibles, qui se traduisent ensuite par le calcul d'un flux nutritif maximum quotidien, réparti entre les différents bassins alimentant la baie, constitue de ce fait un changement majeur de perspective au début des années 2000.

Paolisso et al. (2015) insistent sur le caractère exceptionnel de l'effort de modélisation intégrée réalisé sur la baie : pour parvenir à étudier simultanément le large panel de dynamiques socio-écologiques complexes qui gouvernent l'état de la baie, une suite de modèles a été progressivement intégrée dans un système unique, le *Chesapeake Bay Modeling System* (CBMS). Ces auteurs montrent que le changement de paradigme repéré par Porter est largement liée au développement de ce système de modélisation : jusqu'à une période récente, les résultats étaient principalement utilisés pour accompagner les efforts volontaires de réduction des apports de nutriments et de sédiments dans la baie. Mais ils sont désormais plus largement utilisés pour déterminer l'adoption de valeurs-guide ou de valeurs-cibles dans les politiques publiques : ce faisant, le CBMS devient autant un « objet public », selon l'expression des auteurs, qu'un outil de recherche. Ce changement de statut s'accompagne d'une intégration croissante des préoccupations et des dynamiques sociétales dans le CBMS. L'un des vecteurs principaux de ce changement est l'élaboration de stratégies de planification de l'usage des sols pour chacun des sous-bassins versants.

Celles-ci ont pour l'instant contribué de façon modeste à l'atteinte des objectifs de *Total Maximum Daily Loads* (TMDL) fixés à l'horizon 2025, avec des étapes intermédiaires tous les deux ans. Mais elles contribuent à l'intégration des enjeux sociétaux, qui sont principalement de quatre ordres. D'abord, comme le relève également Aukerman, l'instabilité des ressources financières, notamment fiscales, affectées aux programmes, dans un contexte de décentralisation accélérée. Deuxièmement, les ressources de modélisation, qui constituent l'outil de base de l'EPA et des Etats riverains, ne sont actuellement que peu disponibles pour les collectivités locales, alors qu'elles constitueraient un point d'appui majeur pour l'élaboration et le suivi de la planification spatiale et des stratégies d'utilisation des sols (Paolisso et al., 2015).

Troisièmement, les mécanismes de coordination entre les collectivités de l'amont et celles de l'aval, notamment les comtés riverains de la baie, restent encore insuffisants. La solidarité institutionnelle entre ces différents espaces doit être renforcée, de sorte que les efforts de changement soient plus équitablement répartis. Enfin, la problématique des pollutions diffuses s'avère particulièrement épineuse à prendre en charge : les programmes intégrés de lutte, calés sur des objectifs de long terme, peinent à s'articuler avec les projets locaux d'infrastructures, en particulier du fait de la durée limitée des mandats électifs locaux. Cette difficulté est accrue du fait de l'absence de résultats directement perceptibles pour les publics non experts, alors que des besoins pressants se font sentir par ailleurs sur d'autres politiques publiques.

Parmi l'ensemble des pollutions diffuses, les pollutions diffuses d'origine agricoles sont devenues une question socialement vive autour de la baie de Chesapeake, donnant lieu à des controverses. Ainsi, des groupes d'intérêt agricole se sont rapprochés, dans la perspective de développer leurs propres instruments de modélisation et, éventuellement, de contester les résultats issus du CBMS[8]. Les données produites en 2011 à l'initiative de *l'Agricultural Nutrient Policy Council* aboutissent à des résultats

[8] Les données officielles issues du modèle identifient l'agriculture comme le premier contributeur en termes d'apports nutrimentiels et sédimentaires dans la baie (en 2012 : 36% des apports d'azote, 39% des apports de phosphore et 58% des apports de sédiment).

sensiblement différents, en termes de contribution des activités agricoles à l'eutrophisation de la baie. L'existence de cet écart a justifié un report de l'application du système de TMDL, jusqu'à l'obtention d'évaluations convergentes. Le comité indépendant chargé d'examiner les sorties des modèles et de les comparer a conclu qu'elles étaient en fait convergentes et que le report de la mise en œuvre du système des TMDL n'était pas justifié : c'étaient les conclusions du rapport qui étaient erronées, et non les modèles dont les résultats divergeaient. Mais cet épisode a montré la persistance d'interprétations alternatives des données produites par les modèles, qui témoigne de la vivacité des enjeux. Pour les auteurs, cette controverse a permis de mettre en évidence des problèmes émergents dont les politiques publiques doivent tenir compte pour espérer mobiliser dans la durée. D'abord, le fonctionnement même des modèles, qui repose sur des hypothèses de fonctionnement, peut poser des problèmes de crédibilité dans le débat public, alors même que les scientifiques y voient un processus normal, voire une opportunité pour produire des connaissances génériques : Paolisso et al. voient dans ce décalage la source de jugements négatifs sur la compétence et les connaissances précises des scientifiques sur les systèmes socio-écologiques qu'ils étudient. Ensuite, l'engagement d'organisations professionnelles et économiques agricoles dans la production de données alternatives à partir d'un autre modèle plaide pour approfondir les efforts de modélisation participative, à l'occasion de laquelle les interprétations divergentes peuvent être prises au sérieux et mises à l'épreuve. Enfin, l'utilisation d'une pluralité de modèles peut en principe enrichir et rendre plus robustes les connaissances produites. La contestation des modèles reste toutefois un instrument politique pour remettre en cause, voire bloquer l'adoption de programmes d'action ambitieux et de régulations strictes des activités. En ce sens, la collaboration entre sciences sociales et sciences biophysiques apparaît de plus en plus comme une nécessité : il s'agit à la fois de comprendre et d'améliorer la prise en compte des visions et connaissances multiples dont les acteurs sociaux sont porteurs, et d'analyser les outils de connaissance comme des dispositifs investis culturellement, socialement et politiquement. Les auteurs soulignent, dans ce contexte, la pertinence de l'utilisation des modèles culturels permettant d'analyser la pluralité des valeurs, des comportements et des discours vis-à-vis des problèmes environnementaux (voir à ce sujet : Paolisso, 1999 ; Paolisso & Maloney, 2000 ; Paolisso & Chambers, 2001). Ils insistent également sur l'intérêt des analyses menées dans le champ de l'étude interdisciplinaire des sciences et des techniques (STS), qui accordent une importance particulière à la matérialité des instruments de connaissance et à leur mobilisation par les différents acteurs. En effet, la construction des modèles et des instruments de surveillance est un outil majeur de dialogue dans le cadre d'une gouvernance élargie des socio-écosystèmes côtiers complexes : l'appropriation rapide des outils et des résultats scientifiques dans les zones écologiques à enjeux par des acteurs profanes implique une analyse réflexive des usages sociaux de ces outils[9].

La baie de Chesapeake est un lieu pionnier de la recherche en écologie des écosystèmes côtiers et de la conception de stratégie de contrôle des apports de nutriments et de sédiments. La liaison entre les problèmes rencontrés dans les Grands Lacs et ceux auxquels la baie devait faire face est à l'origine d'une action fédérale d'envergure au sujet de l'eutrophisation aux Etats-Unis. La baie de Chesapeake est l'un des principaux lieux de construction et de complexification des modèles descriptifs de l'eutrophisation, ainsi que de leur utilisation comme outil de dialogue et de gouvernance des pollutions diffuses. Dans ce contexte, ont pu être mis en évidence à la fois la grande diversité des modèles culturels de la pollution et la complexité des ressorts de l'engagement des parties prenantes. En particulier, la problématique de la réintroduction de l'huître montre qu'au- delà de l'importance écologique de la présence d'activités halieutiques et conchylicoles, celles-ci ont une importance symbolique et culturelle qui appuie la structuration de la gouvernance et la formalisation d'objectifs de restauration : les espèces sont investies de fonctions et de valeurs sociales. Enfin, le cas de la baie de Chesapeake illustre la fonction stratégique de l'information scientifique, avec l'appropriation rapide des outils et des résultats de recherche dans les zones écologiques à enjeux par des acteurs considérés traditionnellement comme non experts.

[9] Voir : sous-chapitre 9.5.

### 9.2.1.1.3.Les mers d'Europe du Nord

L'encadré 9.3 ainsi que les figures 9.8 et 9.9 donnent des points de repères introductifs sur la situation de la baie de Cheasapeake.

*Encadré 9.3 – La Mer Baltique : points de repère. Sources : Lowe et al., 2014 ; Tynkkynen, 2013.*

La mer Baltique est une mer semi-fermée de 415000 km2, dont la salinité est très variable en raison des apports importants d'eaux fluviales par rapport à son volume global. Neuf pays la bordent : le Danemark, la Finlande, l'Allemagne, les trois Etats baltes, la Pologne, la Russie et la Suède. Son bassin versant s'étend sur cinq pays supplémentaires : la Biélorussie, la République tchèque, la Slovaquie, la Norvège et l'Ukraine.
Les échanges d'eau avec la Mer du Nord voisine sont assez faibles. De ce fait, l'écosystème de la mer Baltique s'avère très vulnérable aux perturbations anthropiques. Or, il est soumis à de nombreux facteurs de stress environnemental, qui ont durement affecté la pêche, le tourisme et plus largement les aménités environnementales dont bénéficiaient les 80 millions d'habitants de son bassin versant.
La Mer Baltique est considérée comme l'une des mers les plus polluées au monde et l'une des plus touchées par l'eutrophisation. Les nutriments, notamment le phosphore, se sont accumulés et accentuent les phénomènes d'hypoxie. Associés à une très forte pression de pêche, ils ont provoqué de nombreuses crises dystrophiques depuis les années 1970. La Mer Baltique connaît ainsi de façon chronique des épisodes de surmortalité de poissons, des changements dans les espèces de poisson dominantes, des blooms d'algues filamenteuses et de cyanobactéries, ainsi qu'une dégradation importante de la végétation aquatique, du fait de l'obscurcissement de la colonne d'eau.
La protection de la Mer Baltique est l'un des cas les plus anciens et les mieux documentés de coopération environnementale internationale, en particulier depuis l'adoption de la convention d'Helsinki en 1974. Plusieurs « âges » de la gouvernance des écosystèmes marins sont ainsi décelables.

*Figure 9.8 – Vue satellite de la mer Baltique, le 1er avril 2004. Les eaux côtières se teintent de marron et de vert, témoignant de la densité des apports sédimentaires et de blooms printaniers de phytoplancton. Source : http://earthobservatory.nasa.gov/IOTD/view.php?id=4361*

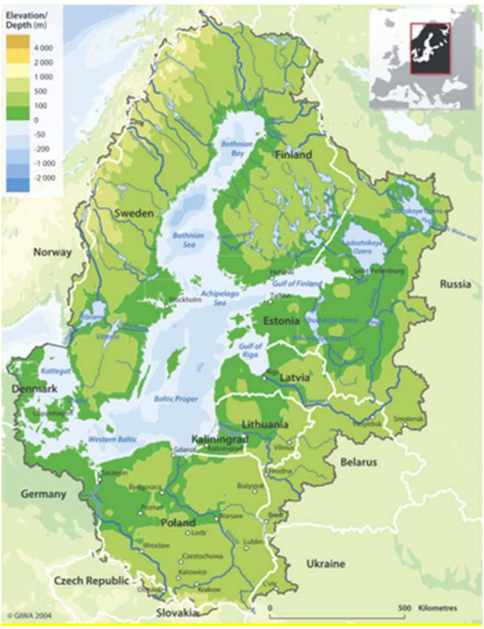


*Figure 9.9 – Le bassin versant de la mer Baltique. Source: Global International Waters Assessment (GIWA), published by HELCOM - HELCOM - Baltic Sea Environment Proceedings No. 104.*

En Europe du Nord, l'eutrophisation est l'objet de politiques publiques depuis le début du XXème siècle. La visibilité de l'eutrophisation est liée à une conjonction de facteurs, parmi lesquels : un développement industriel important, l'existence de problématiques touchant à la fois les eaux douces et les eaux côtières, des préoccupations environnementales précoces, des filières de pêche très structurées. Rhode (1969) considère cet espace comme étant à l'origine d'une conception proprement européenne des problèmes d'eutrophisation, mettant l'accent sur les apports nutrimentiels plus que sur les dynamiques sédimentaires.

Les environs de la Mer Baltique sont, de loin, le lieu le plus investi par les sciences sociales en ce qui concerne les problèmes d'eutrophisation. Les recherches comportant une dimension historique y sont particulièrement bien représentées pour ce qui concerne les pays scandinaves (beaucoup moins pour les autres), ce qui permet de disposer d'une vue assez complète de l'évolution des cadres de prise en charge de ces problèmes tout au long du XXème siècle. Par ailleurs, la gouvernance de la Baltique a également été beaucoup étudiée.

S'agissant de la protection des eaux en milieu urbain à Helsinki (Finlande), Laakkonen et Laurila (2007) évoquent cinq grandes phases –ou paradigmes- de politiques publiques sur la période 1850-2000. Leur examen de l'histoire environnementale locale pointe les différences dans les stratégies de lutte contre les pollutions aquatiques entre les différentes métropoles de la mer Baltique, qu'ils expliquent par des différences en termes d'environnement physique, de système politique ou de structures administratives. La notion de paradigme à laquelle les auteurs se réfèrent renvoie aux interactions entre science, technologie et société pour chaque phase d'action publique envisagée. Dans cette optique, Laakkonen et Laurila portent une attention particulière aux négociations entre scientifiques, ingénieurs et autorités publiques municipales. Un phénomène de pollution par les cyanobactéries est apparu à la suite de l'introduction des toilettes privées dans les habitations au tournant du XXème siècle. Les eaux usées sont alors directement rejetées dans la baie intérieure. Plusieurs alternatives sont envisagées par les autorités : dragage de la baie, amélioration de la circulation de l'eau, ou encore le traitement des eaux usées. A cette époque cependant, les technologies de traitement sont encore balbutiantes. Plus tard, alors que le problème s'accentue avec une mortalité piscicole importante et que les rejets en matière organique sont identifiés comme source principale des pollutions, on envisage aussi de rejeter ces eaux usées plus loin en mer, pour les diluer. Finalement, en 1928, le conseil municipal va adopter la

solution du traitement des rejets via six grandes unités biologiques. Dans les années d'après-guerre, la capacité de traitement de ces usines est largement dépassée. Au début des années 1960, la municipalité met donc en place un comité chargé de mettre au point un nouveau plan de gestion des eaux usées. Une attention particulière est portée au rôle des nutriments par une nouvelle équipe de scientifiques du laboratoire municipal rattaché au service des travaux publics. Jusqu'alors, limnologues et océanographes considéraient surtout positivement ces nutriments en raison de leur impact sur le développement de la production piscicole[10]. Dans les années 1970, le problème des cyanobactéries était une source importante de nuisances pour la population qui subissait de fréquentes interdictions de baignades. En dépit de l'existence de tests sur l'élimination du phosphore par voie de précipitation chimique, le conseil municipal ne comptait au départ autoriser que le traitement mécanique et biologique des effluents. Les experts du laboratoire des travaux publics de la ville ont cependant entamé des actions de lobbying auprès du Conseil municipal afin qu'il approuve également le traitement chimique du phosphore. Cette méthode sera finalement introduite progressivement dans les années 1970. Les effluents traités devaient ensuite être rejetés en mer à quelques kilomètres des côtes. La combinaison des trois approches du traitement (mécanique, biologique, chimique) débouchera sur des résultats significatifs en termes de réduction du phosphore dans les eaux des baies peu profondes entourant Helsinki. Les actions de déphosphatation et le rejet en mer vont considérablement améliorer l'état des eaux de la baie dans les années 1980. Entre-temps, l'eutrophisation des eaux de la Baltique retient de plus en plus l'attention.

Selon Löwgren et al. (1989), les considérations sanitaires qui ont historiquement dominé la politique de l'eau depuis le milieu du XIXème siècle ont donné la priorité à la construction d'usines d'approvisionnement en eau et d'unités locales de traitement des eaux usées. Les auteurs analysent la perception des enjeux de pollution d'eau en Suède au cours du XXème siècle, en se basant sur l'étude des rapports officiels issus de commissions d'enquête gouvernementales, qui précèdent en général l'adoption de nouvelles lois ou réglementations. Ils étudient également les jugements portés sur la faisabilité des mesures de lutte contre ces problèmes au sein de la société et la relation entre la conceptualisation des problèmes environnementaux et les mesures publiques pour y remédier. Selon les auteurs, l'approche initiale privilégiait l'atténuation des pollutions en misant sur les capacités auto-purificatrices des milieux (dilution) combinées au traitement de l'eau destinée à l'alimentation. Vers le milieu du XXème siècle, des méthodes pour lutter contre les pollutions à la source furent introduites, en réponse aux besoins croissants en eau potable et aux demandes sociétales concernant les activités de loisirs aquatiques. Jusqu'aux années 1950, les problèmes de pollution de l'eau appartiennent à la première génération de problèmes environnementaux : ils sont appréhendés comme des problèmes locaux, réparables, par le biais d'une technologie d'abattement appropriée. L'approche curative est privilégiée. Dans les années 1960, les pays industrialisés ont dû faire face à une deuxième génération de problèmes environnementaux. Le rayon des pollutions s'est considérablement étendu et les pollutions pouvaient se déplacer par voie aérienne ou fluviale très loin de leurs sources. On commence au niveau national à s'intéresser aux sources des pollutions plutôt qu'à leurs effets. Une vision écosystémique holistique a rendu plus visible les pollutions de type diffus. L'approche par le contrôle des pollutions à la source (normes d'émissions) sera désormais progressivement remplacée par l'objectif d'une gestion durable des ressources (normes d'immiscions), ajoutant une dimension préventive à l'approche jusque-là privilégiée. La dégradation de la qualité de l'eau était un des problèmes environnementaux majeurs des années 1960, évoqué surtout en termes d'eutrophisation. La réduction des émissions de phosphore des industries chimiques et des stations de traitement municipal était la cible principale, mais une attention de plus en plus importante était également portée au phénomène de pollution diffuse par lessivage depuis les champs cultivés. Dans les années 1970, des solutions de plus long terme sont étudiées. On opte pour l'approche préventive et la gestion durable des ressources naturelles. Au début des années 1980, un phénomène d'eutrophisation a pu être observé le long des côtes et en mer Baltique. La notion de « cycle de l'azote » (*nitrogen cycling*) en lien

[10] Pour mémoire, l'enrichissement en nutriments stimule d'abord la production primaire et l'ensemble du réseau trophique, mais un excès conduit à des développements de végétaux exagérés, qui entraînent à leur tour différents désordres.

avec l'eutrophisation marine émerge. En fait, des taux de nitrates jugés alarmants dans l'eau destinée à l'alimentation à certains endroits avaient renouvelé l'intérêt pour l'azote dès les années 1970. La zone de drainage de la Baltique appelait de nouveaux accords internationaux pour la gestion de l'eau transfrontalière. En attendant la création de nouvelles instances internationales capables de prendre en charge le problème, les Etats ont pris des mesures de contrôle des émissions, mais en suivant une logique de démarcation administrative plutôt qu'une logique de bassin versant. Dans les années 1980 également, un mouvement de décentralisation de la planification territoriale et du suivi de la qualité des milieux a accru les responsabilités locales dans le contrôle des pollutions en Suède.

Dans les années 1950, Fölster et al. (2014) rappellent que plusieurs programmes locaux et régionaux de surveillance de la qualité des eaux de surface furent initiés pour identifier et atténuer l'impact sur le milieu aquatique des eaux usées en provenance des municipalités ou de leurs stations d'épuration. En Suède, les recherches en écologie sur les écosystèmes aquatiques existaient depuis le début du XXème siècle. Déjà en 1938 par exemple les travaux de Lohammar étudiaient les relations entre macrophytes et chimie de l'eau des lacs au centre et au Nord du pays. Ces références historiques se sont avérées d'un grand secours par la suite. Il faut signaler encore dès 1964 l'étude sur l'eutrophisation du Lac Mälaren - le troisième plus grand lac du pays, d'une importance stratégique pour la production d'eau potable et pour les activités récréatives- ainsi que le programme de surveillance des rivières (1962-1965) toujours par le *Swedish Natural Science Research Council*. Le lac Mälaren (1200km$^2$, 13m de profondeur moyenne) fit l'objet de la première étude limnologique exhaustive du pays. Elle inclût des paramètres à la fois biologiques et biophysiques et chercha à quantifier les apports régionaux en nutriments, y compris ceux provenant des pollutions diffuses notamment agricoles. L'étude scientifique établit un lien robuste entre bloom algal et un excès de phosphore dans les eaux usées. Les mesures de réduction en phosphore dans les stations de traitement produiront en général des effets presque immédiats sur la baisse des concentrations en phosphore total, sauf dans une zone où les effets sont moins prononcés, ce qui suggère l'existence d'autres facteurs dans le contrôle du développement algal. En sus des concentrations en phosphore, les variations de flux interannuels ainsi que l'hydrodynamique propre au lac ont leur importance. Le début des années 1970 furent des années étonnement sèches, le débit dans les rivières se situant en dessous des normales, ce qui conduit à une baisse des apports en phosphore dans les eaux et à une amélioration de la qualité des eaux. Dans les années 1960, le dispositif de surveillance est passé d'un simple projet de recherche à un programme soutenu financièrement par le gouvernement et géré par l'Université d'Uppsala. A cette époque, les efforts de maîtrise de la problématique de l'eutrophisation ont mené à la construction d'usines de traitement des eaux usées avec des techniques d'abattement du phosphore. Dans les années 1970, toutefois, les pollutions au phosphore connaissent des formes de problématisation multiples, avec l'élargissement des enjeux d'eutrophisation à ceux concernant les problèmes de pluies acides. A chaque fois, le programme de surveillance de la qualité des eaux s'est affiné au fur et à mesure de l'évolution des problématiques environnementales à prendre en compte : de l'eutrophisation aux pluies acides, puis la question de la contamination au mercure et enfin le lessivage des terres agricoles. Les auteurs rappellent que plusieurs travaux ont déjà souligné l'importance de posséder des séries de données environnementales sur le temps long pour une meilleure gestion environnementale. Les auteurs expliquent aussi que les pollutions diffuses par l'azote et le phosphore (par fuites-lixiviation, par érosion, par transport aérien) furent reconnues dès le début des années 1970. Les rejets de nutriments au niveau des champs et des eaux côtières furent quantifiés, distinguant les apports en phosphore, azote, matière organique en provenance des zones urbaines, des industries ou par lessivage des champs cultivés et zones boisées. A un niveau plus opérationnel cependant, le contrôle des émissions de phosphore à la source demeurait l'approche privilégiée pour réduire l'eutrophisation. Pour le Bureau pour la Protection Environnementale en Suède qui finançait le programme de traitement des eaux usées des municipalités, le phosphore était le facteur limitant pour les eaux suédoises et l'élimination du phosphore dans les rejets des stations d'épuration et pour les industriels apparaissait comme la voie logique pour diminuer l'eutrophisation des eaux (Löwgren et al., 1989).

La très forte visibilité sociale de l'eutrophisation en Scandinavie repose ainsi sur l'émergence de préoccupations environnementales précoces, touchant à la fois les lacs et les environs immédiats des grandes villes côtières. Mais elle est également due à la mobilisation des pays riverains de la Baltique : le système de gouvernance internationale des risques environnementaux sur la Baltique est décrit comme un système pionnier avec une coopération régionale très développée dans les domaines scientifique, politique et gestionnaire (Boczek, 1978 ; Kern, 2011 ; Tynkkynen, 2013 ; Tynkkynen et al., 2014 ; Linke et al., 2014). L'un des aspects les plus marquants de cette coopération est que pour la première fois, les pollutions terrigènes affectant un espace maritime partagé sont prises en compte, ce qui a inspiré bon nombre de conventions internationales ultérieures (Boczek, 1978).

La collaboration entre pays de la mer Baltique apparaît dans ce contexte comme un cas de coopération environnementale internationale comptant parmi les plus dynamiques, avec une multitude de réseaux d'action publique (Tynkkynen, 2013). Aux côtés de réseaux d'acteurs émergents, on retrouve un mode de coopération intergouvernementale très institutionnalisé, formé en l'occurrence depuis le début des années 1970 par la Convention d'Helsinki sur la protection de la mer Baltique et son organe de direction, la Commission d'Helsinki (HELCOM). Le « régime international » ainsi créé comprend les neuf pays riverains de la Baltique ainsi que la Commission européenne, réunis sur une base volontaire et s'engageant sur des objectifs non contraignants de réduction des apports en nutriments dans les eaux marines. HELCOM quant à elle est une commission de nature technique et scientifique qui fonctionne comme un forum pour négocier des objectifs environnementaux communs entre Etats-membres et fournit une évaluation de l'état écologique du milieu ainsi que des charges en nutriments. HELCOM a explicitement placé la lutte contre l'eutrophisation au coeur de son mandat en 1988. Une déclaration ministérielle a officialisé l'objectif d'une réduction de l'apport en nutriment de 50% à l'horizon 1995. En 2007 est introduit le *Baltic Sea Action Plan* (BSAP) promouvant le bon état écologique de l'environnement marin à l'horizon 2021, dans le cadre de la Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), sur le modèle de la Directive-Cadre sur l'Eau. Ce plan d'action fixe cette fois des plafonds d'apports mais sa mise en œuvre, en partie à cause de son coût, est sujette à caution. Finalement, Tynkkinen dresse un constat assez pessimiste sur le régime international de la mer Baltique en considérant que les efforts déployés pendant plusieurs décennies à de multiples niveaux de gouvernement n'ont pas amélioré significativement son état environnemental. Il souligne de plus le fait que la participation d'un large spectre d'acteurs à ces mesures de lutte contre la pollution (avec de multiples initiatives locales et privées, des partenariats public-privé avec des hommes d'affaires férus de voile etc) ne garantit pas un haut niveau d'ambition environnementale ni d'ailleurs une mise en œuvre renforcée de ces programmes publics. Ceci s'explique en partie du fait des profondes asymétries observables dans l'implication des Etats riverains : pour la Russie et la Pologne, l'eutrophisation ne constitue pas réellement un enjeu du point de vue national, d'autant plus qu'en dépit de leur statut de principaux pollueurs, les phénomènes circulatoires en mer Baltique les épargnent encore très largement et déplacent les pollutions plus près des côtes des pays d'Europe du Nord. Une des solutions envisagées pour dépasser les réticences serait de proposer un plan d'action plus équitable avec des objectifs de réduction des émissions proportionnels au PIB des pays. Les rares travaux portant sur les politiques de l'eau menées dans les anciens pays du bloc soviétique montrent en effet que si les politiques ont globalement poursuivi les mêmes objectifs sur des temporalités analogues, en revanche les moyens dont ils disposaient s'avéraient bien moindres et les résultats en termes d'amélioration de la qualité de l'eau s'en sont fortement ressentis (voir, pour le cas des pays baltes: Cetkauskaite et al., 2001 ; Kratovits & Punning, 2001).

La mer du Nord, voisine de la mer Baltique, a également fait l'objet d'une gouvernance internationale très structurée dans laquelle les problèmes d'eutrophisation marine ont joué un rôle important. L'histoire de l'eutrophisation marine en mer du Nord peut être schématiquement découpée en trois périodes (De Jong, 2006 ; 2016) : une phase pré-politique de découverte avant 1980; une phase politique centrée sur la décision publique de 1980 à 1990 ; une phase centrée sur la gestion à partir de 1990. Les écologues marins avaient déjà identifié l'eutrophisation marine comme une source de pollution potentielle dès les années 1950. Le sujet reçut un début de reconnaissance au niveau mondial,

essentiellement du côté de l'écologie marine, dans les années 1970. Au début des années 1980, les scientifiques ont établi un lien entre l'appauvrissement en oxygène des eaux danoises et les flux excessifs de nutriments de source terrigène dans les eaux allemandes. Dans les fjords danois, la diminution en oxygène est alors la cause d'une mortalité piscicole importante, ce qui provoque un fort retentissement au niveau de l'opinion publique et au niveau politique. Pour cet auteur, c'est dans la zone frontalière entre la mer du Nord et la mer Baltique qu'une conscience politique des enjeux de l'eutrophisation marine a émergé : les initiatives prises par les chercheurs et fonctionnaires danois ont joué un rôle d'entrepreneurs de cause en investissant les arènes ouvertes par les autorités allemandes à l'occasion de la première conférence sur la mer du Nord en 1984. En 1988, un épisode de prolifération d'algues toxiques (*Chrysochromulina*) conforte la mise à l'agenda politique de la question de l'eutrophisation marine, initiée en 1987 à Londres avec la seconde conférence sur la protection de la mer du Nord où un accord entre Etats membres pour réduire de 50% les apports en phosphore et en azote dans la mer du Nord à l'horizon 1995 est signé. Cet objectif cependant n'était valable que dans les zones où les rejets pouvaient causer une pollution. Ces zones devaient être identifiées à l'aide d'études scientifiques. Pour De Jong, ces objectifs ambitieux sont cohérents avec l'atmosphère qui régnait au milieu des années 1980 en Europe du Nord sur le front de la prise en charge des pollutions : le principe de précaution y émergeait alors, et appelait l'affichage d'objectifs forts de réduction, comme cela a été le cas à la même période pour le dioxyde de soufre, la pollution du Rhin ou les émissions de CFC dans le cadre du protocole de Montréal.

L'eutrophisation, dans ce contexte, apparaissait comme un problème multi-échelle : elle était à la fois un problème appelant des stratégies globales et concernant la totalité de la mer Baltique et de la Mer du Nord, en ce sens que le total des flux de nutriments importait davantage que leur origine pour lutter contre les phénomènes d'hypoxie et d'anoxie. Mais elle était aussi un problème local, dans les cas d'hyper-eutrophisation au phosphore (Stockhölm Environmental Institute, 1990).

Si les pays scandinaves constituent ainsi une exception dans le paysage international par leur niveau d'engagement dans la prise en charge des problèmes d'eutrophisation, il faut toutefois relever qu'ils n'ont pas échappé aux difficultés associées à la gestion des pollutions diffuses d'origine agricole. Le politiste P.Jokinen (2000) relève ainsi que l'eutrophisation, notamment les crises dystrophiques de 1997, ont joué un rôle important dans l'accélération de l'écologisation de la politique agricole finlandaise, sans pour autant que ce basculement institutionnel déstabilise réellement les modes de négociation avec les organisations professionnelles agricoles.

Un bilan récent de quarante ans de gestion concertée de la Mer Baltique fait apparaître que si des diminutions significatives des flux de nombreux polluants ont été observées, en revanche les stocks sont tels que la restauration des écosystèmes s'avère extrêmement lente. Les flux de nutriments, en particulier, se sont beaucoup réduits, mais l'anoxie en eaux profondes ne diminue pas et les blooms de cyanobactéries restent tout aussi fréquents (Elmgren et al., 2015).

La Mer Baltique et la Mer du Nord constituent en Europe un front majeur de la lutte contre l'eutrophisation : autour d'elles se sont structurés des dispositifs de gouvernance internationale *ad hoc* dans les années 1970 et 1980, stimulés par la mise en danger de la pêche côtière et par l'action motrice des pays scandinaves. Les travaux abondants qui concernent ces derniers pays mettent en évidence une séquence temporelle où se succèdent différents cadrages : d'abord les préoccupations sanitaires et les préoccupations pour la qualité bactériologique des eaux à proximité des lieux densément peuplés, ensuite le phosphore d'origine urbaine et domestique impliquant une prise en compte de l'éloignement entre lieux d'émission et milieux récepteurs (donc une coopération internationale). Dans un troisième temps, la problématique des flux d'azote émerge comme une problématique importante ; elle est associée à une montée en puissance des questionnements scientifiques et politiques autour de la gestion des pollutions diffuses, qui occasionne un approfondissement de la coopération internationale. Le cas des mers d'Europe du Nord illustre également le rôle des réseaux scientifiques et des politiques communautaires dans la circulation des modèles d'analyse et des cadrages d'un espace à l'autre.

#### *9.2.1.2. Une analyse transversale des facteurs influençant la mobilisation des acteurs sociaux et l'action publique*

##### *9.2.1.2.1.Les points de convergence entre les différents cas : la périodisation des politiques de lutte contre l'eutrophisation*

Malgré les différences de contexte très marquées, les politiques de lutte contre l'eutrophisation évoquées dans cette première partie ont en commun de passer par différentes étapes, qui semblent constituer une périodisation assez générique pour la prise en charge de ce type de problème dans les pays industrialisés.

La première période est caractérisée par la prise en charge des pollutions nutrimentielles en milieu urbain : celle-ci passe par le développement des infrastructures d'assainissement collectif et l'interdiction des rejets directs dans les milieux aquatiques. La préoccupation est avant tout sanitaire, il s'agit sur le fond de dissocier, sur un plan technique comme sur un plan symbolique, les milieux aquatiques récepteurs et les effluents d'origine anthropique. Cette période est marquée par la convergence des objectifs de réduction des pollutions bactériennes et des pollutions nutrimentielles et aboutit, dans tous les cas étudiés, à des résultats significatifs. Les politiques ne visent pas un nutriment en particulier, mais une amélioration globale de l'état sanitaire des espaces densément peuplés. Dans les pays les plus anciennement industrialisés, comme ceux étudiés ici, ce « premier âge » de la prise en charge de l'eutrophisation est devenu politiquement et socialement peu visible, quoiqu'il se traduise encore par des investissements publics et des dépenses de fonctionnement significatives.

La seconde période se déploie, dans les cas étudiés, entre les années 1970 et les années 1990 : les interventions publiques se concentrent sur la gestion du petit cycle de l'eau. Les diagnostics relatifs aux causes de la dégradation de l'état écologique des masses d'eau s'affinent suffisamment pour donner lieu à une gestion différenciée de ces causes. Des cadres législatifs et réglementaires de portée générale fournissent des points d'appui importants aux politiques de lutte, qui restent majoritairement locales. Dans ce cadre, les pollutions ponctuelles concentrent l'essentiel des politiques menées. Celles-ci peuvent en effet être abordées soit par la mise en œuvre d'une action directe de la part des autorités publiques (notamment, l'amélioration de la performance de l'assainissement collectif), soit par une réglementation *ad hoc* et/ou une négociation avec des opérateurs industriels facilement identifiables. Là encore, des résultats significatifs sont obtenus, quoique souvent de haute lutte et au prix de programmes très coûteux pour les finances publiques.

La troisième période, en Europe comme aux Etats-Unis, se caractérise par la montée en puissance de la problématique des pollutions diffuses, qui conduit à une prise en compte croissante du grand cycle de l'eau. Celle-ci résulte de plusieurs facteurs, qui seront abordés dans le détail dans la suite de cette contribution : l'effacement relatif des sources ponctuelles de pollution, l'amélioration des connaissances (notamment la sophistication des modèles, qui mettent davantage en évidence, par exemple, le rôle des pollutions aériennes dans l'eutrophisation), la difficulté à obtenir des résultats sur le front des pollutions diffuses d'origine agricole. Du point de vue des instruments mobilisés, en Amérique du Nord comme en Europe, on observe à la fois un durcissement des réglementations, tant en ce qui concerne les émissions que la qualité des milieux récepteurs, et une prédominance des approches fondées sur l'engagement volontaire des parties prenantes dans des programmes locaux de lutte contre les pollutions nutrimentielles et/ou les apports sédimentaires dans les milieux aquatiques.

#### 9.2.1.2.2.La caractérisation des politiques de lutte contre l'eutrophisation : entre facteurs environnementaux et facteurs sociaux

Cette périodisation à gros traits mérite bien sûr d'être affinée : des variations locales importantes sont relevées dans la littérature, en fonction des enjeux attachés localement à la restauration des masses d'eau et des dynamiques écologiques identifiées comme motrices dans le développement des phénomènes d'eutrophisation.

Les facteurs environnementaux locaux semblent avoir un effet assez limité sur le type de politiques mises en œuvre. Ce constat peut paraître surprenant : comme les parties précédentes de l'expertise l'ont rappelé, il existe aujourd'hui un large consensus scientifique sur le fait que l'azote constitue le principal facteur de maîtrise et le principal levier d'action pour lutter contre l'eutrophisation en milieu marin, alors que c'est le phosphore qui joue ce rôle pour les eaux douces. Les enjeux politiques et scientifiques attachés à l'identification de ces différents facteurs de maîtrise ont été, et restent encore dans certaines zones touchées, importants. Il semble que l'identification d'une cible privilégiée ait constitué historiquement une voie majeure de structuration de l'action publique. C'est par exemple le cas pour la problématisation des apports massifs de phosphore dans les Grands Lacs, comme en témoigne le combat pour la baisse de la teneur en phosphates des lessives. C'est *a contrario* le cas pour les nitrates dans l'Union européenne. Mais dans la pratique, on s'aperçoit, d'une part, que les instruments de politiques publiques déployés ont souvent des effets simultanés sur les deux sources, d'autre part, que les politiques publiques tendent vers un niveau d'intégration croissant et considèrent de plus en plus les pollutions à l'azote et au phosphore de façon couplée. Sur le premier point, on peut penser notamment aux interventions visant la restructuration paysagère et la lutte contre les fuites de nutriments par le développement des couverts végétaux et des zones tampon ou l'accompagnement vers un équilibre de la fertilisation. Sur le second, un bon exemple de cette intégration croissante est donné par les politiques les plus récentes menées sur les Grands Lacs laurentiens, qui se donnent des objectifs symétriques de réduction des apports de N et P[11] . Qui plus est, les travaux de De Jong (2006 ; 2016) montrent que les objectifs politiques constituent de fait une rationalisation *ex-post* suite à des compromis entre des visions parfois contradictoires : dans le cas de la Mer du Nord, la formulation d'un objectif de 50% de réduction des flux de nutriments est le fruit de l'engagement de chercheurs danois dans le dispositif, qui défendaient des objectifs forts n'ayant pas toujours fait l'objet de publications internationales. Cette position était, par exemple, récusée par la majorité des chercheurs britanniques participant aux négociations. Mais il n'en demeure pas moins que l'extension à l'azote des objectifs de réduction de flux qui ne concernaient initialement que le phosphore résulte de la prise en compte de données scientifiques nouvelles.

En revanche, faire de l'eutrophisation un objet de politiques publiques conduit *de facto* à placer les masses d'eaux situées aux exutoires des réseaux hydrographiques au cœur de dispositifs de politiques publiques. La focale sur les réceptacles finaux principaux des pollutions conduit à prendre en compte des territoires très larges situés en amont, territoires qui peuvent connaître des dynamiques de développement et des dynamiques sociales contrastées par rapport aux espaces riverains des masses d'eaux touchées.

#### 9.2.1.2.3.Le déclenchement de l'action publique et les leviers d'action : une synthèse

L'identification des facteurs déclenchant les politiques publiques de lutte, favorisant leur efficacité et leur adaptation au cours du temps s'avère délicate et fait l'objet d'analyses contrastées de la part des auteurs. En effet, ces politiques ne peuvent être analysées indépendamment de leur contexte social et politique. Par ailleurs, c'est bien souvent la conjonction de plusieurs dynamiques qui a conduit à la mise

[11] L'agence de protection de l'environnement américaine (EPA) préconise ainsi une stratégie de lutte combinée dirigée vers N et P, en faisant attention dans les bilans à bien tenir compte des formes biodisponibles de ces éléments. Voir : USEPA, 2015. Preventing eutrophication: scientific support for dual nutrient criteria, MC 4304 T, februar 2015, 6 p.https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/preventing-eutrophication-scientific-support-dual-nutrient-criteria.

à l'agenda des problèmes d'eutrophisation, suivant en cela l'analyse classique de la construction sociale des problèmes publics environnementaux : la connaissance, l'alignement temporel, une part de hasard, les événements dramatiques et la présence d'entrepreneurs de cause (De Jong, 2006 ; Hannigan, 2014).

La majorité des auteurs considère qu'en l'occurrence, la recherche a joué un rôle essentiel dans cette mise à l'agenda. Plus largement, l'organisation des relations entre sciences et politique constitue le cœur des dispositifs de gouvernance de l'eutrophisation dans tous les cas étudiés. Mais, comme le souligne par exemple Bocking (1997) pour le cas des Grands Lacs, les institutions de recherche et les chercheurs participent tout autant de la construction de cadrages pour la prise en charge de problèmes environnementaux complexes de ce type (qu'il s'agisse de la recherche finalisée ou de la conception de modèles), qu'au lancement d'alertes et à la production de discours critiques. C'est pourquoi de nombreux auteurs se sont attachés à décrire finement les dynamiques attachées à la production de connaissances sur l'eutrophisation, en particulier la gestion de l'incertitude, l'équipement cognitif des politiques publiques et la production d'expertise. La ligne de partage essentielle entre les auteurs est la suivante : si certains considèrent que des politiques fondées sur des connaissances scientifiques poussées et à jour ont toutes les chances d'être efficaces, d'autres, comme De Jong (2006) questionnent ce modèle : le savoir scientifique objectif peut-il et doit-il fonder la décision politique ?

Des auteurs comme T. Kehoe ou K.A. Gould insistent davantage sur le rôle essentiel des mouvements sociaux pour faire pression sur les autorités et obtenir d'elles un changement d'attitude vis-à-vis des acteurs économiques puissants qui peuvent avoir intérêt au *statu quo* (Kehoe, 1992 ; Gould, 1993). Là encore, le cas de la réglementation des teneurs en phosphates dans les lessives constitue un exemple éclairant. En France, le rôle des mobilisations environnementalistes locales dans l'intensification de l'effort gouvernemental pour lutter contre l'eutrophisation côtière a pu également être souligné (Bourblanc, 2007 ; Levain, 2014). Au-delà de la pression que les mobilisations sociales font directement peser sur les autorités dans le cadre de dispositifs institutionnels de négociation, celles-ci réalisent un travail de problématisation qui tend à modifier la façon dont les pollutions sont appréhendées dans l'espace public, notamment via les médias.

L'influence du système de gouvernement et du régime de régulation des pollutions sur la mise en œuvre des politiques de lutte contre l'eutrophisation est souvent évoquée, mais sans que ces travaux soient réellement concluants. Dans une étude comparative très approfondie publiée dans le *Journal of Land Use and Environmental Law* en 2004 (Aukerman, 2004), C. Aukerman utilise la comparaison entre l'histoire et les caractéristiques socio-spatiales de la baie de Chesapeake et d'Ecosse pour mettre en évidence quelques-unes des caractéristiques majeures de la gouvernance de l'eutrophisation : elle relève par exemple que l'histoire environnementale du nouveau et de l'ancien mondes font que le degré d'artificialisation des écosystèmes aquatiques s'avère différent et que les temporalités de référence à prendre en compte dans les politiques diffèrent également. Du point de vue de la gouvernance elle-même, le rapport à l'eau et à sa qualité varie considérablement en fonction de ses modes d'administration historiques (centralisée, féodale, communautaire etc.). De même, la gestion de l'héritage des pollutions passées, très importante dans le cas de l'eutrophisation, ne peut être appréhendée de la même manière.

Plusieurs auteurs mettent en évidence l'importance de la circulation des cadres et des initiatives de politiques publiques d'un espace à l'autre (voir, pour le cas de la circulation de la controverse du phosphore dans les détergents des Etats-Unis à la France : Deroubaix, 2007 ; pour le cas des espaces de coopération internationale : Francis, 1988 ; Kratovits et Punning, 2001). L'existence d'une coordination fédérale ou communautaire s'est avérée, des deux côtés de l'Atlantique, déterminante pour la structuration des politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation. La complexité qui résulte de cette gouvernance multi-échelle peut toutefois susciter des difficultés de coordination entre le niveau local et le niveau national, ce qui produit un appel d'air pour la constitution de systèmes de suivi à visée panoptique (voir, pour le cas des Etats-Unis : Greening & Elfring, 2002). Elle peut aussi exclure certains acteurs qui ne peuvent trouver leur place dans cet édifice complexe (voir notamment : Gould et Weinberg, 1991 ; 1993).

#### *9.2.1.3. Synthèse*

Les politiques de lutte contre l'eutrophisation des milieux aquatiques sont anciennes et remontent, dans certaines aires urbaines précocement industrialisées, au début du XXème siècle. Associées à des préoccupations sanitaires et de préservation des pêcheries, elles contribuent à stimuler la recherche et les mobilisations sociales locales. L'attention de ces acteurs à la santé des écosystèmes aquatiques et leur équipement cognitif s'avéreront cruciaux pour l'émergence de l'eutrophisation comme problème public, aux Etats-Unis, au Canada et en Europe du Nord durant les années 1970.

C'est au cours de cette décennie, en effet, que l'eutrophisation devient un objet explicite pour les politiques publiques, en même temps que les connaissances scientifiques à son sujet s'affinent.

Alors que des progrès sensibles sont réalisés dans la prise en charge des pollutions ponctuelles, du fait de la mise en place de réglementations plus contraignantes et des progrès techniques réalisés dans le domaine du traitement de l'eau, les pollutions diffuses s'avèrent dans tous les cas recensés dans la littérature une épreuve majeure pour l'action publique.

Dans ce contexte, l'expérience sociale et politique de l'eutrophisation se déploie dans le temps long : le succès limité de politiques publiques qui affichent pourtant des objectifs ambitieux donne aux débats sur les connaissances qui fondent l'action publique et sur les responsabilités un relief croissant.

### 9.2.2. Activités de cadrage et construction des problèmes publics

L'analyse des trajectoires de l'Europe et de l'Amérique du Nord dans la prise en charge des problèmes d'eutrophisation fait apparaître une succession de périodes qui se distinguent par des formes différentes de cadrage (*framing*). Cette notion, mobilisée désormais par de nombreuses disciplines des sciences humaines et sociales, notamment la sociologie de l'action collective et des problèmes publics, recouvre l'ensemble des activités visant à produire et à définir le sens des idées destinées à mobiliser ou à contre-mobiliser (Goffman, 1974 ; Snow et al., 1986). Cette partie est consacrée à l'analyse des processus constituant ces divers cadrages..

#### *9.2.2.1. Les effets de cadrage du problème produits par différents modes de connaissance*

Dans un article consacré à la gestion des pollutions dans les zones estuariennes de Caroline du Nord (Etats-Unis), A.Freitag (2014) souligne l'intérêt de se pencher sur la définition des problèmes à l'agenda, d'envisager toute leur complexité plutôt que de les considérer comme des évidences. Elle propose ensuite d'explorer le lien entre différentes formes de savoirs et la définition du problème qui y est associée. Elle avance que ces modes différenciés de savoir changent la perspective que les détenteurs de ces savoirs ont des problèmes de qualité de l'eau en jeu. Elle compare ainsi les savoirs basés sur l'expérience d'une communauté de pêcheurs, avec ceux académiques issus de la communauté scientifique et enfin le savoir qu'elle qualifie de « politique » des gestionnaires. L'auteure s'intéresse au contexte dans lequel ces différents modes de savoirs sont ancrés. Elle met en évidence une manière différente de cadrer les questions de qualité de l'eau entre ces trois formes de savoirs, qui ont pour effet de pointer différentes responsabilités et d'esquisser différentes solutions potentielles au problème. Elle souligne enfin, en retour, l'influence des cadrages définitionnels du problème sur les savoirs, et en particulier sur les indicateurs produits pour mesurer la qualité de l'eau.

Ce phénomène invite à analyser l'espace de la conceptualisation des problèmes écologiques, en tant que problèmes publics, à l'aune des formes de connaissance les plus centrales et les plus légitimes dans l'espace public. Dans leur analyse de la prise en charge des pollutions aquatiques en Suède au cours du XXème siècle, Löwgren et al. (1989) mettent plus particulièrement en évidence ces effets de cadrage au sein des disciplines académiques elles-mêmes, soulignant la relation étroite entre interprétation disciplinaire d'un problème et définition de ce problème environnemental au sein de l'action publique (Figure 9.10). En d'autres termes, chaque discipline possède ses biais de conceptualisation et ses angles

morts. Elle fournit un cadre interprétatif spécifique qui permet de penser les causes et les effets d'un problème environnemental en certains termes plutôt que d'autres. Les auteurs illustrent leur propos en montrant comment au sein des sciences biophysiques, la montée en puissance de l'écologie comme discipline scientifique a élargi la conception du phénomène des pollutions par les limnologues, passée d'un problème de protection contre les pollutions aquatiques à un problème de gestion de l'eau. Tout au long de la « carrière » du problème de pollutions de l'eau, les opinions de deux types d'acteurs ont été particulièrement influentes dans le cadrage des problèmes de pollution de l'eau : celle des techniciens sanitaires aux prises avec la réalité concrète des problèmes et les chercheurs en sciences naturelles s'intéressant aux aspects plus théoriques des pollutions. Leurs points de vue d'experts sur l'origine, l'étendue et l'ampleur des changements affectant la qualité de l'eau ont grandement influencé le processus de décision publique. Si les experts techniciens ont surtout dominé dans les années 1930 et 1940, ils ont été surclassés par les chercheurs en sciences biophysiques à partir des années 1950. C'est également pendant cette période que l'on constate un changement significatif de vocable, des notions d' « émissions » (dans les années 1930 ou 1950) à celle d' « immiscions » (relatives au milieu) dans les années 1960.

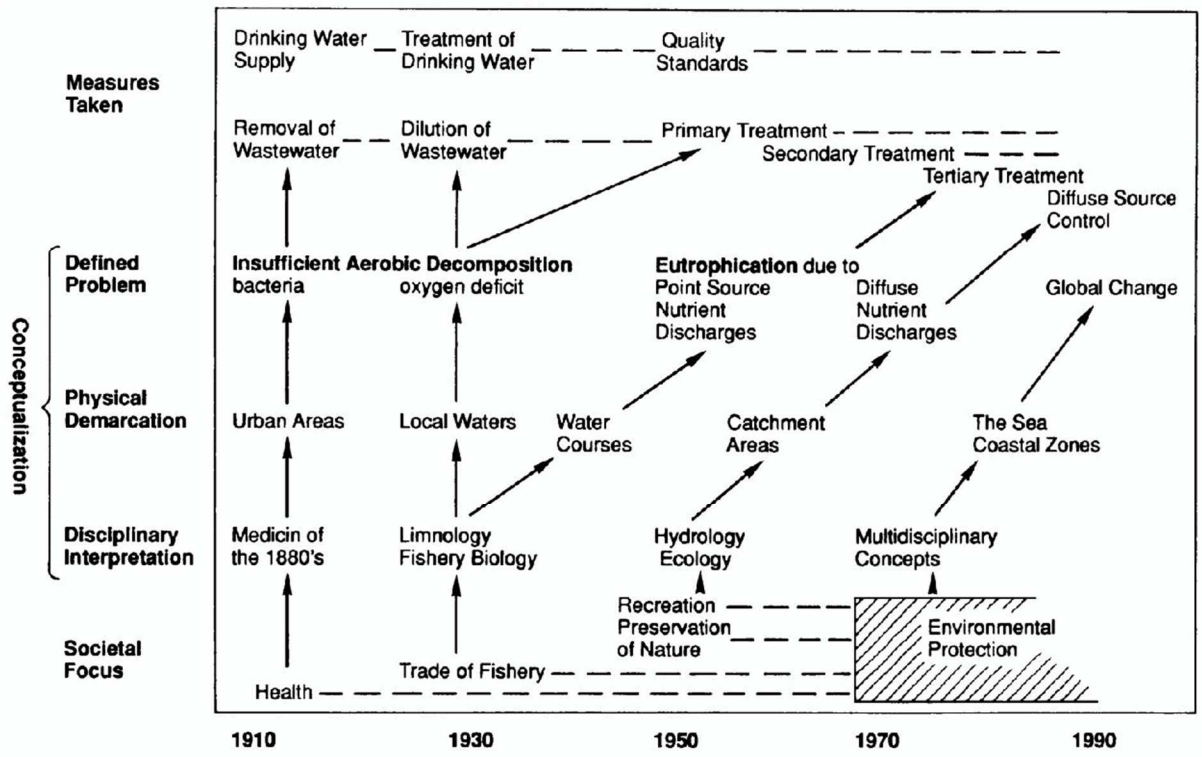


*Figure 9.10 : Focales sociétales, conceptualisation des problèmes de pollution de l'eau et mesures d'abattement prises entre 1910 et 1990 en Suède. Source : Löwgren et al., 1989.*

Ces auteurs ont également souligné les liens entre conceptualisation d'un problème (son cadrage) et les solutions apportées pour y faire face : ils retracent le passage des technologies de traitement primaire (méthode mécanique) des années 1950 et secondaire (méthode biologique) dans les années 1960 visant le traitement à la source des émissions de matières organiques. Ils montrent que la conceptualisation de la pollution qui a précédé les méthodes de traitement tertiaire fut exprimée dans le langage de la limnologie appliquée : les niveaux trophiques des lacs et cours d'eau se transformaient du fait de l'apport excessif en nutriments (principalement azote et phosphate), provoquant un vieillissement accéléré des eaux continentales. Bien que le traitement mécanique et biologique fût loin

de s'être imposé partout, les limnologues proposaient dès la fin des années 1960 l'introduction d'une technologie de traitement tertiaire (traitement du phosphore et même de l'azote), proposition qui fut accueillie avec un certain scepticisme de la part des experts techniciens. A partir de 1968, les subventions publiques furent affectées à la construction de ces unités tertiaires. Dans les années 1970, l'objectif d'un retour des émissions de phosphore et de matières organiques aux niveaux jugés acceptables des années 1940 fut décidé. Si cette « décennie de l'écologisation » en Suède marque l'émergence de représentations écosystémiques de la qualité de l'eau, la focale sur le phosphore, observable dans de nombreux pays industrialisés à cette époque, est liée aux prises plus fermes qu'il offre aux techniciens et gestionnaires sur le plan de la mesure et de la maîtrise des flux[12].

L'importance de cet arrière-plan cognitif des politiques publiques est particulièrement observable dans le cas de la lutte contre l'eutrophisation : la diffusion même de la notion d'eutrophisation, qui fait son apparition au début des années 1970 aux Etats-Unis dans le débat public, dans la presse et dans les ouvrages profanes, en témoigne. Regrettant cette appropriation rapide au-delà des cercles scientifiques, qui s'accompagne à son sens d'une simplification à outrance, G.E. Hutchinson évoque l'eutrophisation comme l'une des représentations simplifiées les plus en vogue pour donner corps aux inquiétudes environnementales naissantes, en opposant artificiellement des situations de surabondance et de disette (Hutchinson, 1973). Il rappelle le rôle fondateur de la limnologie dans l'élaboration du concept d'eutrophisation, tout en faisant implicitement correspondre le développement de l'écologie fonctionnelle, de l'ingénierie des milieux aquatiques et la simplification des définitions de l'eutrophisation, définitions qui mettent de plus en plus l'accent selon lui sur les blooms de phytoplancton, à la période des années 1960-1970 et à la problématique de l'eutrophisation des Grands Lacs. L'analyse de ce changement de cadrage, qu'Hutchinson commente avec distance dans *American Scientist*, a fait l'objet de nombreux travaux. L'historien de l'environnement S. Bocking montre ainsi que, si la qualité globale de l'environnement lacustre se dégrade et si émerge de manière concomitante une préoccupation sociétale plus large sur les questions d'environnement, c'est aussi du fait d'un changement dans la façon même d'observer et d'analyser ces changements. Depuis la fin du XIXème siècle, les Grands Lacs font l'objet d'une gestion halieutique poussée, fondée au Canada sur une coopération étroite entre l'administration provinciale, les universités locales et les organisations professionnelles de pêcheurs : la qualité de l'eau est alors évaluée principalement à la fois par et dans la perspective d'un maintien de la ressource en poissons. Alors que les agences gouvernementales et les gestionnaires de la ressource développent leur propre expertise et que le rôle des universitaires s'efface à la fin des années 1960, l'université de Toronto développe son département d'écologie aquatique en recrutant de jeunes chercheurs très proches (voire initiateurs) de mouvements écologistes en plein essor. Les crises dystrophiques majeures ayant touché la totalité du Lac Erie et une partie du lac Ontario à cette époque servent ainsi de point d'appui au développement de problématisations alternatives, élargissant simultanément les communautés biotiques pertinentes à observer pour comprendre l'évolution de la population de poissons, et l'espace politique potentiel de l'eutrophisation (Bocking, 1997).

L'eutrophisation apparaît comme l'un des problèmes environnementaux pour lesquels l'influence des écologues dans le cadrage du débat public a été la plus significative, comparativement à celle d'autres chercheurs en sciences de la vie (Nelkin, 1976 ; Schneider, 2000 ; Carpenter, 2002 ; De Jong, 2016). Les études sur l'eutrophisation n'ont pas été affectées avec la même intensité par le repli des financements de la recherche en sciences de l'environnement au cours des années 1970, ce qui explique leur rôle central dans la recherche en écologie appliquée et dans l'expertise auprès des pouvoirs publics aux Etats-Unis, au Canada et en Europe du Nord. Cette place centrale a, en retour, des effets structurants sur la discipline écologique elle-même, qu'il s'agisse de sa structure intellectuelle, des méthodologies dominantes ou de l'organisation sociale de la discipline (Nelkin, 1976).

L'émergence du problème public de l'eutrophisation au début des années 1970 dans les pays les plus anciennement industrialisés est ainsi concomitante de la structuration de la discipline écologique et a

[12] Voir, au sujet de la controverse sur l'interdiction des phosphates dans les produits détergents : 9.2.2.

eu une influence sur son positionnement en tant que discipline appliquée. Cette situation explique certainement la récurrence des articles réflexifs des écologues dans de grandes revues interdisciplinaires interrogeant simultanément le rôle de l'écologie scientifique dans le débat public, la production de connaissances sur l'eutrophisation et ses effets –généralement appréciés avec sévérité- sur les politiques publiques (Hutchinson, 1973 ; Larson, 1996 ; Carpenter, 2002).

Mais, comme le souligne J.-F. Deroubaix (2007), l'inscription d'une question informée par la science à l'agenda politique implique non seulement l'existence d'un socle de connaissances suffisant, mais également celle d'une communauté politique structurée articulant gestion et expertise. En comparant la prise en charge de trois questions d'écologie aquatique en France à la fin des années 1980 (l'eutrophisation, la gestion des zones humides, les débits minimums), l'auteur montre que l'absence d'une telle structuration a beaucoup pesé sur l'émergence de politiques de lutte contre l'eutrophisation : celle-ci constituait, contrairement aux questions de débit, un problème politique nouveau. Or, les politiques de l'eau susceptibles de contribuer à la maîtriser étaient encastrées en France dans des routines anciennes, stabilisées et dépolitisées, qui ne permettaient pas de prendre en compte de façon différenciée l'origine des pollutions et leurs ressorts profonds. Le problème de l'eutrophisation apparaît en 1988 à l'agenda politique. A l'époque, le suivi des masses d'eau superficielles est de ce point de vue très lacunaire et le sujet apparaît comme scientifiquement controversé. Brutalement, la question de l'azote (schématiquement associée aux pollutions agricoles) et celle du phosphore (schématiquement associée aux pollutions urbaines) se trouvent posées : l'entreprise Rhône-Poulenc, principal fabricant français de détergents, est accusé par ses concurrents américains et britanniques désormais astreints à évacuer les phosphates de la composition de leurs produits de contribuer à l'eutrophisation des cours d'eau. Le groupe français réagit en lançant une controverse sur la toxicité des substituts aux phosphates dans les lessives. Le Ministère français de l'Environnement adopte une attitude prudente et sur le fondement d'un unique avis d'expert, propose une réduction progressive plutôt qu'une interdiction, tout en inscrivant le phosphore et l'azote dans la liste des polluants à diminuer drastiquement. Cette position convient à l'ensemble des parties prenantes : elle privilégie l'acquisition de technologies de dénitrification et de déphosphatation *ex-post*, et positionne le problème sur le plan de la pharmacologie plutôt que de l'éco-toxicologie. Il existe donc un lien très étroit entre la formulation du problème et une « structure d'opportunités politiques et technologiques ». Ce cadrage initial a une influence sur les étapes ultérieures, qui sont liées à la mise en œuvre des directives communautaires (directive nitrates et DERU de 1991) : les mêmes routines administratives président à la définition des zones vulnérables, avec une répartition des rôles et une absence de coordination entre le Ministère de l'Environnement, qui propose une géographie prioritaire pour les aires urbaines avec une politique très inclusive, et le Ministère de l'Agriculture, qui propose une géographie des zones vulnérables sur la base unique de dépassements très conséquents des normes de potabilité. Cette approche segmentée et routinisée a également joué un rôle majeur dans la mise en œuvre de la directive nitrates, qui a fait l'impasse à la fois sur la problématique des petites exploitations, sur les pollutions diffuses issues de sources non agricoles, et sur la fertilisation chimique. Malgré la mise en place d'une planification territoriale à l'échelle des bassins versants, la disjonction entre gestion des pollutions urbaines et gestion des pollutions agricoles s'est longtemps maintenue (Hubert et Deroubaix, 1999), au détriment de la construction d'une expertise intégrée. Dans ce contexte, de nombreuses zones touchées par l'eutrophisation n'ont pas fait l'objet d'une protection spécifique, ce qui a alimenté les contentieux opposant la France à la Commission (Jack, 2006).

#### *9.2.2.2. Les verrous socio-techniques*

De tels travaux expliquent en partie pourquoi on observe un certain temps de latence avant que la solution envisagée ne corresponde pleinement au problème tel qu'il a été cadré. Cela s'explique à la fois par la stabilité des acteurs dominants dans un système de décision donné et par le fait qu'une fois une solution technologique adoptée, elle a un cycle de vie relativement long. En effet, dans le cas des stations de traitement par exemple, les investissements colossaux que cela implique doivent

nécessairement être rentabilisés. On ne change donc pas facilement de solutions, surtout lorsque celles-ci sont techniques et supposent un investissement relativement important.

Ce sont ces verrous socio-techniques que deux publications consacrées à l'émission des nutriments aux Etats-Unis dans les années 1970 permettent d'éclairer sous deux angles complémentaires. Le premier est celui des pratiques de fertilisation des particuliers, le second celui des pratiques des industries productrices de détergents.

K. Whitney (2010) retrace l'histoire de la fabrique des pelouses aux Etats-Unis, qu'il conçoit comme des institutions socio-techniques. Cette perspective aide à prendre la mesure de l'importance de cette entité dans la culture américaine, et à expliquer la persistance de ce paysage de pelouses vertes impeccablement entretenues (« lawnscape ») en dépit de l'impact environnemental qui lui est attribué. Ce type de pelouses est la pierre angulaire des paysages nord-américains depuis la fin de la Seconde guerre mondiale : il a accompagné la croissance exponentielle des banlieues résidentielles aux Etats-Unis. L'auteur tisse l'histoire entremêlée dans l'après-guerre de la construction de la banlieue américaine, de l'expansion du « lawnscape » et de la montée en puissance de l'expertise autour de cet objet à travers l'étude des supports publicitaires en direction du grand public, des bulletins des stations d'expérimentation agricole et des revues professionnelles des années 1960. Il montre la manière dont les « jardiniers du dimanche » aux Etats-Unis ont été convaincus de la nécessité de produire une « pelouse moderne » à l'aide de la chimie et notamment des fertilisants azotés synthétiques pour satisfaire à des canons esthétiques standardisés à l'échelle du pays : une pelouse qui ressemble à un terrain de golf. Whitney décrit ainsi ce « lawnscape » comme un idéal auquel tout citoyen modèle devait se conformer : le « lawnscape » était le symbole d'un mode de vie éthique, respectueux des valeurs familiales, du travail et de la propriété. L'auteur montre en même temps comment la promotion de cet idéal est inséparable de la montée en puissance de l'industrie de la fertilisation chimique aux Etats-Unis. Au début des années 1900, cette industrie comptait une myriade de compagnies proposant diverses formules de fertilisants naturels. En 1950, ces sources organiques ne comptaient plus que pour 4% de l'azote vendu par cette industrie qui s'était convertie à l'ammoniac synthétique issus des énergies fossiles. Dans la période d'après-guerre, la production de fertilisants était déficitaire par rapport aux besoins de l'agriculture, ce qui causait des inquiétudes dans les cercles gouvernementaux préoccupés par l'augmentation de la population et une production alimentaire qui avait peine à suivre. Le gouvernement fédéral décida donc de soutenir cet effort en s'investissant lui-même dans la production. Très vite, cette croissance dans la production rattrapa la demande agricole puis la dépassa : les surplus pour les industriels de la fertilisation devaient être écoulés, et de nouveaux marchés devaient être trouvés. Le « lawsncape » apporta une contribution décisive sur ce plan. En créant cette image standardisée de la pelouse à travers le pays, ce modèle a aussi fonctionné comme un marqueur de l'identité américaine, dans sa version résidentielle. La pelouse dans l'Amérique d'après-guerre symbolisait le progrès et la technologie incarnée par les fertilisants chimiques était le moyen pour parvenir à cette fin. La classe moyenne américaine a largement adhéré à cet idéal, d'où les difficultés à réformer cette institution. Whitney parle de la manière dont la critique des défenseurs des fertilisants organiques (compost et autres) fut désamorcée dans les médias des années 1940-1950 : les fertilisants organiques étaient certes une voie plus sûre pour les gens peu informés ou négligents mais les fertilisants chimiques ne devaient pas être considérés comme un danger pour les jardiniers avertis que valorisait alors la société américaine. De même, quand les premiers effets de l'excès d'azote chimique devinrent visibles au milieu des années 1950, notamment au niveau du lac Chautauqua, un lac de 5300 ha situé dans l'état de New-York. Les scientifiques dressèrent un constat sans appel du lien entre l'eutrophisation du lac et le lessivage urbain en provenance des pelouses sur-fertilisées. En raison du statut privilégié dont jouissait l'industrie de fertilisants chimiques dans l'imaginaire collectif, cet acteur n'est pourtant pas apparu tout de suite comme devant faire partie de l'équation du problème. Au contraire, ce problème de pollution par eutrophisation du lac fut d'abord présenté comme une nouvelle opportunité à saisir pour l'industrie chimique : pour contrôler la production algale provoquée par un excès de fertilisants, on recommandait de compléter la fertilisation chimique par l'usage de produits

phytosanitaires… La solution au problème ne pouvait être pensée qu'au sein du paradigme dominant de la chimie.

La seconde étude, émanant également d'un historien des sciences et des techniques américain, porte sur l'étude du rôle de l'industrie des détergents et des lessives dans la prise en charge de la pollution des Grands Lacs entre 1965 et 1972 (Kehoe, 1992). Au milieu des années 1960, les grands lacs américains firent l'objet d'efforts concertés pour restaurer la qualité de l'eau. A l'époque, les autorités gouvernementales s'intéressaient surtout aux pollutions causées par les rejets directs d'effluents des usines se trouvant dans le voisinage des grands lacs. Depuis 1945, la coopération entre groupes d'intérêts privés et gouvernement du niveau local au niveau fédéral était très commune. Agences gouvernementales et entreprises privées négociaient sur un mode volontaire différentes politiques publiques qui les touchaient. Dans la seconde moitié des années 1960 cependant, la société civile a commencé à tenir en suspicion ces consultations régulières et ces liens privilégiés entre entreprises et autorités publiques. Pour beaucoup de militants environnementalistes ou de représentants de l'administration, on ne pouvait lutter efficacement contre la pollution de ces ressources nationales qu'en imposant des restrictions sur la vente et l'utilisation d'un produit de grande consommation: les produits détergents contenus dans les lessives à usage domestique. Avant de se résigner à réduire les quantités de phosphates dans les lessives, les industriels du secteur ont vigoureusement contesté tout lien entre la pollution des lacs et les phosphates dans leurs lessives. Les industriels de la lessive mobilisèrent les travaux de plusieurs chercheurs (dont certains financés par le secteur) contestant un lien entre phosphate et production algale excessive. L'absence de consensus scientifique sur le lien entre l'utilisation de détergent et la pollution de l'eau des grands lacs compliqua fortement le processus de décision publique en la matière. La controverse qui s'ensuivit va ouvrir une nouvelle ère dans les relations gouvernement-entreprises. Cette controverse va en effet éprouver les limites d'un modèle corporatiste de politiques publiques au sein du système fédéral. Ce modèle corporatiste va freiner la prise en charge publique du problème au niveau fédéral, du fait des réticences du secteur industriel à agir. L'auteur conclut que les gouvernements au niveau des Etats se sont montrés plus prompts à imposer des restrictions aux grandes firmes dans la composition de leurs produits ménagers que l'échelon national. En fait, si les grandes compagnies du secteur de la lessive étaient particulièrement influentes au niveau du gouvernement fédéral, elles ne jouissaient pas des mêmes relais au sein des administrations de chaque Etat, de chaque comté ou de chaque ville proches des grands lacs où ces industries ne comptaient pas parmi les gros employeurs de la zone.

Ces deux études incitent à analyser les verrouillages socio-techniques comme résultant à la fois de phénomènes de dépendance au sentier[13] et de stratégies d'acteurs dominants : la pollution nutrimentielle dans les Grands Lacs se développe sur fond d'élévation du niveau de vie et d'accès du plus grand nombre aux produits de grande consommation issus de l'industrie chimique, accès par ailleurs soutenu par un discours valorisant la modernité et les valeurs du consommateur-citoyen. Dans les années 1960, le gouvernement fédéral a commencé à s'intéresser aux conséquences environnementales de l'usage massif de produits chimiques, fertilisants et pesticides en particulier. Si les industriels du secteur concédaient des effets nocifs pour les pesticides, ils réfutaient l'image négative des fertilisants azotés. Selon eux, il fallait choisir entre l'eutrophisation et une production alimentaire en baisse si une interdiction d'utilisation d'engrais azotés dans le secteur agricole était décidée. En dépit de la prise de conscience de l'importance des pollutions diffuses, la régulation des pollutions aquatiques dans les années 1960 et 1970, ne pouvait être pensée qu'en termes de pollutions ponctuelles, pour des raisons à la fois techniques et politiques. Il n'existait pas pour les pollutions diffuses de solution technique toute trouvée comme pour les pollutions ponctuelles (contrôle des rejets des stations d'épuration par exemple) et sans pouvoir tracer précisément l'origine des pollutions, les cibles de l'action publique demeuraient floues : fallait-il réguler les industriels producteurs de fertilisants azotés

[13] Transposée par P. Pierson de l'économie à la science politique, la notion de dépendance au sentier (path dependency) désigne une configuration dans laquelle « les modèles de mobilisation politique, les règles du jeu institutionnel et même les façons de voir le monde politique vont souvent auto-générer des dynamiques auto-renforçantes » (Pierson, 1994). Elle rend ainsi compte du poids des décisions passées et de l'histoire dans les décisions futures.

ou les utilisateurs de ces produits tels que les jardiniers occasionnels ? Aussi ce sont les approches volontaires focalisant sur les meilleures pratiques ou les programmes de sensibilisation aux effets néfastes des fertilisants qui sont privilégiés.

Il faut relever ici que les études qui se consacrent à l'analyse des mécanismes de verrouillage mettent systématiquement en avant le rôle fondamental de l'industrie, celles qui réussissent à étudier de l'intérieur ces acteurs sont très peu nombreuses et, bien souvent, les publications ne s'appuient pas sur des données aussi fines pour analyser leur fonctionnement que celles qui leur servent à analyser par exemple, les mouvements environnementalistes ou les institutions publiques. Cette asymétrie se traduit, en sciences sociales, par une différence dans les méthodes de travail qui servent à analyser les logiques et les comportements d'acteurs.

La même difficulté s'observe sur la période plus contemporaine, période au cours de laquelle de nombreuses analyses sur les verrouillages socio-techniques affectant le secteur de l'agro-alimentaire ont été produites, y compris par les chercheurs français. La recension de ces travaux excède largement le champ couvert par cette expertise et a en partie été réalisée dans le cadre d'expertises antérieures centrées sur les problématiques agricoles (voir, notamment, l'expertise collective « Elevage et azote » : Peyraud et al., 2014). Schott et Billen (2012) en proposent une lecture schématique qui est néanmoins utile à considérer, étant donné le poids des pollutions diffuses d'origine agricole dans les processus contemporains d'eutrophisation des milieux aquatiques en Europe de l'Ouest : dans les systèmes de production intensifs en intrants, les pressions sur l'environnement sont associées à une perte d'autonomie et à une fragilisation des exploitants agricoles (Figure 9.11).

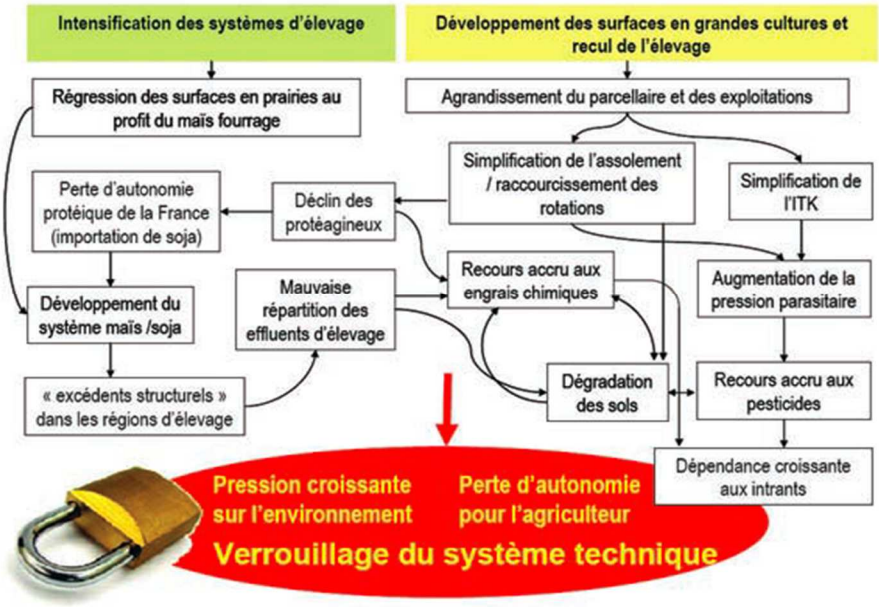


*Figure 9.11 - Les mécanismes aboutissant au verrouillage du système technique de l'agriculture industrielle. Source : Schott et Billen, 2012.*

### *9.2.2.3. Mobilisations sociales, mobilisations locales et mise à l'agenda politique*

Qu'il s'agisse des travaux sur les activités de cadrage ou de ceux qui mettent en évidence la stabilité et la rigidité des systèmes socio-techniques qui constituent l'arrière-plan des pollutions nutrimentielles alimentant l'eutrophisation, le rôle déterminant des mobilisations sociales dans la mise à l'agenda des problèmes d'eutrophisation est souligné par la plupart des auteurs. Dans l'étude évoquée plus haut, T.Kehoe montre ainsi que la publicité faite autour de ce phénomène d'eutrophisation et le lien potentiel avec le phosphate contenu dans les lessives suscita également des mobilisations locales de femmes au

foyer, en particulier celle du mouvement *Housewives to End Pollution* (Kehoe, 1992). Ces mobilisations vont changer la donne. Pour l'administration fédérale, l'eutrophisation des lacs n'était pas un phénomène d'ampleur nationale mais un problème localisé à certains endroits. Elle se refusait ainsi à légiférer. Il n'est pas chose aisée non plus de trouver un substitut au phosphate dans les lessives. Les initiatives des municipalités de Flint et de Detroit entre autres vont cependant renverser la donne. Elles proposent d'interdire les phosphates dans les lessives au sein de leur juridiction. Les industriels vont attaquer ces décisions en justice mais un juge de l'Etat de New York va valider en décembre 1971 une telle décision. Pour les industriels, la perte de ces marchés concentrant une population de plus de 2,5 millions d'habitants serait un manque à gagner trop important. Ils vont donc revoir rapidement leur stratégie une fois ces décisions adoptées et proposeront désormais des lessives sans phosphate. Kehoe note que c'est en grande partie au nom de leur foi dans le savoir-faire américain et de la toute-puissance de la technologie que les mouvements environnementaux se sont montrés particulièrement impatients avec les industriels dont les réticences étaient interprétées comme des manœuvres dilatoires. Les mobilisations ont ainsi contribué à la mise à l'agenda politique du problème et à un changement d'attitude des industriels en utilisant les pratiques de consommation comme moyen de pression. Mais elles l'ont fait dans le cadre du paradigme dominant de la croyance dans la capacité de la technique à résoudre les problèmes environnementaux : ce rapport ambivalent à la technique est ainsi à la fois un facteur de passivité et d'exigence une fois les mobilisations engagées.

Ce sont précisément les avancées obtenues dans ce type de configuration qui sont à l'origine de publications critiques qui ont contribué à structurer le champ de la sociologie de l'environnement, dans lequel s'opposent schématiquement deux visions : celle d'une modernisation écologique, dans laquelle les problèmes environnementaux peuvent être pris en charge par la mobilisation adéquate des ressources et l'optimisation technologique ; et celle d'une impossibilité foncière à voir les dégradations environnementales réduites sans changement dans les systèmes de production et dans les rapports sociaux. Gould et al. (1994) prennent ainsi appui sur le cas des Grands Lacs pour montrer que les victoires obtenues par les mouvements environnementalistes en la matière se sont effectuées au détriment d'une réelle prise en compte des questions de justice environnementale. L'adhésion des mouvements environnementalistes locaux et nationaux aux plans d'action de remédiation de la pollution des Grands Lacs depuis les années 1970 s'est soldée selon eux à la fois par un échec sur le fond et par une accentuation de la fracture entre les élites et les classes populaires. En effet, la plupart des 42 « zones sensibles » (*areas of concern*) identifiées dans les plans successifs sont situées dans des zones socialement défavorisées, et les plans d'actions étaient conçus comme devant encourager la participation des populations à la décision concernant la gestion des ressources. De fait, ces dispositifs participatifs ont plutôt été utilisés comme des outils de contrôle de la parole des populations pauvres à propos des questions de santé publique et de dégradation des conditions de vie posées par la pollution des lacs. Seules les populations disposant d'un capital social et culturel élevé ont pu s'approprier ces espaces, contribuant à l'accentuation d'une fracture sociale fondamentale qui empêche les populations les plus affectées par un cadre de vie dégradé de renforcer leur capacité à agir dans l'espace public (Gould et Weinberg, 1991 ; Gould et al., 1993).

Au-delà des prises de position politiques de leurs auteurs, visant à interpeller les mouvements environnementalistes sur leur capacité à articuler enjeux sociaux et enjeux environnementaux, ces travaux mettent l'accent sur un point fondamental : les mobilisations ne sont pas directement fonction de la gravité des dommages subis, mais des ressources dont disposent les acteurs sociaux et des formes d'organisation sociale qui prévalent localement. C'est ce que démontre une enquête menée par K.G.Gould au début des années 1990 (Gould, 1991) : en comparant six zones directement concernées par différents types de pollutions aquatiques dans la région des Grands Lacs, l'auteur montre d'abord qu'à l'élan coordonné de lutte contre l'eutrophisation des années 1970 a succédé une phase de mobilisations plus dispersées, très hétérogènes suivant les lieux, et dans lesquelles l'existence de collectifs locaux défendant des conceptions alternatives du développement local (par exemple, un tourisme fondé sur la pêche) ou l'existence d'une coordination entre des mouvements environnementalistes structurés à l'échelon national/d'une grande aire urbaine voisine avec des

militants locaux jouaient un rôle déterminant. Ni la visibilité de la pollution, ni la gravité de ses conséquences, ni la capacité à en identifier clairement la source, ni la proximité de cette source ne peuvent expliquer les différences observées. Ces conclusions contre-intuitives s'expliquent selon l'auteur en partie par les efforts réalisés par les institutions en charge de la qualité de l'eau pour supprimer les symptômes les plus évidents de la pollution et en contrôler sa visibilité sociale.

En s'appuyant sur une analyse diachronique des mobilisations locales ayant émaillé au cours du XXème siècle la vie d'un quartier d'Helsinki (Hänninen, 1992), S. Hänninen montre que l'eutrophisation disposait dans l'espace urbain des années 1920 et 1930 d'une visibilité très importante, du fait de la rusticité du traitement des eaux usées[14]. Dès 1929, les habitants se mobilisent pour réclamer le déplacement des exutoires d'égouts et la possibilité d'accéder à un littoral propre, où la baignade et les activités de détente seraient possibles. Cette campagne s'appuie sur un argument principal : celui de l'inégalité d'accès aux activités récréatives dans l'agglomération. Mais, jusqu'aux années 1980, aucune autre mobilisation n'est relevée, alors que le quartier accueille une usine d'incinération des déchets. Pour expliquer ce long silence et les obstacles à la mobilisation, l'auteur insiste sur les contraintes cognitives qui sont associées à la perception des risques : la segmentation de l'espace et les obstacles physiques à la circulation, qui conduisent à une faiblesse des interactions entre communautés et une difficulté d'accès au littoral ; les contraintes culturelles, auxquelles l'auteur accorde une importance significative dans le contexte finlandais : le *sisu*, terme finlandais signifiant approximativement courage ou ténacité, implique une attitude publique de réserve et une réprobation des plaintes en ce qui concerne le froid, la fatigue ou l'exposition plus générale à un environnement difficile ou hostile. A cet égard, Hänninen relève que cette disposition d'esprit n'implique pas, pour les habitants du quartier, une naïveté sur l'environnement dans lequel ils évoluent et sur l'instrumentalisation possible de leur réserve. Troisième type de contraintes, la contrainte économique : l'implantation d'une usine représente un progrès ou une perspective d'amélioration des conditions de vie, particulièrement dans les quartiers ouvriers. Enfin, les contraintes politiques : dans le contexte politique de l'après-guerre en Finlande, l'espace valorisé de l'expression et du débat politique est le lieu de travail, et non l'espace résidentiel. Malgré la dissolution relative de ces contraintes dans les années 1970, relève Hänninen, l'action collective ne reprend forme qu'au terme d'une succession d'étapes : d'abord, la perception du risque de pollution ; ensuite, la reconnaissance culturelle d'une crise des valeurs, en particulier de la morale publique ; troisièmement, la critique d'une conception étroite de l'efficacité économique ; puis, l'engagement d'habitants dans l'espace politique formel ; enfin, la contestation frontale des autorités gestionnaires pour obtenir à la fois une mise à l'agenda et une modification du cadrage de la question.

Ces travaux se concentrent sur l'étude des mobilisations émanant de la société civile, d'une « base » locale extra-institutionnelle (*grassroots movements*). Mais, comme en témoigne l'analyse que consacre E. Becheri au cas de la station balnéaire de Rimini (Italie), la mise à l'agenda politique est également l'effet de coordinations d'acteurs locaux vis-à-vis de niveaux d'organisation plus élevés, coordinations dans lesquels les élus locaux peuvent jouer un rôle important. Le cas de la côte de l'Adriatique, affectée par des blooms algaux de grande ampleur dans les années 1980, a eu un écho international certain, porté par l'alliance entre les chercheurs spécialistes de la pollution de la zone et l'action des élus locaux. Cette mobilisation a permis la mise en relation de nombreux cas locaux similaires, notamment en Europe, et suscité l'adoption d'une résolution au Parlement européen en 1989. Cette résolution soulignait la dimension européenne du problème, insistait sur la mauvaise gestion des effluents domestiques et industriels ou encore sur la responsabilité des politiques agricoles encourageant l'usage massif des fertilisants , et pointait du doigt *in fine* la passivité de la Communauté européenne (Becheri, 1991).

[14] Voir également à ce sujet le relevé très précis de la situation dans la baie de Belfast réalisé en 1911 sous l'égide de la Royal Commission on Sewage Disposal (Letts et Richards, 1911 ; Sauvageau, 1920). Ce type de source est encore peu exploité dans le cadre des travaux d'histoire sociale et environnementale (Levain, 2014).

#### *9.2.2.4. Le traitement médiatique de l'eutrophisation, reflet et amplificateur des effets de cadrage*

Les publications relatives au traitement médiatique de l'eutrophisation présents dans le corpus recouvrent deux zones géographiques : la Scandinavie (Lyttimäki, 2012 ; 2015 ; Jonsson, 2011) et la France (Levain, 2014, 2016 ; Brun et Haghe, 2016). Ces travaux suivent des méthodologies relativement proches et leurs résultats sont convergents. Ils mettent à la fois en évidence les événements déclencheurs et le rythme de la production médiatique, et les cadrages implicites qui structurent le travail journalistique.

Lyttimäki relève que les médias de masse contribuent à mettre en forme l'agenda politique et à cadrer les perceptions du public en mettant en exergue certains événements, certains risques ou problèmes écologiques (Lyttimäki, 2012). Dans le cas des blooms de cyanobactéries ayant affecté la Mer Baltique au cours des années 1990, les médias ont par exemple mis l'accent sur le lien entre les conditions météorologiques et l'occurrence des blooms, ce lien immédiat s'avérant adapté au rythme de parution journalier. Ce cadrage cependant rendait plus difficilement audibles les discours mettant en avant les problèmes de fond rendant l'écosystème marin plus vulnérable aux blooms.

La forte saisonnalité du traitement médiatique de l'eutrophisation est relevée par l'ensemble des travaux qui lui sont consacrés (Lyytimäki, 2015 ; Jonsson, 2011 ; Brun et Haghe, 2016). Lyytimäki (2015) évoque ainsi un rythme annuel cyclique avec un pic de médiatisation en été, quand les sujets politiques d'importance nationale se font plus rares et que l'eutrophisation est la plus visible (en hiver, la glace recouvre ces algues et celles-ci sont par ailleurs moins nombreuses).

Une analyse quantitative de la production médiatique révèle, en France comme en Finlande, l'existence de changements de régime dans le traitement médiatique, liée à l'occurrence d'événements marquants qui offrent des « prises » à la narration et suscitent ensuite à la fois une vigilance accrue des journalistes et une action volontaire des institutions et des principaux groupes présents dans le débat public en leur direction. En Finlande, il s'agit des blooms particulièrement spectaculaires de l'été 1997. En France, de la mise en évidence d'un danger sanitaire associé à la décomposition des algues vertes sur les plages des baies bretonnes touchées par les marées vertes à l'été 2009 : entre 2008 et 2009, le nombre d'articles consacré par la presse française aux marées vertes a ainsi été multiplié par dix (Levain, 2014).

En s'intéressant à la manière dont les medias finlandais évoquent le thème de l'eutrophisation au cours des 25 années passées, Lyytimäki (2015) conclut que l'eutrophisation est un sujet essentiellement débattu et cadré comme un problème de nature environnementale. En particulier les implications économiques du phénomène n'ont été que très peu mentionnées. Dans les années 1990, le sujet était autant couvert que le changement climatique. Cela témoigne de l'importance historique attribuée aux politiques de protection des eaux au sein de la société finlandaise. Ainsi, des blooms algaux exceptionnellement importants au cours de l'été 1997 ont cristallisé l'attention des médias friands de ce type de dramaturgie. Les risques pour la santé que faisaient courir les algues potentiellement toxiques furent particulièrement discutés également lors de cet épisode au cours duquel la communication des autorités environnementales fut particulièrement décriée. En réaction, un dispositif national de surveillance et d'information sur la situation fut mis en place dès 1998, qui va alimenter les citoyens et les journalistes par des dépêches régulières, et des données actualisées facilement exploitables par les médias. Lyytimäki note cependant que plus de la moitié des journaux nationaux et régionaux relatent des opérations d'atténuation des effets de l'eutrophisation. Le fonctionnement structurel de l'industrie des médias d'information rend en fait particulièrement difficile un suivi sur le temps long des causes et interactions complexes qui caractérisent les processus environnementaux. Leur reporting environnemental a du coup plutôt tendance à privilégier les sujets de préoccupations immédiates et les sujets qui provoquent la polémique. Enfin, Lyytimäki souligne le cadrage du phénomène d'eutrophisation en terme de problème local et interne à la Finlande en dépit du fait que la partie orientale du Golfe de Finlande soit fortement affectée par les rejets de St Petersbourg en Russie, et qu'il s'agit donc d'un problème largement international.

Dans son analyse de la manière dont les risques environnementaux de la mer Baltique sont cadrés cette fois dans les médias suédois, Jönsson (2011) souligne une grande stabilité dans la couverture médiatique depuis le début des années 1990. Les articles rendent compte de plusieurs risques, mais le thème de l'eutrophisation demeure celui qui a été le plus couvert. Il est cadré comme un risque environnemental, et un problème en soi, le plus préoccupant pour la Baltique. Il est également perçu dans certaines circonstances comme la cause d'autres problèmes environnementaux, essentiellement la perte de biodiversité. Les acteurs dominant les activités de cadrage du problème public de l'eutrophisation se composent des autorités publiques (le Swedish Environmental Protection Agency et le Swedish Board of Agriculture en tête), des experts scientifiques (surtout des chercheurs en sciences naturelles), des représentants d'organisations non gouvernementales telles que la Swedish Society for Nature Conservancy et la fédération suédoise des agriculteurs, enfin les hommes politiques. Elle indique que ces acteurs n'incluent ni les citoyens lambda ni les représentants de l'industrie. Les incertitudes qui sont évoquées autour du sujet ne concernent pas le risque d'eutrophisation et ses conséquences, mais plutôt les causes principales de l'eutrophisation, le phosphore et l'azote étant désignés comme les principaux responsables. Il n'y a cependant aucune certitude sur lequel d'entre les deux représente la plus grande menace. Pour l'auteur, passer sous silence ce type d'incertitude a des répercussions importantes pour l'opinion publique qui considère du coup la survenue d'un épisode d'eutrophisation comme la preuve d'un échec des institutions et de l'action publique et non comme une combinaison de facteurs humains et de facteurs écologiques aléatoires. Plus spécifiquement, l'agriculture et son utilisation de l'azote et du phosphore sont vues comme les causes principales et une restriction sur ces apports, notamment au travers de taxes sur ces produits, est souvent perçue comme la solution à privilégier. D'autres causes sont parfois évoquées tel le rôle du secteur de la pêche tandis que le secteur forestier et celui du fret maritime ne sont pratiquement jamais mentionnés. En général, les risques sont évoqués séparément, ce qui contribue à les présenter comme moins complexes qu'ils ne le sont en réalité. D'autre part, les solutions et recommandations sont souvent formulées en termes généraux, tandis que le rôle des individus est délaissé. Aussi, le coût pour le secteur agricole de la réduction de leurs rejets en azote et phosphore tout comme la nature transfrontalière du phénomène et la difficulté à coordonner l'action publique de différents pays sont généralement présentés comme des obstacles majeurs à la résolution du problème. Par rapport à ce second point, la représentation dominante est celle d'un camp suédois qui ferait face aux aux Etats baltes, aux Russes et aux Polonais présentés comme les coupables et les principaux responsables du problème tandis que l'Union européenne est perçue comme une solution possible au problème de coopération et de coordination.

En France, le premier article adoptant ce type de perspective pour analyser le rôle des médias dans le cadrage des problèmes d'eutrophisation est paru récemment: il est consacré aux marées vertes en Bretagne (Brun et Haghe, 2016), et s'appuie sur l'analyse des reportages télévisuels diffusés entre 1986 et 2014 dans les médias français nationaux et régionaux. Les auteurs mettent en évidence la succession de trois formes dominantes de cadrage des reportages: d'abord, le phénomène des marées vertes est principalement abordé comme un obstacle au tourisme lié aux pollutions urbaines, jusqu'à la fin des années 1980. Ensuite, comme une catastrophe écologique liée au productivisme agricole, jusqu'à la fin des années 2000. Enfin, comme un levier possible pour la transformation des pratiques agricoles et du «modèle agricole breton ». Ces trois séquences sont directement reliées à l'évolution des connaissances sur le phénomène et à l'intensité de la mobilisation politique nationale, qui s'accentue en 2009. A. Brun et J.-P. Haghe insistent sur le rôle des médias comme caisse de résonance des alertes lancées par les mouvements environnementalistes locaux, qui est directement à l'origine du renforcement de l'implication de l'Etat dans la gestion des marées vertes et de la mise à l'agenda politique du problème. Leur analyse montre également que les médias régionaux ont, plus précocement que les médias nationaux, cadré les marées vertes comme un problème de modèle agricole, donc comme problème socio-économique autant que comme problème de santé environnementale.

Le cas des marées vertes semble également avoir conduit, en France, à accroître la visibilité d'autres formes d'eutrophisation et d'autres espaces touchés par des blooms algaux : cette ouverture de l'espace médiatique au problème de l'eutrophisation est encore peu documentée, mais elle témoigne

à la fois d'une vigilance accrue des acteurs associatifs et institutionnels aux événements de ce type, comme de la possibilité pour les journalistes de remobiliser des trames narratives préexistantes, en s'appuyant sur une catastrophe de référence permettant la mise en exergue de similarités ou au contraire, de points de contraste (Levain, 2014). L'espace médiatique n'est en effet pas un espace clos et les interactions entre dynamique médiatique et dynamiques sociales et politiques plus larges peuvent être appréhendées sous différents angles. En particulier, la question de l'impact de la couverture médiatique sur les représentations du problème et sur la fréquentation des sites touchés se pose. L'intérêt des médias pour les phénomènes naturels spectaculaires peut conduire à une perception accentuée de leur ampleur et des risques encourus par les visiteurs des littoraux touristiques touchés, qui n'ont pas de familiarité avec le phénomène. Pour Becheri (1991), cette amplification médiatique, en affectant l'image de marque par ailleurs quelque peu dégradée des stations balnéaires de Romagne, a produit beaucoup plus d'effets sur la fréquentation touristique que les blooms algaux ne l'ont fait directement. Il constate en particulier que la baisse de fréquentation s'observe principalement sur certaines catégories de visiteurs, et affecte principalement les infrastructures touristiques destinées à l'accueil ponctuel d'un tourisme de masse, alors que la clientèle régulière et les visiteurs captifs propriétaires de résidences secondaires réagissent beaucoup moins. Mais peu d'études de ce type ont été menées dans les sites touristiques, parce qu'elles impliquent un travail approfondi sur l'évolution des représentations sociales et d'autre part, parce que la fréquentation touristique est fonction d'une multitude de facteurs qui sont délicats à isoler les uns des autres. Il reste que, pour les opérateurs de l'industrie touristique et pour les élus locaux, la crainte d'une contre-publicité qui contreviendrait aux efforts réalisés pour attirer les visiteurs s'avère un puissant moteur pour les interventions curatives et la contention des alertes. L'attitude à adopter vis-à-vis des médias peut même constituer un sujet de discorde localement, comme c'est le cas dans les années 1990 et 2000 en Bretagne (Levain, 2014).

#### *9.2.2.5. Synthèse*

Une multiplicité d'acteurs sociaux participe à construire les cadres au travers desquels les phénomènes d'eutrophisation sont problématisés et pris en charge. La littérature fait état de la variabilité spatiale et temporelle de ces cadrages. Ces cadrages sont dans une majorité des cas étudiés également des filtres, qui parfois limitent l'apparition de l'eutrophisation comme catégorie de pensée et d'action partagée structurant le débat public autour des problèmes de qualité de l'eau. Ces filtres sont déterminants dans la construction de l'action publique, puisqu'ils délimitent le champ des solutions considérées comme concevables et la légitimité des instruments d'action : comme d'autres problèmes environnementaux, la gestion de l'eutrophisation peine à échapper aux conceptions technicistes et aux verrous sociotechniques attachés à la modernisation de l'agriculture et à la « consommation de nature ».

A cet égard, la Scandinavie fait figure d'exception, avec une présence presque continue depuis les années 1970 des problèmes d'eutrophisation dans le débat public, dont l'importance de la couverture médiatique témoigne. Ailleurs, comme en France, cette présence est plus épisodique en dehors des secteurs les plus touchés et ce sont plutôt les blooms algaux que les processus écologiques plus complexes les occasionnant qui concentrent l'attention.

Lorsque l'on tente d'élargir le spectre à partir duquel observer les mobilisations sociales liées aux problèmes d'eutrophisation, l'on constate cependant la rareté des recherches qui leur ont été consacrées : il est malaisé d'apprécier si cette rareté résulte de facteurs propres à la recherche en sciences sociales[15] ou si elle témoigne du petit nombre de ces mobilisations. Si certains auteurs estiment que les symptômes de l'eutrophisation sont plus manifestes que ceux de pollutions tout aussi graves, comme les contaminations aux produits chimiques, ce constat ne tient pas au-delà de la région des Grands Lacs. Il conviendrait de ce fait d'approfondir à la fois la question de la visibilité des pollutions, du cadrage dont elles font l'objet localement lorsque des mobilisations sociales émergent et de sa résonance, ou pas, avec d'autres formes de cadrage liées à la prise en charge institutionnelle du problème.

[15] voir à ce sujet l'introduction de ce sous-chapitre

### 9.2.3. Les interactions entre science et politique dans la problématisation et la gestion des phénomènes d'eutrophisation

Les trajectoires esquissées, comme les processus de cadrage, montrent le rôle central des sciences dans la construction de l'eutrophisation comme problème public. Cette dynamique ne distingue pas par elle-même l'eutrophisation d'autres problèmes environnementaux, mais elle a pour particularité de se maintenir sur le temps long. Cette partie synthétise les travaux qui examinent le rôle des connaissances scientifiques sous différents angles, pour comprendre plus précisément les conditions dans lesquelles les savoirs sont mobilisés par les acteurs sociaux, scientifiques compris, dans l'espace du débat public, comment ces savoirs sont construits et mobilisés, en les considérant à la fois comme des cadres pour l'action et comme des ressources stratégiques pour les porteurs d'enjeux.

#### *9.2.3.1. Controverses, incertitudes et débats*

##### *9.2.3.1.1.Caractérisation du type d'incertitude auquel les phénomènes d'eutrophisation confrontent les acteurs sociaux*

De nombreux travaux, toutes disciplines confondues, se sont penchés sur la question de l'incertitude attachée aux phénomènes d'eutrophisation et en particulier, à l'occurrence de crises dystrophiques et de phénomènes irréversibles de basculement des écosystèmes aquatiques. Il existe cependant une distinction fondamentale dans la façon dont sciences biophysiques et sciences sociales abordent l'incertitude. Les premières cherchent avant tout à objectiver l'incertitude. Les secondes s'intéressent à la construction et aux usages sociaux de l'incertitude, en particulier dans les liens qu'ils entretiennent avec l'action publique. Les approches à vocation d'objectivation ont largement été traitées dans les chapitres précédents de cette expertise. Il est cependant utile ici d'y revenir rapidement, pour voir comment les chercheurs en sciences biophysiques, en particulier les écologues, la caractérisent s'agissant de l'eutrophisation. Ce sont ainsi les publications s'attachant à problématiser cette incertitude qui seront analysées ici, dans la perspective de caractériser globalement les contraintes affectant la prise en charge de l'eutrophisation, de décrire ensuite l'espace ouvert au débat et de rendre intelligibles les controverses qui s'attachent à la description et à l'analyse des phénomènes d'eutrophisation.

En s'appuyant sur la distinction proposée par J.M.Keynes (Keynes, 2013) entre incertitude et risque, le physicien et économiste français C.Henry identifie les sciences de l'environnement, en particulier l'écologie, la climatologie et l'océanographie comme des « sciences incertaines » (Henry, 2013) : l'incertitude ne peut en effet y être complètement structurée par des probabilités objectives, ce qui les rend « vulnérables à des manipulations de l'incertitude qu'elles comportent, manipulations qui visent à les discréditer dans leur capacité à éclairer les décisions à prendre » (Henry, 2013 : 589). L'un des exemples qu'il mobilise à l'appui de sa démonstration est celui de l'eutrophisation : comme pour bien des phénomènes environnementaux, les effets de basculement abrupts et irréversibles qui peuvent affecter le fonctionnement d'un écosystème lacustre constituent une épreuve pour la modélisation et la prédiction.

Cette réaction non linéaire des écosystèmes aquatiques aux perturbations exogènes, mise en avant de longue date par les recherches en écologie et en limnologie, semble encore plus prononcée que la théorie écologique ne l'indique : il concerne en effet non seulement les lacs, mais également les cours d'eau, les modèles ayant jusqu'à présent plutôt envisagé les deux types d'écosystèmes de façon très distincte de ce point de vue (Dent et al., 2002). L'une des pistes majeures de réflexion concerne les phénomènes d'irréversibilité, qui mettent à mal un raisonnement classique consistant à considérer que la suppression des sources de perturbation suffirait à permettre le retour de l'écosystème à son état initial (Duarte et al., 2009). Cette incertitude fondamentale sur les conditions dans lesquelles un écosystème donné pourrait retrouver son fonctionnement passé, comme un nombre croissant

d'auteurs l'indiquent en ce qui concerne les écosystèmes côtiers, constitue un défi scientifique, politique et sociétal fondamental :

> *Une révolution des concepts, paradigmes et approches au travers desquels nous gérons la nature est imminente, qui ne reposera plus sur une lutte pour léguer aux générations futures une planète identique à celle que nous avons connue à un moment donné de notre vie, mais sur une lutte pour maintenir l'intégrité fonctionnelle et les services rendus par les écosystèmes. » (Duarte et al., 2009 : 34-35)*

> *« La société et ses acteurs les plus directement impliqués dans la gestion[16], les scientifiques, gestionnaires et responsables politiques, doivent reconsidérer les cibles de leurs efforts vers la préservation d'un environnement en bonne santé, en abandonnant les scénarios fondés sur le retour à une situation originelle idéalisée, pour se confronter à des états de référence changeants. Nous pouvons prédire raisonnablement les tendances statistiques d'évolution des écosystèmes face à des changements dans les niveaux d'apports en nutriments. Mais nous devons en revanche reconnaître que notre capacité à prédire les trajectoires d'écosystèmes spécifiques est encore très rudimentaire, parce qu'elle est mise à l'épreuve par la dimension idiosynchrasique des réponses individuelles, qui ne peuvent être appréhendées à partir d'analyses statistiques portant sur une pluralité d'écosystèmes côtiers. Confrontés à la nécessité d'agir pour prévenir des dégradations supplémentaires des écosystèmes, nous devons accepter les limites à la gouvernabilité des écosystèmes côtiers et […] mettre l'accent sur l'expérimentation institutionnelle et l'apprentissage chemin faisant. » (Jentoft, 2007).*

La difficulté à traiter de l'incertitude oblige, selon de nombreux auteurs, à développer des approches systémiques et à abandonner, en tout cas dans les représentations scientifiques des phénomènes d'eutrophisation, un raisonnement simpliste en termes de cause et d'effet qui réduirait par trop la complexité intrinsèque des systèmes étudiés, au risque d'altérer la capacité prédictive des modèles écologiques (Lau et Lane, 2001 ; Falkenmark, 2003 ; Brock et Carpenter, 2007). Cette évolution est déjà nécessaire pour rendre compte des variations considérables observées dans les dynamiques trophiques indépendamment de toute intervention humaine volontaire ou de toute inflexion majeure dans les flux de nutriments d'origine terrigène : Kideys (2002) retrace ainsi les améliorations inattendues de la situation de la Mer Noire, très sévèrement affectée par l'eutrophisation et qui, sans faire l'objet d'interventions remédiatrices, a vu les symptômes d'eutrophisation s'améliorer significativement suite au développement exponentiel d'une population de méduses consommatrices de phytoplancton: la cause n'a pas été traitée, mais la conjonction de dynamiques naturelles a (sans doute provisoirement) réduit les conséquences dommageables de l'eutrophisation, ce qui ne signifie pas que l'état de la masse d'eau en ait été amélioré. Son analyse met en évidence le fait que l'eutrophisation constitue bien souvent soit l'arrière-plan, soit le principal processus conduisant à une transformation des écosystèmes aquatiques et que ce paramètre ne peut être appréhendé isolément de l'ensemble des dynamiques et boucles de rétroaction qui affectent le système. L'approche systémique s'avère d'autant plus indispensable dans le contexte de milieux très anthropisés, pour plusieurs raisons que les parties précédentes de cette expertise auront permis d'expliciter. Relevons en deux, de façon très schématique : la première est l'intensité des pressions externes aux systèmes (notamment les apports nutrimentiels), la seconde est la modification de leur infrastructure même. De Vries et al. (1996) insistent ainsi, dans le cas de l'aménagement des deltas hollandais, sur l'historicité de la séparation entre objectifs de conservation et de gestion des milieux anthropisés. L'aménagement des deltas dans les années 1960 a supprimé les connexions entre les estuaires du Rhin, de la Meuse et de l'Escaut et leur interface avec la Mer du Nord. La dynamique des populations aquatiques, auparavant principalement contrôlée par des facteurs physiques, s'avère depuis bien davantage contrôlée par des facteurs biochimiques, accroissant leur vulnérabilité aux perturbations externes. C'est dans ce contexte

[16] Nous traduisons ici imparfaitement le terme « stewardship » par « gestion » : la notion de *stewardship*, très usitée dans la littérature scientifique en écologie, recouvre en anglais, en plus de la dimension de gestion, une dimension de soin, de protection, d'attention.

que se sont développées de façon très segmentée des politiques publiques visant, d'une part, la protection contre la submersion et les inondations, d'autre part, des politiques de conservation de la biodiversité visant la préservation des paysages existants. Les premières ont abouti à un renforcement de la fermeture des estuaires, aboutissant à leur transformation en lacs d'eau douce. Les secondes à un résultat contraire : le maintien de marais littoraux, nécessitant un entretien intensif. Segmentation physique et segmentation politique se sont au final entretenues mutuellement, accroissant la vulnérabilité et l'artificialisation des écosystèmes considérés.

Ce type d'analyse est au cœur des tentatives contemporaines de renouvellement de la théorie écologique et de la recherche d'un nouveau positionnement vis-à-vis de l'action publique : il ne s'agit pas d'agir sur un seul facteur, en fonction d'une situation de référence passée, mais d'envisager un ensemble de pressions, à différentes échelles, de façon coordonnée et en intégrant l'incertitude (voir par exemple : Elofsson et al, 2003 ; Duarte et al. 2009). La *Resilience Alliance* regroupe ainsi, depuis le début des années 2000, des chercheurs de différentes disciplines qui cherchent à renouveler le cadre général d'analyse de la dynamique des socio-écosystèmes, en proposant des approches systémiques, très intégrées, qui tentent de modéliser les incertitudes tout en renforçant la capacité d'adaptation des socio-écosystèmes (Gunderson, 2001 ; Brock et Carpenter, 2007). Les modèles généraux développés dans ce cadre tentent ainsi de transformer l'incertitude en complexité, en prenant en compte le caractère fondamentalement stochastique des systèmes et en tentant d'intégrer les dynamiques anthropiques dans la modélisation (Figure 9.12). Dans le cadre de cet ensemble d'initiatives, l'étude des processus d'eutrophisation occupe une place importante.

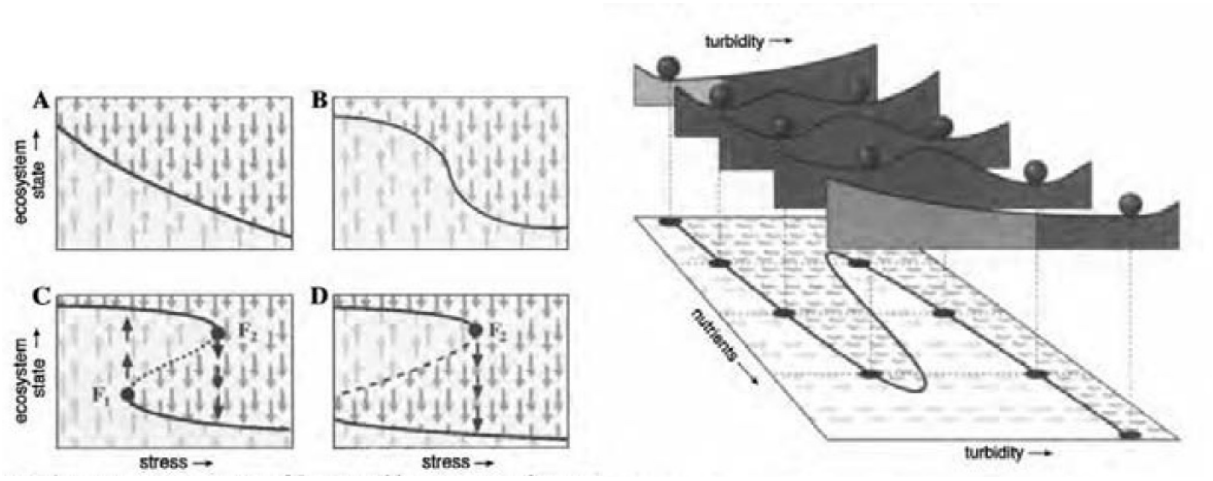


*Figure 9.12 : L'eutrophisation des lacs, un modèle pour la conceptualisation de la résilience des écosystèmes complexes. A gauche : Représentation schématique de quatre réponses possibles des écosystèmes lacustres soumis à de fortes pressions anthropiques. La ligne continue représente l'état d'équilibre. Les flèches représentent la direction du changement quand le système est en état instable. A droite : Représentation conceptuelle des régimes de stabilité des lacs à cinq niveaux différents d'apports de nutriments. Source : Scheffer et al., 2001.*

L'ensemble de ces travaux tend à reconnaître l'incertitude, non uniquement comme un paramètre à contrôler, mais également comme une donnée fondamentale de la décision et de l'action. Cette tendance rejoint un résultat fondamental de la sociologie politique des sciences, qui montre que la production de connaissances s'accompagne d'un accroissement de l'incertitude davantage qu'elle ne la réduit (De Jong, 2016) et qu'elle appelle généralement la production de connaissances nouvelles et de formes nouvelles de connaissance. De ce fait, les recherches empiriques en sciences humaines et sociales questionnent fortement la partition entre production de faits établis par la science et choix politiques, la première précédant les seconds.

Un nombre important de publications envisagent la mobilisation des connaissances, voire des recommandations dans les processus de décision, alors que certaines incertitudes sont irréductibles

(phénomènes non prévisible ou surprises). Du coup, la question n'est pas que de réduire l'incertitude autant que possible, mais de développer des stratégies pour prendre en compte l'incertitude (Udovyk et Gilek, 2013). Des formes d'incertitude liées à des facteurs humains et sociaux hétérogènes ont été identifiées dans le cas des pêcheries et de l'eutrophisation. Cependant, l'incertitude liée à une approche écosystémique holistique a été, la plupart du temps, négligée (Jarvie et al., 2013). Ces situations sont caractéristiques de ce que Funtowicz et Ravetz (1993) appelle la Science Post-Normale. Philajamaki et Tynkkynen (2011) lient la non-résolution du problème de l'eutrophisation en mer Baltique à la complexité de la gouvernance des risques concernant l'eutrophisation. Il ne s'agit plus dès lors de remédier à l'insuffisance de la recherche scientifique, ou à des problèmes d'adaptation des structures de gouvernance nationales pour la mise en œuvre des recommandations scientifiques. Au contraire, il s'agit de défis posés par la gouvernance multi-niveaux, à l'échelle régionale, et par la construction de l'interface Science-Politique. Concernant les questions d'incertitude, il s'agit de considérer des critères de qualité qui ne soient pas définis uniquement par rapport à des contenus scientifiques mais également par rapport à des contextes et des processus politiques, sociaux et économiques (Maxim et van der Sluijs, 2011 ; van der Sluijs et al., 2008). Funtowicz et Ravetz (1993) parlent de contrôle de la qualité de la connaissance, notamment, à travers l'établissement d'un profil, un pédigrée de la connaissance. Une meilleure compréhension de l'incertitude est un pré-requis pour une meilleure décision.

Pour organiser la présentation des articles scientifiques relatifs aux questions d'incertitudes, de qualité de la connaissance et de l'apprentissage autour de l'eutrophisation, nous utiliserons la grille analytique développée par Udovyk et Gilek (2013) pour prendre en compte l'incertitude dans le cadre d'une gestion environnementale de la Mer Baltique reposant sur un système d'informations et de recommandations scientifiques. Trois stratégies de prise en compte de l'incertitude sont proposées : (1) Réduire l'incertitude ; (2) Contrôler l'incertitude et (3) Rendre explicite l'incertitude (comme un enjeu d'apprentissage pour vivre avec l'incertitude et pour intégrer les incertitudes dans les interfaces Science-Politique). Les stratégies pour considérer les incertitudes dans la gestion de la Mer Baltique portent sur la réduction (méthode de calculs mathématiques) et le contrôle de l'incertitude (construction de scénarios, modélisation, assurance qualité, avis d'experts, méthodes de hiérarchisation).

Trois catégories sont proposées pour analyser les démarches scientifiques concernant l'intégration des incertitudes dans le processus de production des connaissances :

- Reconnaissance de l'incertitude comme un problème de relations entre les connaissances (ignorance, imprévisibilité, trop de connaissances ou trop de connaissances différentes) :

De nombreuses données ont été fournies pour comprendre les processus biochimiques de l'eutrophisation et pour quantifier son évolution mais aussi les implications des incertitudes pour la gouvernance des risques ont été signalées (Pihlajamäki et Tynkkynen, 2011). Kitsiou et Karydis (2011) proposent une revue de la littérature concernant l'analyse des données pour l'évaluation de l'eutrophication des zones littorales et marines. Établir une passerelle entre les connaissances scientifiques et celles nécessaires aux processus de décision dans le cadre d'une législation ou dans le cadre de stratégies de gestion n'est pas chose aisée. D'un autre côté, les scientifiques sont réticents à réduire leurs connaissances en un système binaire "bon" ou "mauvais". Deux systèmes de mobilisation des connaissances se confrontent : une utilisation positive de la connaissance pour représenter l'eutrophisation et une utilisation normative pour donner une signification sociale, les connaissances servant d'arguments pour appuyer le jugement fourni. De nombreuses définitions de l'eutrophisation ont été données depuis 1919, date de la définition de l'eutrophisation d'un lac par Naumann. De nombreux systèmes pour représenter et décrire l'eutrophisation existent : analyse statistique unidimensionnelle (statistique descriptive, distribution de fréquences, analyse de variance, corrélation et régression...), analyse statistique multidimensionnelles (Analyse en composant principal, analyse discriminante, multi-échelle, analyse de correspondance, analyse de gradient...), analyse multicritères, télédétection, analyse spatiale, cartographie, modélisation, etc ... Les auteurs concluent leur article par la mise en évidence d'un besoin d'une approche intégrée pour permettre la sélection des méthodes

pertinentes et appropriées pour évaluer et gérer l'eutrophisation et ses impacts. Cloern (2001), dans son modèle conceptuel (Phase III) déclare que la problématique de l'eutrophisation mérite la mise en œuvre de programmes de recherche et de suivi intégrés tant les impacts en termes de dommages deviennent importants et doivent être traités.

- **Reconnaissance de l'incertitude en lien avec la complexité des interactions et des dynamiques des socio-écosystèmes** (effets combinés et souvent synergétiques des interactions entre l'environnement et les activités humaines) :

Dans les articles tels que ceux d'Arheimer et al. (2015), Carpenter et al. (1999), Anderson et al. (2002), la question de l'incertitude s'articule autour de la compréhension respectivement de l'interconnexion des systèmes hydrologique et écologique, écologique-économique, entre l'eutrophisation et les marées d'algues nocives et toxiques.

- L'incertitude peut également être analysée au niveau de la détermination de la valeur des services écosystémiques (Byström et al., 2000), de l'évolution des coûts ou de l'efficacité des choix (Barton et al., 2008 ; Elofsson 2003, 2007, Gren et Folmer, 2003 ; Hein 2006) mais également, quant aux choix des stratégies adaptatives de gestion selon les impacts économiques de changements climatiques incertains en Mer Baltique (Ahlvik et Hyytiäinen, 2015) (Tableau 9.7).

- **Reconnaissance des incertitudes dans les systèmes de connaissances** (légitimité des connaissances scientifiques reposant sur des hypothèses, des extrapolations, étant donné le manque de données) :

Comme signalé dans le point précédent, il existe une diversité de méthodes, de démarches, d'outils pour évaluer l'eutrophisation et ses impacts. Les questionnements autour de l'incertitude interviennent au niveau de la structuration du problème, de la production de la connaissance et de la communication et de l'utilisation des connaissances (Maxim et van der Sluijs, 2011). La figure 9.13 ci-dessous récapitule la nature et la localisation des incertitudes.

| Uncertainty nature /location | Problem framing | | Knowledge production | | Knowledge communication and use | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Nature of uncertainty | Location of uncertainty | Nature of uncertainty | Location of uncertainty | Nature of uncertainty | Location of uncertainty |
| | | | Technical | Model input (data) | Preciseness | Reporting of study outcomes |
| | | | Methodological | Model parameter | | Reporting of uncertainty information |
| | | | | Model structure | | |
| Substantive | Epistemological | Assumptions, system boundaries | | Model output | | |
| | | | | Technical model implementation (hardware and software bugs) | | |
| | | | Epistemological | Data management and storage (Database) | | |
| Contextual | Regulatory | Regulatory rules of knowledge production | – | – | Socio-economic | Relevancy for the different scales, stakeholders, socio-economic stakes and option of action |
| | Socio-economic | Assumptions | | | | |
| Procedural | Transparency, inclusiveness, fairness | Access to information | Competence | Expert competence regarding the subject addressed | Transparency | Uncertainty assessment available |
| | | Opportunities given to stakeholders/the public to participate | | Expert field and research experience regarding the subject addressed | | Public communication of scientific results |
| | | Representativeness and role of different stakeholders | | Knowledge validation (e.g. through peer-review) | | |
| | Operational | Financial, time and human resources available | Linguistic | Vocabulary | | |
| | | | Legitimacy | Conflict of interest, biasses | Linguistic | Clarity of the vocabulary used (e.g. lack of ambiguity, hedging) |
| | Competence | Relevancy of lay knowledge | Value-ladeness | Interpretation of the existing literature or of the results obtained | Legitimacy | |
| | | Expert competence regarding the subject addressed | | Choice of the literature sources used | | Conflict of interest, biasses |
| | | Expert field and research experience (e.g. number of papers in peer-reviewed journals) regarding the subject addressed | | | | |
| | Legitimacy | Conflict of interest, biasses | | | | |

*Note*: This table does not aim at being exhaustive regarding the locations and natures of knowledge quality, because these tend to differ from case to case and cannot be exhaustively covered to arrive at a one-size-fits-all framework.

*Figure 9.13 - Nature et localisation de l'incertitude. Source : Maxim et van der Sluijs, 2011.*

Jonsson (2011), à travers une analyse des médias, s'interroge sur la représentation et la structuration des risques liés à l'eutrophisation en Mer Baltique. L'auteur signale que la tendance dans les médias n'est pas de formuler les questionnements autour de l'eutrophisation comme un risque environnemental, en termes de connaissances scientifiques incertaines, mais plutôt comme une menace certaine qui doit être prise en charge immédiatement. L'incertitude est relative aux mesures et aux choix les plus efficaces et les solutions les moins chères.

Jarvie et al. (2013) estiment que retenir une approche en termes de Science Post-Normale signifie explorer des approches plus "constructivistes" et inclusives, qui, dans le cas de la gestion de l'eutrophisation, pourraient impliquer une communauté de pairs plus large afin de mieux comprendre les problématiques, aider à la collecte de données, partager des preuves, identifier les priorités et développer des solutions intégrées. Cette approche ne sera pas axée uniquement sur la réduction et la concentration comme critères pour le contrôle de l'eutrophisation, mais elle doit inclure les objectifs plus larges de la restauration des fonctions et des services écologiques de la rivière, y compris la gestion aquatique et les habitats riverains.

*Tableau 9.7 - Démarches d'évaluations économique et environnementale des coûts, dans des situations d'incertitude, associés à la réduction des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et la société (Voir la présentation détaillée du tableau dans le chapitre 8 sur l'évaluation socio-économique des impacts de l'eutrophisation. Les conversions en euros sont réalisées à partir des taux au 20-22 mai 2016).*

| Demarche d'evaluation | La valeur de l'environnement | Les actifs environnementaux | Les services ecosystemiques | Pays, Zones | Methode d'estimation | Valeur | Source |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Evaluation intégrée utilisant les réseaux bayésiens | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux continentales | Puits | Norvège | Analyse coûts -bénéfices de la réduction des apports de nutriments en situation d'incertitudes | Bénéfice net d'amélioration de la qualité de l'eau 7,6 millions NOK (soit 0,8 millions €) | Barton et al. 2008 |
| Modèle stochastique de contrôle des pollutions diffuses | Valeur d'usage (indirecte) | Zones humides | Puits | Suède | Solution optimale de 30% des émissions selon 3 niveaux de fiabilité | Profit : 144 000 - 269 000 SEK (soit 15 500 - 29 000€) | Byström et al. 2000 |
| Bénéfices nets pour le contrôle de l'eutrophisation | Valeur d'usage indirecte | Zones humides | Puits | Pays-Bas | Coût des mesures du contrôle du phosphore et de biomanipulation | Bénéfices minimum sans biomanipulation: 1,8 - 2,8 millions €/an Bénéfices minimum avec biomanipulation: 0,1 - 0,3 millions €/an | Hein 2006 |
| Modèle d'évaluation intégré pour analyser la gestion optimale de l'eutrophisation | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Valeur actuelle nette des coûts de réduction des nutriments, de l'aggravation des dommages due à l'eutrophisation et des coûts d'ajustement pour 3 scénarios de changement climatique et des situations d'incertitude | Impacts économiques engendrés par l'eutrophisation : Omnisciente: 0 € Adaptative : 93 millions € Réactive: 799 millions € Inadaptive: 7 957 millions € | Ahlvik et Hyytiäinen 2015 |
| Analyse coût-efficacité | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Coût de réduction de 50% de la charge en azote et en phosphore selon le contexte d'incertitude | Coût total : 10,3 - 14 milliards SEK (soit environ 1,1 - 1,5 milliards €) | Elofsson 2003 |
| Théorie des jeux | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Coût associé à l'incertitude de mise en œuvre unilatérale d'une stratégie de réduction des nutriments | 82-429 millions € | Elofsson 2007 |
| Allocation des réductions des émissions d'azote | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Bénéfices nets pour des actions en coopération dans des situations d'aversion ou de neutralité face au risque | 3 780 - 18 612 millions SEK (405 - 1 994 milliards €) | Gren et Folmer 2003 |

Dans le cas de l'eutrophisation côtière, sont d'abord mises en avant les *incertitudes épistémiques*, le caractère lacunaire des données de flux en ce qui concerne certains pays riverains (la Russie) ou de l'amont de cours d'eau importants (l'Ukraine) empêchant de renseigner de façon satisfaisante les entrées des modèles. En revanche, les documents font largement l'impasse sur les incertitudes fondamentales ou irréductibles, à part dans le cas des marées noires où l'aléa apparaît comme une donnée de sens commun. De façon ponctuelle, en ce qui concerne l'eutrophisation ou la gestion des stocks de poissons, les facteurs d'incertitude liés à la complexité des écosystèmes sont mentionnés dans les documents de travail, mais cette forme d'incertitude est globalement sous-représentée, en particulier en ce qui concerne les dynamiques socio-économiques. Le même constat est réalisé en ce qui concerne la gouvernance des problèmes environnementaux en Mer du Nord (De Jong, 2016). Au final, Udovyk et Gilek soulignent la diversité des outils permettant la prise en compte de l'incertitude, mais un manque de transparence sur son traitement et une prise en charge inégale des différents types d'incertitude dans les processus d'élaboration des objectifs politiques. Une approche sociologique plus critique de l'incertitude en Mer Baltique est proposée par Pihlajamäki et Tynkkynen (2011). Ces auteurs résument ainsi les incertitudes entourant l'eutrophisation autour de cinq thèmes: l'éternel déficit de connaissances concernant les processus écologiques en dépit du fait que la Baltique est l'une des mers les plus étudiées au monde (les dernières recherches à entreprendre concernent les sources de nutriments contenus dans les sédiments en fond de baie et la manière dont ils peuvent alimenter le phénomène d'eutrophisation ; ce qu'ils appellent « l'hétérogénéité des savoirs » ou leur labilité en fonction des cadrages temporels et spatiaux ; l'appel politique et sociétal en faveur d'un certain type de savoir ; la contingence du savoir retenu comme base du processus de décision publique ou des futures recherches dans la mesure où les connaissances scientifiques subissent nécessairement de nombreuses simplifications voire distorsions quand elles sont discutées au sein des cercles politiques et administratifs ; les liens particuliers entretenus entre chercheurs et production des connaissances, leur traitement et leur communication. Sur ce dernier aspect, les auteurs soulignent que seuls certains chercheurs et/ou experts sont consultés par les autorités publiques et sont en capacité d'influencer la décision publique du fait de liens personnels ou de l'appartenance à des réseaux qui leur permettent un accès privilégié aux décideurs. Du fait de la dimension finalisée de la recherche qu'ils pratiquent par ailleurs, les chercheurs travaillant en instituts en particulier bénéficient de ces relations privilégiées et sont du coup en général mieux informés que leurs collègues des universités. La structuration et le maintien, dans la durée, des conditions d'une recherche et d'une expertise indépendantes et pluralistes sur ces questions sensibles, doit ainsi faire pleinement partie des objectifs des politiques mises en place.

##### *9.2.3.1.2.Controverses scientifiques ou controverses socio-techniques?*

De nombreux articles du corpus évoquent l'existence de controverses parfois anciennes sur les phénomènes d'eutrophisation. Avant d'en rendre compte et d'en analyser la portée, il faut rappeler que les chercheurs en sciences sociales ne peuvent ni, généralement, ne veulent se prononcer sur le fond. Au contraire, ils tentent généralement de décrire les controverses en les utilisant comme des outils de compréhension des logiques argumentatives, les systèmes d'action et d'interprétation qu'elles rendent visibles. D'un point de vue analytique, une controverse peut dans ce contexte être appréhendée comme une forme de conflit ayant une structure triadique, c'est à dire qu'elles « renvoient à des situations où un différend entre deux parties est mis en scène devant un public, tiers placé dès lors en position de juge » (Lemieux, 2007). Selon C. Lemieux, elle se distingue des autres conflits triadiques (comme la crise institutionnelle, par exemple) en ce qu'elle prend forme dans des milieux assez fermés et en ce qu'un public constitué de *pairs* forme la seule instance de jugement légitime. Cette définition permet de distinguer une controverse scientifique d'une controverse socio-technique, le second type de controverse prenant à témoin un public élargi. La différence s'apprécie ainsi davantage comme une différence de degré plutôt que de nature, ce qui permet de prendre en compte le fait que les acteurs d'une controverse développent, à différents moments de son déroulement, des stratégies de clôture ou, au contraire, tentent de légitimer l'existence d'un public plus large. Retenons également que la qualification des controverses comme « socio-techniques » est issue de travaux qui visent à rendre compte de la multiplication des arènes mêlant experts et profanes dans lesquelles les choix techniques,

informés par la science, sont discutés sur la période contemporaine, notamment dans les domaines de la santé et de l'environnement (Callon et al., 2014).

Sans recenser de façon exhaustive les controverses scientifiques ayant accompagné le développement des connaissances sur les phénomènes d'eutrophisation, ce que le corpus analysé ne permet pas de faire, plusieurs caractéristiques peuvent être relevées.

D'abord, elles existent ou ont existé à plusieurs niveaux : au niveau local et à l'échelle de la communauté scientifique des écologues. Il semble que la diversité même des milieux étudiés et des symptômes de l'eutrophisation ait eu historiquement un impact certain sur la construction de ces controverses, dans la mesure où se rencontraient, au stade de la conceptualisation de modèles généraux de l'eutrophisation, des approches marquées par les cas qui leur avaient servi de fondement. Des différences significatives d'approche sont ainsi décelables dans les années 1960, entre chercheurs européens et chercheurs américains, sur ces questions (Rhode, 1969). En ce sens, la complexification du modèle général de l'eutrophisation des milieux aquatiques au fil du temps peut être comprise comme une forme d'intégration de cette diversité et comme le résultat de la formation d'un consensus sur les processus à l'œuvre, si ce n'est sur leur poids respectif, très dépendant des conditions locales. Au-delà de l'idiosyncrasie des milieux aquatiques, relevée par exemple par Duarte et al. (2009), les controverses ont aussi reflété la césure entre milieux côtiers et eaux continentales, qui renvoie à la fois à des différences de fonctionnement des écosystèmes et à des clivages épistémiques entre chercheurs. Laakkonen et Laurila (2007) évoquent ainsi une controverse entre jeune et ancienne génération de scientifiques que le nouveau comité décida de résoudre en faisant conduire des expérimentations sur l'impact des flux d'azote et de phosphore. Ces expérimentations ont démontré que le phosphore était de manière générale le « nutriment limitant » (« limiting nutrient »), sauf dans les zones les plus polluées où l'azote devenait alors le facteur limitant (« limiting factor »). Les études ont notamment relevé que les cyanobactéries captaient («were fixing ») l'azote d'origine atmosphérique. Quand l'eutrophisation des eaux de la Baltique a commencé à retenir de plus en plus l'attention, l'on s'est mis à débattre du rôle de l'azote dans ce phénomène au sein d'une nouvelle génération de scientifiques. Les scientifiques de premier plan quant à eux contestaient cette hypothèse, soulignant à nouveau la capacité de certaines espèces d'algues à s'alimenter auprès de sources en azote atmosphérique, rendant selon eux vaine toute action orientée sur l'azote. Ils réitérèrent la nécessaire distinction entre le rôle différencié que l'azote peut jouer dans des milieux lacustres, pélagiques, dans les eaux continentales ou maritimes dans la lutte contre le phénomène d'eutrophisation.

Pour De Jong (2006), qui s'est attaché à analyser très précisément le déroulement de cette controverse sur le facteur limitant à partir de son travail sur la gouvernance de l'eutrophisation marine en Mer du Nord, cette controverse était directement liée à la perspective de mise en œuvre de l'interdiction du phosphore dans les lessives. Comme le rapportent Likens (1972) et de Jong (2006), l'*American Society of Limnology and Oceanography* met cette question à l'ordre du jour en 1970 en organisant une conférence intitulée "Nutrients and eutrophication: the limiting nutrient controversy" : il faut relever que le débat, largement centré sur les eaux douces, concernait avant tout le rôle respectif du carbone et du phosphore en tant que facteurs limitants. Des débats nombreux ayant animé la conférence, il ressort que le rôle du carbone paraît moins déterminant que celui du phosphore, mais surtout que dans aucun des cas présentés, un facteur limitant unique ne pouvait être identifié. Au final, la conférence rendit manifeste le clivage entre les chercheurs défendant une approche pragmatique, qui considéraient qu'un effort de réduction de la complexité était indispensable pour que le dialogue avec les gestionnaires produise des effets, et les chercheurs pour qui un réductionnisme excessif constituait un danger majeur à long terme, dans le sens où il risquait de décrédibiliser les connaissances scientifiques auprès des gestionnaires et du grand public.

De façon plus large, les controverses autour du facteur limitant qui ont émaillé la prise en charge des problèmes d'eutrophisation ont mis en évidence les limites de l'utilisation de ce concept lorsque il était associé à des préoccupations gestionnaires. Cela a parfois freiné l'adoption de mesures importantes de

contrôle des flux, comme par exemple dans le cas de l'eutrophisation des grands lacs alpins (Barroin, 2004).

Les publications les plus récentes faisant état de controverses scientifiques sont directement en lien avec la complexification des modèles descriptifs de l'eutrophisation (Eloffson et al., 2003). En effet, l'introduction de nouveaux paramètres dans les modèles déplace les débats sur leur poids dans les processus et sur les leviers d'action pertinents. Ce, d'autant plus que ces paramètres s'avèrent moins dépendants des conditions locales, comme les paramètres atmosphériques et le changement climatique.

Comme le souligne Henry (2013), l'existence d'incertitudes fondamentales sur le fonctionnement de systèmes complexes rend les sciences de l'environnement vulnérables à la manipulation. Mais c'est aussi leur caractère très appliqué, dans le cas de l'eutrophisation, qui explique que des points de controverse qui ont été dépassés du point de vue des scientifiques depuis de nombreuses années poursuivent leur chemin dans des espaces de débat élargis à des acteurs non scientifiques : si T.Kehoe fait état, dans les années 1960, d'un relatif confinement de la controverse scientifique sur le rapport entre phosphates des lessives et eutrophisation au sein de la *task force* conjointe industrie-gouvernement sur l'eutrophisation dans la région des Grands Lacs (Kehoe, 1992), aucun autre article ne relate une telle séparation depuis. Les enjeux sont en effet de première importance pour les acteurs institutionnels et économiques lorsqu'il s'agit d'identifier les leviers d'action à privilégier, et la difficulté à venir à bout de l'eutrophisation malgré la mise en place de politiques *ad hoc* expose les connaissances qui leur ont servi de fondement à des remises en cause régulières. C'est en ce sens que les principales controverses qui concernent l'eutrophisation méritent d'être analysées comme des controverses socio-techniques, inscrites dans des contextes historiques et géographiques précis.

Tout en insistant sur le fait que la science a rempli sa mission en documentant l'eutrophisation des milieux côtiers et en identifiant ses causes et ses conséquences pratiques et potentielles, Boesch (2002) rappelle à propos de la recherche sur l'eutrophisation côtière qu'une première étape importante a été de considérer qu'une augmentation excessive des apports en nutriments dans les milieux littoraux pouvait provoquer une dégradation importante de l'état de ces écosystèmes côtiers. La richesse nutritive de ces milieux était en effet, jusqu'aux années 1970, avant tout appréhendée en lien avec le développement piscicole, pour lequel elle constituait un atout (Boesch, 2002 ; Capblancq et Décamps, 2002). On retrouve aujourd'hui ponctuellement ce type de visions défendues dans des pays où l'eutrophisation constitue une problématique environnementale émergente : dans le contexte chinois, où le développement de l'aquaculture côtière est un enjeu majeur de développement, certaines publications scientifiques défendent ce type de vision, considérant qu'une réponse adaptée à l'apport excédentaire de nutriments dans le milieu serait de développer encore davantage l'aquaculture. Pour anecdotiques qu'elles soient devenues dans le strict champ de la publication scientifique, ces prises de position font écho d'une part, à des conceptions du développement qui excèdent le strict cadre de la recherche scientifique, d'autre part, à des débats contemporains sur la valorisation économique de la biomasse supplémentaire générée par l'eutrophisation. Le refus de considérer les nutriments en excès comme des polluants, les perspectives de valorisation de la biomasse algale constituent des arguments classiques permettant de réduire la portée des alertes et de s'opposer aux régulations environnementales (Levain, 2014).

Ainsi, les controverses à propos de l'eutrophisation impliquant publiquement des scientifiques ne peuvent être assimilées à des controverses scientifiques au sens strict : à ce propos, Linke et al. (2014) évoquent des désaccords au sein de la communauté scientifique par le passé par rapport au rôle du phosphore et de l'azote. Cette dispute serait depuis largement résolue, scientifiques et politiques s'accordant sur le fait que ces deux sources de nutriments doivent être contrôlées. Il existe néanmoins toujours un débat autour des mesures les plus économes à mettre en place, par exemple entre un plan de réduction des nutriments ou un nouveau plan d'usage des sols qui retienne les nutriments et permette de réduire le lessivage. D'autres solutions de type technologique telles que l'extraction de

nutriments par des élevages de moules, la séquestration chimique du phosphore, l'oxygénation artificielle ou un détournement des influx d'eau salée font également débat.

Cette dualité entre artificialisation et re-naturalisation des espaces eutrophisés est une figure récurrente des controverses impliquant aujourd'hui les scientifiques. Un exemple particulièrement éclairant en est donné par (Kaiser, 1999), qui montre l'intensité des controverses qui sont liées à la tension entre artificialisation et re-naturalisation pour les plans d'eau très dégradés, comme la mer de Salton en Californie (Etats-Unis). La mer de Salton est un lac salé artificiel de 1000km2 situé dans une zone désertique, dont l'apparition remonte à la fin du XIXème siècle, lorsque le cours de la Colorado River fut dévié vers une dépression suite à d'importantes inondations. Devenue un paysage très attractif et un havre pour des milliers d'oiseaux migrateurs, la mer de Salton a connu un développement touristique important, jusqu'à ce que la qualité de l'eau en soit très fortement altérée à partir de l'après-guerre, pour des raisons liées à la dynamique naturelle du réseau hydrographique, mais également du fait de l'intensification de l'agriculture. Le lac a fait, dès lors, l'objet de nombreux projets de restauration très ambitieux. Ces projets ont mis en évidence la complexité des problèmes et la diversité des stratégies possibles, celles-ci posant de façon frontale la question du type d'écologie à promouvoir : accentuer l'artificialisation pour mieux contrôler l'évolution de l'écosystème, au prix de plans très coûteux dont la réussite reste très aléatoire ? Ou au contraire, revenir sur des aménagements parfois anciens, en acceptant la part d'incertitude qui va avec du point de vue du maintien des activités qui ont pu se développer, comme la pêche récréative, le tourisme, mais également l'agriculture etc ? En tout état de cause, la question de l'eutrophisation se pose rarement seule dans les écosystèmes très anthropisés.

Ulen et Weyhenmeyer (2007) reviennent sur la controverse de longue durée relative aux causes du problème de l'eutrophisation dans la mer Baltique. Constatant les blocages suscités par cette controverse, l'agence suédoise de protection environnementale a commandé une expertise internationale en 2005. Ses conclusions sont que le phosphore constitue le levier principal d'action pour la partie centrale et côtière de la Baltique. En effet, le cycle de l'azote au sein de l'écosystème aquatique est particulièrement complexe. En conséquence, la réduction des concentrations en phosphore dans les eaux usées de source domestique fut considérée comme une priorité. Réduire les apports en provenance des terres agricoles fut également identifié comme une tâche importante. En revanche, l'effort devait être porté sur l'azote au sud de la mer Aland, sur la base du postulat qu'aucune dynamique d'échange entre nutriments n'existe entre le centre de la mer Baltique et les autres bassins de la Baltique. Pour atteindre ces objectifs de réduction cependant, il faut reconnaître l'existence d'interactions complexes avec différents facteurs, rendant parfois incertains le résultat des mesures appliquées qui dépendent des pratiques agricoles mises en œuvre l'année précédente, de l'existence de couverts végétaux durant l'année de mise en œuvre des mesures de réduction, du niveau des précipitations, des caractéristiques pédologiques, des systèmes de drainage, de la topographie des champs, et de l'existence de barrières naturelles qui limitent le lessivage des nutriments (comme l'existence de zones tampons naturelles ou artificielles). Aussi malgré les améliorations dans le traitement des eaux usées urbaines, avec un abattement à la fois de l'azote et du phosphore, une prolifération très importante d'algues a pu être observée dans le bassin de l'Ekoln notamment. Pour ces auteurs, il faut admettre que les connaissances scientifiques seront toujours limitées concernant les mécanismes de réponse du milieu par rapport aux apports en nutriments à la fois pour la mer Baltique mais aussi pour des bassins plus petits comme Ekoln ou le lac Mälaren. A tout le moins, la force des interactions est délicate à quantifier, tant il existe de boucles de contrôle et un poids des combinaisons de paramètres de forçage, y compris en pluriannuel. Si Ulen et Weyhenmeyer (2007) défendent la nécessité de spécifier des objectifs locaux et pas seulement régionaux ou nationaux, ils reconnaissent également que ces objectifs sont souvent la résultante de compromis politiques. Ils citent par exemple l'objectif de 15% de réduction des apports d'azote qui correspond seulement à la moitié de l'objectif national, et qui a certainement été proposé pour justifier l'investissement économique dans des unités de traitement régional des eaux usées. Autre sujet d'incertitudes : celles liées à l'utilisation de modèles hydrologiques pour l'analyse coût-efficacité des mesures mises en œuvre puisque dans le cadre de la DCE, le choix de ces mesures doit pouvoir se justifier sur la base d'un calcul économique. Or ces modèles

s'appuient sur des hypothèses concernant les sources de l'eutrophisation (azote et phosphore), hypothèses rarement discutées et pourtant sujettes à caution. Aussi Ulen et Weyhenmeyer (2007) concluent sur la nécessité d'engager un dialogue en amont entre scientifiques et décideurs publics pour faire la part des choses et s'efforcer d'être transparents sur ce qui relève de faits établis ou plutôt de postulats ou encore d'intuitions au sein de ces modèles.

De Jong (2016) de son côté revient sur l'influence d'une discipline particulière, l'écologie marine, dans la mise à l'agenda politique du phénomène de l'eutrophisation dans les années 1980 et dans la formulation des objectifs de réduction des apports de nutriments en mer du Nord de 50 % en dépit des controverses scientifiques et politiques entourant le rôle de ces nutriments dans l'eutrophisation. Malgré ces controverses, les mesures proposées par les écologues marins auraient bénéficié d'un climat politique favorable au sein de la plupart des Etats occidentaux (à l'exception de la Grande-Bretagne et de la France) disposés, à cette période, à appliquer le principe de précaution. Les incertitudes entourant les causes de l'eutrophisation vont être drastiquement simplifiées en limitant artificiellement le débat scientifique autour d'une seule focale, celle des nutriments, privilégiée par les écologues marins. Cette simplification artificielle des incertitudes était bien accueillie car elle permettait de fournir une justification scientifique aux objectifs de réduction des apports en nutriment décidés au niveau politique. De Jong (2016) avance même que l'interface science-politique en place a de fait servi à limiter l'accès à l'échelon politique des nouvelles informations scientifiques qui n'étaient pas en phase avec l'orientation de l'action publique privilégiée. Il s'agissait pour cette interface de contenir les incertitudes sur les causes de l'eutrophisation en augmentation constante à la suite de la commande de nouvelles recherches. Cela n'a pas empêché que des controverses entre scientifiques surviennent malgré tout. Les principales d'entre elles ont des implications gestionnaires pratiques et concernent : le facteur limitant, phosphore pour certains, plutôt azote pour d'autres ; les valeurs seuil à partir desquelles les apports en nutriments provoquent une eutrophisation excessive ; l'identification des zones marines à risques où l'excès de nutriments sont susceptibles de provoquer une eutrophisation.

Selon Pihlajamäki et Tynkkynen (2011), les controverses scientifiques sont également toujours vivaces sur les causes de l'eutrophisation. Le rôle de l'azote en particulier suscite de vifs débats. Aujourd'hui une partie de la communauté scientifique finlandaise défend l'idée de concentrer les efforts de réduction exclusivement sur le phosphore tandis qu'une autre partie soutient l'idée qu'il faut porter les efforts conjointement sur le phosphore et sur l'azote dans la mesure où les cycles de l'azote, du phosphore et de l'oxygène sont interconnectés. Un autre sujet de débat, repris dans les médias en particulier, concerne la localisation des efforts de réduction des apports en nutriments, soit en mer soit dans les terres. Enfin un sujet moins popularisé mais de plus en plus discuté : celui de l'impact du changement climatique sur l'eutrophisation[17].

Jönsson (2001) signale que les médias suédois relatent peu les controverses scientifiques, et préfèrent évoquer des divergences de points de vue entre organisations environnementales et groupes professionnels agricoles par rapport aux thèses de l'azote et du phosphore.

Un autre exemple – plus ancien - de l'implication des industriels dans la production de contre-expertises positionnées comme des débats internes à la communauté scientifique est fourni par Kehoe (1992) : il concerne le cas, évoqué précédemment, du phosphore contenu dans les produits détergents. Les travaux menés sous l'égide des entreprises du secteur au tournant des années 1970 mettaient en avant plusieurs types d'arguments : trop de paramètres étaient en jeu pour permettre de conclure qu'une diminution du phosphore entraînerait automatiquement une baisse proportionnelle des blooms algaux. De plus, même si le phosphore pouvait être incriminé, son élimination dans les lessives ne changerait rien au fait que les milieux lacustres pouvaient trouver d'autres sources de phosphore, notamment via le lessivage des terres agricoles fertilisées. Enfin, même si les industries et les stations de traitement des eaux municipales parvenaient elles-mêmes à abattre 80% de leur niveau de phosphore, le milieu en était saturé et contenait 5 à 6 fois les niveaux nécessaires au développement des algues.

[17] Voir à ce sujet : chapitre 4.10 (eutrophisation et changement climatique)

La réalisation d'expertises de grande ampleur sur les phénomènes d'eutrophisation, dont le nombre s'est accru ces dernières années, peut constituer une forme d'épreuve investie par les porteurs d'enjeux comme un moment de possible retournement du rapport de force : la revue Science s'est ainsi fait l'écho en 2001 de débats passionnés entre de nombreux chercheurs impliqués dans les programmes de lutte contre l'hypoxie dans le Golfe du Mexique, à propos du rôle de la fertilisation agricole dans l'expansion de la zone morte : un article publié dans la revue mettait en avant la contribution déterminante de l'agriculture à cette dégradation de l'état du milieu, tout en fustigeant les quelques experts qui refusaient d'admettre ce constat. Les réactions à cet article reprises par la revue étaient de trois ordres : l'une, émanant d'un responsable d'une organisation affiliée à l'industrie des fertilisants, contestait le fond de cette position, mettant notamment en cause la superficialité des données relatives aux autres sources de nutriments alimentant le Mississipi. La seconde soulignait son adhésion au fond de l'article mais regrettait la tonalité provocatrice de l'article. La troisième s'insurgeait contre le fait que les arguments développés par les différents experts n'étaient pas considérés avec la même rigueur, aboutissant à dénier l'existence d'un débat scientifique légitime (Snyder et al., 2001). Cet exemple illustre à la fois la plasticité de l'espace de la controverse, l'un des enjeux consistant à influencer le périmètre des interlocuteurs légitimes, et la vivacité des enjeux qui entourent la production de connaissances sur l'eutrophisation aujourd'hui.

##### *9.2.3.1.3.Un modèle standard de questionnement ? Causes fuyantes et stratégies d'incertitude*

Une analyse plus globale du corpus révèle un ensemble de questions qui, malgré la diversité des situations rencontrées, s'avèrent récurrentes. On les retrouve par exemple dans la liste des « questions ayant fait l'objet de solides discussions » qu'en dresse P. Ilnicki sur les bassins versants de l'Oder et de la Vistule (Ilnicki, 2014) : la récurrence de ces questions témoigne de la nécessité de reconstruire un raisonnement local, de reconstituer et de revivre dans chaque bassin versant le même ensemble d'étapes et d'épreuves, qui donnent au final l'impression que le débat n'est jamais clos. Des travaux complémentaires sur ce sujet seraient utiles : est-ce la finesse des connaissances qui est en cause ? Ou la difficulté à accepter les conséquences possibles des analyses réalisées sur les sources des pollutions nutrimentielles ?

Ces questions peuvent être représentées comme formant un ensemble cohérent, dès lors qu'elles sont appréhendées sous l'angle de l'action, et plus précisément du positionnement de la responsabilité de l'action. On relève des analogies structurelles dans les débats entourant les politiques de lutte contre l'eutrophisation qui identifient l'agriculture comme l'activité étant à l'origine de la très grande majorité des apports nutritifs dans le milieu, qu'ils se déroulent aux Etats-Unis, en Europe du Nord ou en France. Si les publications en écologie ou interdisciplinaires des vingt dernières années mettent généralement l'accent sur la nécessité d'un dépassement d'une lecture cause/effet au profit d'approches plus systémiques et intégrées, la notion de *cause* reste socialement et politiquement performative.

Le poids croissant des facteurs anthropiques dans les processus d'eutrophisation accentue les enjeux et les tensions liés à l'identification des responsabilités en cause, à la fois d'un point de vue générique (phénomène naturel-anthropique) et d'un point de vue plus spécifique (poids respectif des différents facteurs, origine géographique et temporelle des apports nutritionnels supplémentaires). La production de connaissances à leur sujet constitue un enjeu de premier ordre. Les enjeux sociaux de la production de connaissances ont également à voir avec la recherche de catégories de gestion pertinentes pour l'action, s'agissant de phénomènes qui sont bien souvent présentés comme inacceptables et en même temps contre lesquels il est très difficile de lutter, parce que leur maîtrise implique dans de nombreux cas d'assumer une trajectoire de rupture dans la dynamique de développement. C'est le cas, par exemple, en Bretagne, pour l'élevage intensif, ou dans le Shandong (Nord-Est de la Chine) pour l'aquaculture, dont le développement massif est au cœur du projet gouvernemental de développement d'une « économie bleue » mais est aussi identifié comme le facteur déclencheur des marées vertes les plus importantes au monde depuis 2008 en baie de Qingdao (Levain, 2017).

De fait, il n'existe pas de solution universelle aux problèmes d'eutrophisation et chaque situation nécessite un diagnostic localisé et approfondi. Les phénomènes d'eutrophisation offrent donc un espace très large pour l'élaboration de systèmes interprétatifs situés, contrastés, qui entrent régulièrement en tension. Les enquêtes menées jusqu'à présent au sujet des marées vertes en Bretagne mettent en évidence la multiplicité et l'évolutivité du sens associé à ces perturbations. Les enjeux de description du phénomène se renforcent ainsi au cours du temps, au fur et à mesure que le lien entre les *blooms* et l'élevage intensif se construit scientifiquement. La rencontre entre des observations très localisées et la modélisation scientifique générique du phénomène produit des systèmes interprétatifs très différenciés, socialement marqués, dans lesquels se trouvent enrôlés le changement climatique, les épisodes de marée noire, les circulations océaniques. S'y expriment des représentations contrastées des relations matérielles et symboliques reliant les espaces terrestres et les espaces maritimes, et des interprétations ambivalentes dans lesquelles la puissance des formes de réponse des écosystèmes à une perturbation fait de ces phénomènes des candidats privilégiés à l'interrogation réflexive. Ces systèmes interprétatifs sont, qui plus est, consolidés par la longueur de l'expérience des blooms algaux, la difficulté des politiques publiques de lutte à obtenir des résultats visibles et la situation de crise structurelle que connaît l'agriculture.

Ces questions, indissociablement liées aux processus de socialisation et de problématisation de l'eutrophisation, constituent le point d'appui principal des stratégies d'incertitude (Ministère de l'écologie et Ministère de l'agriculture, 2012) ou, dit autrement, de l'incertitude fabriquée (Henry, 2013) par les opposants au renforcement des régulations environnementales (Oreskes et Conway, 2011). Ces stratégies d'incertitude vont par exemple prendre appui sur des mécanismes connus en en transformant l'importance relative dans l'occurrence d'un phénomène complexe, ou arguer de l'insuffisance des connaissances disponibles pour agir.

Dans le cas des marées vertes en France, la mise en œuvre des régulations communautaires relatives aux pollutions azotées s'est accompagnée de l'émergence, à la fin des années 1990, d'argumentaires portés par un petit nombre de personnes revendiquant une expertise dans le domaine de la santé et de l'environnement et fortement liées aux organisations économiques agricoles. Le socle de cet argumentaire est constitué par la contestation des effets néfastes des nitrates pour la santé. Au fur et à mesure que le problème des marées vertes devient la principale instance de remise en cause de l'agriculture intensive en Bretagne, l'argumentaire s'épaissit, pour intégrer un ensemble d'arguments interrogeant le concept même d'eutrophisation, mettant en avant des causalités extérieures (comme les marées noires et le changement climatique), présentant l'identification de l'azote comme facteur limitant comme un choix arbitraire faisant volontairement l'impasse sur des débats scientifiques relatifs au poids respectifs de l'azote et du phosphore, contestant l'analyse des sources majoritaires d'émission, mettant en doute enfin les dangers associés aux émissions d'hydrogène sulfuré émanant des masses d'algues vertes en décomposition. Ces arguments sont repris par certaines fédérations départementales du syndicat agricole majoritaire (la FNSEA), largement diffusés et le lobbyiste qui les élabore régulièrement invité à donner des conférences dans les bassins versants touchés par les marées vertes. Cette situation dure jusqu'en 2011, occasionnant de vives réactions et des prises de position publiques des scientifiques spécialistes des marées vertes et des pollutions agricoles, ainsi qu'un cas de contentieux pénal opposant un lobbyiste à un ingénieur de l'IFREMER. Cet exemple montre bien combien il est difficile de distinguer, dans la pratique, les conflits dans l'espace public des controverses scientifiques. Comme le rappelle A. Levain (2014), cette configuration locale conduit les institutions impliquées dans la lutte contre les algues vertes (départements bretons, région Bretagne, Agence de l'Eau Loire-Bretagne et services de l'Etat en région) à mener trois types d'action, qui sont dirigées vers la maîtrise du risque de controverse. En premier lieu, raffiner les catégories fondant l'action publique et la sémantique : en s'appuyant sur l'expertise du Centre d'Étude et de Valorisation des Algues, les notions de « facteur limitant », de « levier d'action » et de « facteur de contrôle » sont distinguées. M. Bourblanc (2016) suggère que la notion de « facteur de maîtrise » ou encore de « facteur de contrôle » (Baroin, 2004) tend à se substituer à celle de « facteur limitant » comme catégorie d'action publique dans la mesure où cette dernière a pu susciter trop de tensions. Cette catégorie est notamment reprise

dans le rapport Chevassus-au-Louis (Ministère de l'écologie et ministère de l'agriculture, 2012). La notion de « facteur de maîtrise » privilégie l'efficience des mesures rectificatives envisagées, qui en fonction des contextes peuvent plus particulièrement cibler l'azote ou au contraire le phosphore, et ainsi faire potentiellement porter les efforts de réduction sur différents acteurs. Deuxièmement, afficher la nécessité de produire des connaissances nouvelles via des expertises indépendantes. Troisièmement, afficher un effort de régulation et de contrôle supplémentaire sur les sources non agricoles. Ces formes de régulation de la controverse sont très perceptibles dans la rédaction du premier plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes, publié en 2010.

#### *9.2.3.2. Nouvelles approches de la science à finalité réglementaire et nouvelle approche de l'action publique*

D'une manière générale, la science a été perçue pendant longtemps comme surplombant la société, comme une institution autonome qui produirait un savoir rationnel, objectif, éloigné des intérêts et dépouillé de tout jugement de valeur. Il en a découlé une vision linéaire du rapport science-politique au sein de laquelle la science est en mesure de parler un langage de vérité aux autorités (« speaking truth to power ») qui du coup seraient en mesure de concevoir des politiques publiques plus rationnelles sur la base de ces informations (Linke et al., 2014). En ce qui concerne le thème de l'eutrophisation, cette vision enchantée de la science est loin d'avoir disparu. D'Elia et al. (2003) par exemple développent une vision assez classique de la science comme conseillère des décideurs : pour peu qu'on l'écoute et qu'on lui donne des moyens, elle peut apporter des réponses. Il existe cependant une vision plus sceptique qui reconnaît la complexité des problèmes écologiques. Dans cette optique, les travaux de de Jong (2006 ; 2016) critiquant les postulats du modèle rationnel de décision publique et gestion, s'attachent à déconstruire certaines idées reçues. Ses travaux sur l'eutrophisation marine en mer du Nord montrent bien à quel point l'incertitude sur les causes et les effets de l'eutrophisation est loin de diminuer avec l'accumulation de savoirs scientifiques. On observerait même plutôt l'effet inverse. De nouvelles causes potentielles ont en effet émergé (hydro-dynamique dans l'Atlantique Nord ; changements climatiques de long terme etc). Aussi, une perspective constructiviste des interactions entre science et politique remet au centre de l'attention le contexte social, l'impact des intérêts, des valeurs et des visions du monde. Plutôt que de nier ces dimensions, il faudrait au contraire savoir les reconnaître afin de favoriser une coopération effective dans la gestion de l'environnement.

Linke et al. (2014) commencent par souligner un paradoxe, à savoir que beaucoup de domaines de politiques publiques recourent à des experts scientifiques pour éclairer les décisions à prendre et qu'en même temps la crédibilité de ces conseils émanant de scientifiques est très faible au sein de la société. Pour Bijker et al. (2009) c'est même dans les cas où la science est appelée de manière pressante à la rescousse des décideurs que son autorité est la plus remise en cause. Pour autant, en dépit de cette perte de légitimité, les décideurs continuent à solliciter l'expertise des scientifiques (Weingart 1999). Selon Linke et al. (2014) qui comparent les interactions sciences/politiques dans les domaines de la pêche et de l'eutrophisation dans les pays d'Europe du Nord, le cas de la pêche révèle à la fois une politisation de la science et une scientisation de la politique alors que le cas de l'eutrophisation a révélé une approche plus linéaire et *a priori* consensuelle des interactions sciences/politiques. Cela peut s'expliquer par le fait que les débats nationaux et internationaux autour de la pêche ont donné lieu à de nombreuses controverses, où différents objectifs et visions politiques se sont affrontés, ce qui, selon les auteurs, serait loin d'être le cas pour l'eutrophisation. Contrastant quelque peu avec les travaux de Linke et al., de Jong (2016) souligne pourtant les difficultés rencontrées par la science pour remplir son rôle attendu d'éclaireur des décisions publiques dans le cas des problèmes d'eutrophisation en mer du Nord: si les controverses scientifiques n'ont pas posé de difficultés majeures car elles étaient largement tues ou filtrées par les organisations à l'interface science-politique (majoritairement composées de scientifiques en poste dans la fonction publique plutôt que dans des instituts de recherche), en revanche l'absence de synchronisation dans la temporalité du processus politique (le temps court des politiques qui s'aligne sur leur mandat politique) et de celui scientifique (souvent basé sur des recherches au long cours) fut plus compliquée à gérer. Tout comme jongler avec des jugements de valeur ou pour les

organisations à l'interface science-politique, le fait de devoir combiner les injonctions à la rigueur scientifique avec celles concernant des solutions pragmatiques de gestion du problème.

En ce sens, Renn et al. (2011) mettent également l'accent sur de nouveaux rapports entre science et politique. Ces auteurs revendiquent en effet une nouvelle conception de ces rapports qui soient moins fondés sur des certitudes scientifiques illusoires. Les risques, difficilement calculables, peuvent être décrits comme complexes, incertains et ambigus et doivent faire l'objet de choix sociétaux. Ils requièrent, du coup, une autre approche de l'action publique, une approche dite de « gouvernance du risque ». Au centre de cette gouvernance du risque, il y a l'idée de reconnaître la multiplicité des types de risques. Pour les risques « simples », les causes sont bien identifiées, les conséquences négatives potentielles sont évidentes, et les incertitudes faibles. Il y a donc peu d'ambiguïté sur la manière d'interpréter ce risque. Mais peu de risques sont dits simples. Beaucoup sont systémiques, c'est-à-dire qu'ils sont enchâssés dans un contexte social plus large. De plus, les liens de causalité étant loin d'être simples, ces risques systémiques requièrent une approche plus holistique du danger, de l'évaluation du risque et de sa gestion. Il convient donc de reconnaître dans un premier temps les risques comme des constructions mentales découlant de la manière dont des personnes perçoivent un phénomène incertain, influencés en cela par les contextes sociaux, politiques, économiques et culturels dans lesquels elles évoluent. Il en découle que l'estimation du risque doit nécessairement relever d'une approche pluridisciplinaire. En effet, il ne suffit pas de considérer uniquement les résultats d'une évaluation scientifique de ceux-ci. Il faut encore intégrer dans cette évaluation les informations concernant la perception de ces risques et de leurs conséquences pour les intéressés, ainsi que les enjeux qu'ils leur attachent tout comme les cadrages des enjeux publics qui occupent le devant de la scène publique. Il convient donc d'associer les sciences économiques et sociales aux sciences de la vie et aux savoirs plus techniques pour conduire une évaluation du risque et une évaluation des enjeux qui leur sont associés au sein de la population. Pour Tynkkynen (2013) également, force est de constater que l'approche écosystémique privilégiée pour les actions sur la mer Baltique avec HELCOM repose sur une connaissance approfondie du milieu écosystémique, de sa structure et de son fonctionnement. D'où la nécessité d'accorder une place de choix à la recherche scientifique dans les instances de gouvernance. Cette sollicitude envers la science ne saurait se confondre cependant avec l'illusion positiviste d'être en mesure de produire un prêt-à-penser scientifique directement mobilisable pour l'action publique (« knowledge for policy »). Il faut savoir reconnaître au contraire la part irréductible d'incertitude qui demeure sur ces sujets et se concentrer sur les moyens de gérer cette incertitude notamment en accordant une place aux savoirs fondés sur l'expérience (« experience-based knowledge ») et les savoirs plus traditionnels.

De Jong (2016) recommande également une démocratisation de l'interface sciences/politiques privilégiant la transparence des échanges et l'inclusion de toutes les parties intéressées dans le débat, notamment au niveau de la formulation des problèmes et dans l'évaluation par les pairs des résultats de la recherche. Ces parties intéressées doivent inclure à la fois les scientifiques provenant de différentes disciplines, y compris les sciences sociales, comme les profanes. Il serait illusoire en effet d'attendre des connaissances scientifiques seules une réponse adéquate aux questions que posent les problèmes environnementaux complexes, surtout quand des considérations de proportionnalité ou de récupération des coûts sont également en jeu. Pour Freitag (2014), il est essentiel de reconnaître la valeur de différents modes de connaissance afin de favoriser la confiance entre parties prenantes et l'adhésion aux solutions adoptées. A cet effet, il importe de mobiliser les méthodes participatives des sciences sociales (entretiens, ateliers, recherche collaborative etc) en particulier pour faire émerger une représentation partagée des problèmes en jeu. Adams et al. (2003) ont déjà démontré que souvent les discussions entre groupes d'intérêt achoppent au niveau des solutions à privilégier parce que les différentes parties prenantes conçoivent ces solutions en fonction de ce qu'elles perçoivent comme étant le problème et qui peut s'avérer différent de la définition du problème mis à l'agenda (cette vision est corroborée par les travaux de Bourblanc, 2014). D'où l'importance de commencer par interroger ces définitions et de parvenir à un premier consensus à ce niveau.

Pour Renn et al. (2011), la gestion des risques complexes doit faire l'objet d'une approche participative en particulier si ces risques sont contestés ou si une grande incertitude règne autour de ces risques. L'approche participative doit permettre d'explorer la tolérance vis-à-vis de certains risques ainsi que la mise en perspective de certains risques par rapport à d'autres. Linke et al. (2014) en appellent ainsi à une réforme du politique qui puisse prendre en compte ces incertitudes scientifiques et qui gère les désaccords politiques par une meilleure inclusion des savoirs et une plus grande participation des groupes d'intérêt. Sur ce point, Boonstra et Bock (2009) recommandent le même impératif délibératif. Assmuth (2011) critique un style de gestion rigide basé sur des certitudes illusoires qui doit laisser la place à un mode de gouvernance moins hiérarchique et sectorisé et au contraire plus ouvert et adaptatif. Etant donné les défis que représentent les problèmes environnementaux dans des écosystèmes marins de grande envergure, il est plus judicieux d'en appeler à un processus de décision publique moins définitif mais plus incrémental et progressif (de Jong, 2016). Enfin, pour Linke et al., il pourrait être intéressant de travailler sur la base non de prédictions –étant donné l'existence d'incertitudes- mais de scénarios possibles (lorsque des modèles sont disponibles, ce qui n'est pas systématique). Dans un scénario cette fois positiviste, d'autres auteurs comme Lempert et Collins (2007) suggèrent, pour gérer la prise de décision publique dans de tels contextes d'incertitudes, de nouvelles approches qui utilisent des modèles informatisés de simulation de différentes options et mesures de politiques publiques. Lowe et al. (2014) soulignent la nécessité d'intégrer les boucles de rétroaction dans la construction des scénarios d'évolution des apports afin d'accroître leur précision.

#### *9.2.3.3. Synthèse*

Les mécanismes responsables de l'eutrophisation sont aujourd'hui connus et décrits, tant sur un plan général que sur un plan plus localisé, en tout cas en ce qui concerne les principaux sites concernés dans les pays industrialisés.

L'accumulation des connaissances et le développement des outils prédictifs ne se sont cependant traduits ni par un affaiblissement de la demande institutionnelle vis-à-vis de la recherche en écologie, ni par une disparition des controverses nombreuses qui entourent la mise en place de programmes de lutte contre l'eutrophisation.

Le paradoxe n'est qu'apparent : il témoigne selon de nombreux auteurs de l'impuissance relative de la science positiviste traditionnelle à fournir une meilleure compréhension de la manière dont les problèmes environnementaux complexes se définissent ou pour penser les solutions à apporter à ce type de problèmes en jeu (Pahl-Wostl, 2006). Pour penser la manière dont la science, toujours plus sollicitée, peut informer la décision publique dans une telle conjoncture, des auteurs comme Funtowicz et Ravetz (1993) en appellent à une "science post-normale" ou une « precautionary science » (Funtowicz et al., 2000). D'un point de vue opérationnel, ces postures qui laissent davantage de place au pluralisme et à la gestion collective de l'incertitude n'interrogent pas que la pratique de la science, mais également celle de l'action publique. En effet, il ne suffit pas de repenser les modalités d'une science ayant vocation à éclairer la décision publique, il convient également de repenser les modalités d'une action publique sur un mode plus ouvert, plus démocratique et plus adaptatif. Il s'agit en fait d'aborder différemment la fabrique des politiques publiques en fonction des types de risques et des types d'incertitudes auxquels on est confronté et de repenser les missions de l'ingénierie publique, par ailleurs fragilisée sur la période récente.

### 9.2.4. L'eutrophisation comme objet d'action publique en Europe : approches et questions contemporaines

#### *9.2.4.1. Les différentes approches de politiques publiques mises en oeuvre et l'évaluation de leurs résultats : un bilan problématique*

Les politiques publiques visant à lutter contre l'eutrophisation sont pour certaines très anciennes, comme le montre l'exemple des pays scandinaves, où les politiques se sont penchées très tôt à la fois sur les lacs et sur les eaux côtières (Fölster et al., 2014). Dans les années 1960, les efforts de maîtrise de la problématique de l'eutrophisation ont mené à la construction d'usine de traitement des eaux usées avec des techniques d'abattement du phosphore, après qu'un lien robuste entre bloom algal et un excès de phosphore dans les eaux usées ait été établi scientifiquement. Les mesures de réduction en phosphore dans les stations de traitement produiront en général des effets presque immédiats sur la baisse des concentrations en phosphore total, à une exception près, ce qui suggère l'importance d'autres facteurs dans le contrôle du développement algal.

Il serait malaisé de proposer ici un bilan des programmes de lutte contre l'eutrophisation tant ils ont donné lieu à des évaluations disparates, voire contradictoires dans certains cas. Retenons néanmoins que les efforts de réduction des apports en nutriments ont en partie porté leurs fruits en ce qui concerne les apports en azote et phosphore en provenance de sources ponctuelles. Cela vaut pour les milieux côtiers également. En revanche les objectifs relatifs aux apports en azote de sources diffuses ont rarement été atteints (Herzog et al. 2008). Ce bilan s'avère particulièrement négatif pour les écosystèmes côtiers (Boesch, 2002).

Boesch (2002) évoque des objectifs de réduction des apports en nutriments relativement arbitraires, fruits de la combinaison entre jugement professionnel et art du politique. Des objectifs de réduction ont été décidés sans que l'on dispose d'une réelle compréhension du moment et de la manière dont cela va affecter les milieux côtiers. Or, plusieurs travaux (Fölster et al., 2014) ont déjà souligné l'importance de posséder des séries de données environnementales sur le temps long[18] pour une meilleure gestion environnementale et notamment pour pouvoir évaluer l'efficacité des mesures de politiques publiques mises en place, particulièrement en ce qui concerne l'eutrophisation du fait par exemple de fortes variations interannuelles. Les travaux d'Herzog et al. (2008) évoquent des recherches utilisant la modélisation afin de pouvoir différencier l'efficacité de plusieurs types d'interventions. Toutefois, ces auteurs rappellent que la relation de cause à effet entre mesure de politique publique mise en place et impact sur la pollution diffuse est parfois difficile à établir comme nous l'évoquions déjà supra avec les travaux de Boesch (2002). Pour élucider cette relation, des dispositifs de surveillance des paramètres azote, phosphore et érosion des sols ont été combinés avec des outils de modélisation afin de pouvoir isoler les effets de chaque mesure individuelle. Etant donné les nombreuses incertitudes introduites à différents niveaux, les résultats de cette modélisation doivent être considérés comme des estimations plus que comme des données précises (Herzog et al., 2008).

Quant aux dispositifs de surveillance, ils sont pour les pollutions d'origine diffuse en règle générale plus difficiles à mettre en place (Boesch, 2002). De Jong (2016) montre également que la mise en place d'instruments d'observation des effets des mesures en place sur le phénomène eutrophisation s'est également avérée beaucoup plus problématique, voire irréaliste (étant donné le pas de temps relativement court imposé aux écologues marins par les politiques et les gestionnaires), que ce qui avait été imaginé au départ.

Boesch (2002) pointe aussi de nouvelles attentes, plus exigeantes, vis-à-vis de la science. Cela pourrait éclairer en partie le relatif échec des programmes de lutte. Il ne s'agit plus seulement pour la science de diagnostiquer un niveau d'eutrophisation et ses causes. Elles doivent désormais pouvoir renseigner les autorités sur le niveau de sensibilité des différents écosystèmes à un enrichissement excessif par les

[18] Voir chapitre 4

nutriments, ou encore cibler stratégiquement des objectifs de réduction au sein des bassins, définir un état du milieu désirable lorsque l'on met en place des actions de réhabilitation, ou encore prédire les réponses du milieu selon une approche de gestion adaptative.

Une autre explication à ce relatif échec de l'action publique peut être proposée en s'intéressant aux approches privilégiées. Des années 1980 à 2000, la majorité des pays ont opté pour des approches d'engagement volontaire concernant les pollutions diffuses. De ce point de vue, les analyses diffèrent selon les auteurs sur l'efficacité des approches volontaires *versus* approches réglementaires. Skjaerseth (2010) par exemple conclut sur le fait que les mesures volontaires mises en œuvre au niveau du secteur agricole norvégien entre 1987 et 1995 dans le cadre de la Conférence internationale sur la mer du Nord auraient produit des résultats significatifs et se seraient avérés plus efficaces que les mesures coercitives expérimentées entre 1995 et 2000 (notamment au-travers de la convention OSPAR de 1992 et la directive européenne Nitrates de 1991) puis entre 2000 et 2007. En guise d'explication à cette différence dans l'efficacité des approches, l'auteur suggère que les mesures contraignantes représentent des mesures méticuleusement négociées et reflètent les efforts que les gouvernements, particulièrement vigilants, sont prêts à consentir. A l'inverse, les accords volontaires, en l'occurrence celui relatif à la seconde North Sea Conference à Londres en 1987 se sont déroulés dans des conditions plus opaques, sous un « voile d'incertitude » concernant les conséquences économiques et pratiques des décisions prises, surtout parce que les groupes agricoles n'ont pas été inclus dans le processus de négociation et n'ont pas été suffisamment consultés. Plus que le caractère coercitif ou volontaire de l'approche cependant, ce qui constitue, selon nous, la véritable différence entre les deux approches ne tient pas dans leur caractère coercitif ou volontaire, c'est surtout le fait que les groupes d'intérêts professionnels agricoles n'avaient pas à l'époque (1987-1995) encore pu se mobiliser pour dénoncer et s'opposer à des mesures de réduction des apports en nutriments (azote et phosphore) qui allaient s'avérer coûteuses pour leur secteur d'activité. Skjaerseth qualifie ces coûts comme concentrés sur les agriculteurs alors que les bénéfices sont diffus et profitent à l'ensemble de la population plutôt qu'à celle agricole. Or on sait que l'action publique est particulièrement difficile dans ce type de configuration (Hassenteufel, 2008).

Les conclusions des travaux de Morris (2008) dans le Golfe du Mexique sur l'approche dite de l'« environnementalisme civique » sont plus mesurées. Cette approche se caractérise par l'accent mis entre autres sur la gouvernance polycentrique, une participation locale, des programmes incitatifs (outils de marché, partenariats public-privé) et volontaires. Cette approche s'est avérée relativement fructueuse pour gérer des problèmes à petite échelle très localisée. En revanche, le bilan est beaucoup plus mitigé dans le cas de problèmes environnementaux complexes à grande échelle comme celui de la zone morte du Golfe du Mexique. En dehors de ces questions d'échelle, May (2005) engage une discussion plus générale sur ces deux approches, et conclut sur le fait que l'approche réglementaire traditionnelle s'avère plus efficace que celle uniquement centrée sur la dimension volontaire.

Autre explication possible des difficultés à atteindre les objectifs fixés au sein de l'action publique: la question de la mobilisation des groupes d'intérêts. Sur cette dimension, il n'existe pas non plus de vision partagée des auteurs, même quand leur analyse couvre la même aire géographique. Selon Linke et al. (2014), il n'y a eu, pour le moment dans les pays d'Europe du Nord, que très peu d'interférence de la part des différents groupes d'intérêts, probablement, selon les auteurs, parce que peu d'entre eux ont été impliqués jusqu'à présent sur le sujet et parce que la coopération régionale avec HELCOM ne s'est pas encore déclinée en plans d'action nationaux susceptibles de remettre en cause certains intérêts constitués. Peu de divergences majeures ou de conflits d'intérêts entre organisations agricoles, scientifiques ou gestionnaires se seraient pour l'heure manifestés. Mais si personne ne s'est encore réellement emparé des questions d'incertitude scientifiques, la gestion de ce défi pourrait pourtant resurgir sur le devant de la scène, une fois le *Baltic Sea Action Plan* (BSAP) mis en œuvre, ou quand des discussions s'engageront avec le secteur agricole notamment autour d'un plan de réduction des apports en nutriments beaucoup plus économe. Linke et al. évoquent une conception idéalisée des rapports entre science et politique dans le cas de l'eutrophisation, dans laquelle les différents acteurs s'imaginent

que plus de science et de connaissances apporteront toujours les réponses nécessaires au problème. Ces relations apaisées au sein de la communauté scientifique et entre scientifiques et gestionnaires ou politiques s'expliquent par l'absence de politisation des enjeux. Les auteurs ajoutent ainsi que quand l'action publique concrète commencera à exacerber les intérêts, ceux-ci tenteront alors d'exploiter habilement les incertitudes inévitables qui ne manqueront pas de se manifester sur le sujet de l'eutrophisation comme ailleurs, en dépit de l'accord général qui prévaut aujourd'hui entre scientifiques, gestionnaires de HELCOM, autorités nationales et autorités européennes.

A l'inverse, Pihlajamäki et Tynkkynen (2011) évoquent un échec de l'action publique en Finlande (objectifs de réduction des apports en nutriments non atteints ; absence d'instruments de mise en œuvre des objectifs de réduction), qui s'expliquerait justement par la mobilisation des groupes d'intérêts agricoles en particulier. Pour Löwgren et al. (1989), évoquant le cas de la Suède, les mesures concernant l'azote n'étaient pas perçues comme souhaitables dans les années 1980 parce que cela impliquait un changement de pratiques agricoles. Boesch (2002) confirme dans le cas de Chesapeake Bay (Etats-Unis), que pour mesurer les progrès accomplis, en 1980, le facteur azote n'était pratiquement pas mentionné dans les débats sur l'eutrophisation, tant il paraissait illusoire sur un plan politique de tenter d'assigner des objectifs de réduction des apports en azote dans le cœur agricole de l'Amérique si éloigné du golfe où le phénomène d'eutrophisation se manifestait. Pour Laakkonen et Laurila (2007), la pression pour des actions ciblant l'azote provenait clairement en Finlande d'organisations internationales ou d'autres pays. Des pays comme le Danemark et la Suède avaient adopté des mesures de réduction de l'azote en 1987 et 1990. La Commission d'Helsinki (HELCOM) avait également recommandé un objectif de réduction de l'azote pour 1998, tout comme la Commission européenne exigeant une réduction de 70 à 80% de l'azote.

Pour Boesch (2002), qui analyse les phénomènes d'eutrophisation dans les écosystèmes côtiers de par le monde, une seconde génération de mesures de gestion tend à être basée sur des objectifs de résultats dans le milieu côtier et sur des objectifs de réduction des apports qui leur correspondent (approche américaine du *Total Daily Maximum Load* ou approche DCE en Europe):

#### *9.2.4.2. Le nouveau contexte introduit par la Directive-Cadre sur l'Eau dans l'Union Européenne: entre densification cognitive et approche procédurale des politiques publiques*

La Directive Cadre sur l'Eau a déjà fait l'objet, dans les parties précédentes, d'une analyse détaillée sur les plans définitionnel et juridique. Les articles analysés ici s'attachent à en analyser les enjeux et les implications politiques et sociétaux, à la fois sur le plan général de la gouvernance de la qualité de l'eau et sur le thème plus particulier de l'eutrophisation. Le texte a en effet fait l'objet de recherches approfondies, qui mettent toutes en exergue l'importance des changements qu'il introduit du point de vue des dynamiques d'acteurs et des catégories institutionnelles qui appuient leur mise en mouvement.

La directive cadre sur l'eau rompt d'abord avec la dualité fondamentale qui structurait le droit de l'eau en Europe jusqu'en 2000 (Barraqué, 2001 ; Bouleau, 2008) : à une période marquée par une approche technique de la norme, liée aux manques de connaissances disponibles sur le milieu et s'appuyant sur la promotion des techniques les plus performantes à un prix acceptable, a succédé une période de gouvernance par les objectifs, indépendamment des techniques permettant de les atteindre. La distinction entre normes d'émission (visant le contrôle des rejets) et normes d'immiscions (visant la qualité de milieu récepteur) a constitué l'architecture des régulations environnementales communautaires depuis les années 1980. L' « approche combinée » qui en résultait reposait sur un grand nombre de textes qui ont fait du droit communautaire de l'eau à la fois l'un des plus complexes et des plus ambitieux au monde en termes d'objectifs de qualité. Au sein du triptyque normatif visant la prise en charge des pollutions nutrimentielles qui a émergé à la fin des années 1980 (dont la directive nitrates et la DERU sont issues), la DCE est le volet dont l'élaboration a été la plus longue et la plus complexe.

Les chercheurs en sciences sociales se sont jusqu'à présent particulièrement penchés sur les objectifs d'information du public et de transparence de l'action publique, très fortement mis en avant par le texte. Comme le souligne Bouleau (2008), l'affichage de cet objectif est le résultat du processus même d'élaboration de la directive, la première à avoir été adoptée selon la procédure de co-décision du Parlement et du Conseil : la conjonction de la mobilisation d'entrepreneurs politiques particulièrement actifs à la DG Environnement de la Commission et au Parlement, ainsi que le poids plus important des groupes de pression environnementalistes vis-à-vis des parlementaires européens, ont marqué de leur empreinte le texte et permis de contrer en partie la réticence des grands Etats à adopter un texte dont l'ambition les expose à une multiplication des contentieux avec les consommateurs d'eau et à des exigences renforcées du point de vue des moyens.

Le texte va même plus loin que le simple principe d'information sur l'état des milieux aquatiques et encourage la participation du public et l'implication active de toutes les parties intéressées à la mise en œuvre de la directive. La mise en valeur des approches participatives est liée à la conscience croissante de la complexité des écosystèmes aquatiques mais aussi de leurs usages, du fait de la concurrence accrue entre activités, des frustrations résultant de l'approche technocratique dominante des questions d'eau et du scepticisme sur la capacité des institutions de mettre en place des solutions viables à long terme pour restaurer la qualité de l'eau (Sabatier et al., 2005 ; Steyaert et Ollivier, 2007). Le développement de ces lectures et le soutien dont les recherches qui s'en réclament ont bénéficié de la part de l'Union a beaucoup à voir avec la centralité de la problématique des pollutions diffuses d'origine agricole dans l'espace communautaire (Ison et al., 2007). Or, dans le domaine de la lutte contre l'eutrophisation, prévaut depuis la fin des années 1980 un mode de gouvernance où dominent des communautés de politiques publiques expertes partageant les mêmes conceptions de l'environnement et des connaissances pertinentes à mobiliser (Deroubaix, 1997). L'enjeu est alors, dans une perspective d'apprentissage social, de passer à une gouvernance élargie, mettant en présence des communautés plus diversifiées, dont la lecture des pollutions nutrimentielles et l'expérience de la co-construction territorialisée des politiques publiques peuvent différer profondément (Löwgren, 2005). La conception de cadres de dialogue et d'action permettant de répondre aux conditions cognitives et relationnelles de la co-construction s'avère, dans ce contexte, cruciale pour renforcer la participation effective des porteurs d'enjeux (Olsson et al., 2011). La mise en œuvre de la DCE a donc pour effet de renforcer à la fois la légitimité et la nécessité des approches de gestion intégrée, à l'examen desquelles la quatrième partie de cette contribution sera consacrée.

Mais, comme le soulignent Steyaert et Ollivier (2007), la DCE est construite sur une tension majeure : d'une part, elle reconnaît, dans une approche procédurale des politiques publiques, le fait que doit reposer sur les acteurs locaux la détermination des politiques les mieux adaptées pour atteindre le bon état écologique des cours d'eau. Mais, d'autre part, elle incorpore une très grande densité de connaissances et de concepts issus de courants de l'écologie scientifique qui se focalisent sur l'état des écosystèmes et leur stabilité, et considèrent avant tout les activités humaines comme des éléments de perturbation (Steyaert et Ollivier, 2007 ; Bouleau et Pont, 2014). Coexistent donc, dans le même dispositif, une approche procédurale et une approche substantive des politiques publiques, qui peut peser sur les démarches d'implication du public et la reconnaissance d'une pluralité de définitions du problème à traiter.

Sur un plan général, le renforcement de l'obligation d'information du public comme la définition retenue du « bon état écologique », qui met l'accent sur les indicateurs biologiques, oblige les Etats-Membres à renforcer le suivi des masses d'eau et à concevoir, de façon coordonnée, des batteries d'indicateurs interopérables à différentes échelles. Ainsi, la mise en œuvre de la DCE peut être décrite comme une phase de réorganisation accompagnant un ensemble de changements : ces changements sont à la fois environnementaux (accentuation des phénomènes d'eutrophisation, montée en puissance des changements globaux) et politiques (les arrangements institutionnels évoluent) (Hammer et al., 2011). Dans plusieurs grandes régions, l'eutrophisation apparaît dans ce contexte comme une problématique dominante : la définition des indicateurs adaptés constitue un enjeu de premier plan

pour évaluer l'atteinte des objectifs de bon état. Dans le cas des algues vertes en Bretagne, dynamiques institutionnelles et dynamiques sociales convergent ainsi : les volumes de macroalgues sont progressivement instituées comme indicateur de la qualité des masses d'eau côtières dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE, et dans le même temps les algues vertes deviennent une pollution et un danger en elles-mêmes aux yeux des publics non experts. Ces dynamiques convergentes mettent l'accent sur les symptômes les plus visibles de l'eutrophisation, au risque d'une surinterprétation des variations interannuelles (Levain, 2013).

L'accentuation de la visibilité de l'eutrophisation sur certains territoires est également le résultat du champ d'application de la directive : en incluant les masses d'eau côtières et en mettant l'accent sur la qualité des eaux de surface, la DCE place indirectement les pollutions diffuses d'origine agricole et leurs conséquences les plus visibles (cf. échouages d'algues vertes sur les plages) au cœur du débat public local, même si d'autres dimensions du bon état, comme la continuité physique, peuvent apparaître a priori comme les plus coûteuses à mettre en oeuvre.

#### *9.2.4.3. Impasses et pistes : eutrophisation et pollutions diffuses*

##### *9.2.4.3.1.Eutrophisation et gouvernance des pollutions diffuses d'origine agricole*

La période contemporaine se caractérise d'abord par une montée en puissance des pollutions agricoles comme enjeu central des politiques de reconquête de la qualité de l'eau, du fait de l'accroissement, au cours de la 2nde moitié du XXème siècle dans les pays industrialisés, de leur poids relatif par rapport aux pollutions industrielles et domestiques. La trajectoire de l'eutrophisation en tant que problème public ne se confond pas avec celle des pollutions agricoles, au contraire : jusqu'à la fin des années 1980, les cadrages dont elle fait l'objet dans les zones les plus précocement et visiblement touchées sont très liés aux pollutions ponctuelles et à la problématique du phosphore. Les années 1990 sont une période de changement de cadrage, au cours de laquelle se rencontrent des mondes sociaux, des référentiels de politiques publiques et des formes de connaissance auparavant disjoints : ceux de la qualité de l'eau et de l'agriculture. Pour le cas de la France, les années 2000 surtout marquent la jonction entre problématique des pollutions diffuses agricoles et eutrophisation des côtes bretonnes (Bourblanc, 2016).

Les politiques de prise en charge des pollutions diffuses d'origine agricole, en particulier des pollutions nutrimentielles datent de cette époque. Elles sont construites aux échelons européen, national et local, en prenant appui sur un droit de l'eau spécifique et des formes de régulation qui suivant les pays et les traditions de coopération, s'appuient sur des instruments d'action hétérogènes. Au niveau local, mis à part dans les contextes où un processus de négociation équilibré a pu se mettre en place localement, c'est-à-dire quand la valeur économique de l'eau est liée à sa qualité et que l'eau constitue une ressource stratégique majeure pour des acteurs locaux de poids important, les effets de ces politiques ont été limités sur un plan strictement quantitatif. B. Barraqué et C. Viavattene (2009) relèvent que ce type de situation se rencontre jusqu'à présent assez rarement en France : mis à part les impluviums alimentant des sources d'eau minérale, et les bassins d'alimentation de villes importantes comme Rennes ou Paris, les cas d'accords coopératifs entre les gestionnaires de l'eau potable et les agriculteurs dans une perspective préventive se sont généralement soldés par une forte révision à la baisse des objectifs de réduction des flux et des concentrations en sels nutritifs au fil du temps et par des résultats décevants.

Suivant les auteurs, la difficulté à obtenir des résultats sur ce front est attribuée au poids de facteurs structurels au sein de l'agriculture, en particulier au poids déterminant dans le changement de pratiques agricoles des organisations professionnelles économiques dont le rôle est pourtant largement négligé (Bourblanc, 2008), au manque d'intégration entre politiques publiques agricoles et environnementales, à la persistance d'arrangements institutionnels donnant un poids considérable aux représentants agricoles défendant le *statu quo* (Bourblanc, 2007 ; Bourblanc et Brives, 2009 ; Peyraud et al., 2014) ou encore aux faiblesses des dispositifs d'inspection et de contrôle (Bourblanc, 2011). Enfin, le décalage

entre la logique fonctionnelle du bassin versant où les améliorations en termes de qualité de l'eau doivent être obtenues et les territoires où s'originent les pollutions et où elles sont réglementées est en pratique difficile à gérer et coordonner (Ghiotti, 2006; Jordan et al., 2012)

#### *9.2.4.3.2.L'eutrophisation, problème environnemental global ?*

On peut considérer que cette période de transition n'est pas achevée partout, ce qui explique en partie le fait que malgré l'effort de recherche très conséquent mené sur les problèmes d'eutrophisation depuis presqu'un siècle un niveau mondial, ceux-ci restent relativement peu visibles en tant que tels dans les arènes internationales et l'agenda politique. Ceux-ci contribuent en effet à faire émerger des systèmes explicatifs généraux permettant d'identifier, catégoriser, décrire et définir des priorités d'action. Plusieurs programmes de recherche internationaux de grande ampleur se sont penchés sur les problèmes d'eutrophisation, le plus souvent en lien direct avec une problématique de gestion spécifique nécessitant une approche coordonnée. Cela a notamment été le cas en Mer Baltique et dans plusieurs grands estuaires et grands lacs en Amérique du Nord. Mais malgré l'intensité des recherches qui lui sont dédiées, l'eutrophisation littorale peine à accéder, en raison de la diversité de ses formes, de sa banalisation et de sa complexité tout à la fois, à une visibilité mondiale. A titre d'exemple, la première étude globale relative à ces phénomènes, identifiant l'existence de plus de 170 zones côtières « mortes » et conçue par les chercheurs qui en étaient à l'origine comme une alerte majeure (Diaz et Rosenberg, 2008), n'a reçu qu'un écho très limité dans la presse. Les cadrages scientifiques et politiques soutenant l'émergence de l'eutrophisation comme problème écologique mondial sont encore instables. Ils s'inscrivent dans un travail important de formalisation et d'articulation des différents problèmes écologiques globaux, notamment avec les diagnostics de dégradation des écosystèmes océaniques d'une part, de perturbation majeure des cycles de l'azote et du phosphore d'autre part.

De ce point de vue, l'arrière-plan cognitif des politiques publiques peut changer sensiblement dans les années à venir. D'une part avec un changement d'échelle et la structuration d'un agenda international visant la prise en compte de la perturbation du cycle de l'azote et du cycle du phosphore. Les problèmes d'eutrophisation sont en effet jusqu'à présent appréhendés principalement comme des problèmes environnementaux locaux et les milieux aquatiques comme des compartiments à part dans les flux. Les dynamiques sédimentaires et atmosphériques sont relativement moins prises en compte dans les modèles prédictifs. L'entrée par les milieux s'oppose ainsi à une entrée par les composants et les cycles, qui s'accompagne d'une réflexion à grande échelle sur les impacts environnementaux des activités humaines comme l'élevage (voir par exemple, pour le cas de l'azote : Martinez et Béline, 2002).

L'arrière-plan technologique, économique et culturel de ces perturbations anthropiques à grande échelle a fait l'objet de nombreux travaux, mais ceux-ci sont peu mobilisés pour la problématisation de l'eutrophisation et de ses conséquences. A titre d'exemple, on peut citer la publication récente de travaux sur l'histoire sociale de l'azote (Gorman, 2013 ; Gorman, 2015). H.S. Gorman montre ainsi que la substitution de limites techniques aux limites biologiques dans la régulation du cycle de l'azote oblige à penser de nouveaux systèmes de connaissance à même de fixer des limites coordonnées à la synthèse chimique d'azote réactif pour la fertilisation. Pour Gorman, l'eutrophisation dans ses formes les plus critiques est le principal, voire le seul levier permettant la mise en évidence de l'ampleur de ces perturbations. Il est ainsi possible, ce qui n'a été que marginalement le cas jusqu'à présent, que des mobilisations moins locales que par le passé voient le jour. Il reste une différence fondamentale à prendre en compte entre le cycle du carbone et celui de l'azote : dans le cas de l'azote, la production industrielle d'azote assimilable par les plantes est une activité qui, jusqu'à présent largement absente des régulations mises en œuvre, peut en constituer une cible. Les publications émanant d'organismes de recherche proches de l'industrie des fertilisants se concentrent jusqu'à présent plutôt sur l'amélioration de son efficience, suivant ainsi une logique classique de problématisation des usages plutôt que de la production (voir par exemple : Fixen et West, 2002 ; Whitney, 2010). Or, la production d'engrais est le principal facteur d'accélération du cycle de l'azote en Europe, devant la combustion d'énergies fossiles et l'importation de produits riches en azote, en particulier destinés à l'alimentation animale (Egmond et al., 2002). Dans ce contexte, la politique agricole apparaît comme le levier d'action

le plus susceptible d'avoir un effet sur la balance azotée de l'Union européenne, loin devant les politiques de l'eau.

Le cas de l'azote invite ainsi à examiner de façon détaillée les systèmes socio-techniques, les régimes d'innovation et les régulations dans une perspective d'histoire et d'économie environnementales. La problématique est en effet bien différente pour le phosphore, les ressources en phosphore tendant à s'épuiser. A ce sujet, les travaux récents menés notamment sous l'égide du programme *Phosphorus Futures* ont considérablement amélioré les connaissances disponibles (voir notamment : Cordell et al., 2009 ; Sharpley et al., 2013; Cordell & White, 2011, 2013). Cordell et al. (2009) rappellent que l'agriculture moderne dépend de la disponibilité en phosphore, dérivé de roches phosphatées, une ressource non renouvelable dont les réserves devraient être épuisées d'ici une cinquantaine d'années (Figures 9.14 et 9.15). Alors que la demande en phosphore continue d'augmenter à un rythme soutenu, le pic de la production de phosphore devrait être atteint probablement autour de 2030. Il n'existe pas de consensus sur la date, mais les analystes s'accordent sur la baisse progressive de la qualité des roches et sur l'augmentation concomitante des coûts de production. Malgré ce constat largement partagé, la question de la ressource en phosphore peine à accéder à l'agenda politique. Selon D. Cordell, en effet, il n'existe pas de consensus entre les porteurs d'enjeux sur la nature du problème : le phosphore mène une « double vie », de polluant et de fertilisant, sans que les deux problématiques soient mises en relation. Il n'existe pas de forum international de discussion adapté et encore moins de système de régulation organisé aux échelles adaptées (Cordell, 2008). Les ressources en phosphore étant concentrées dans un petit nombre de pays, les pays les plus pauvres sont susceptibles de subir très rapidement les effets d'une raréfaction de la ressource (Obersteimer et al., 2013).

Qu'ils se placent dans la perspective d'une réduction des pollutions au phosphore ou dans celle d'une agriculture plus soutenable, les auteurs relèvent l'urgence d'une réévaluation des politiques agricoles qui mette davantage l'accent sur la gestion stratégique du phosphore. Jarvie et al. (2013) relèvent que l'optimisation du « phosphore hérité » qui joue un rôle majeur dans l'échec de nombreuses politiques de lutte contre l'eutrophisation, du fait de l'abondance des stocks de phosphore dans les sédiments, doit devenir une priorité absolue, notamment en soutenant l'effort de recherche sur le recyclage (voir également : Elser & Bennett, 2011 ; Childers et al., 2011 ; Obersteiner et al., 2013).

- Plants require phosphorus to grow. Phosphorus is an element on the periodic table that cannot be substituted and is therefore vital for producing the food we eat (Steen, 1998).
- 90% of global demand for phosphorus is for food production, currently around 148 million tonnes of phosphate rock per year (Smil, 2000a,b; Gunther, 2005).
- The demand for phosphorus is predicted to increase by 50–100% by 2050 with increased global demand for food and changing diets (EFMA, 2000; Steen, 1998).
- Phosphorus is a non-renewable resource, like oil. Studies claim at current rates of extraction, global commercial phosphate reserves will be depleted in 50–100 years (Runge-Metzger, 1995; EcoSanRes, 2003; Steen, 1998). The remaining potential reserves are of lower quality or more costly to extract.
- Phosphate rock reserves are in the control of only a handful of countries (mainly Morocco, China and the US), and thus subject to international political influence. Morocco has a near monopoly on Western Sahara's reserves, China is drastically reducing exports to secure domestic supply, US has less than 30 years left of supplies, while Western Europe and India are totally dependent on imports (Jasinski, 2006; Rosmarin, 2004).

*Figure 9.14 – Le pic du phosphore : points de repère sur une « crise émergente ». Source : Cordell et al., 2009.*

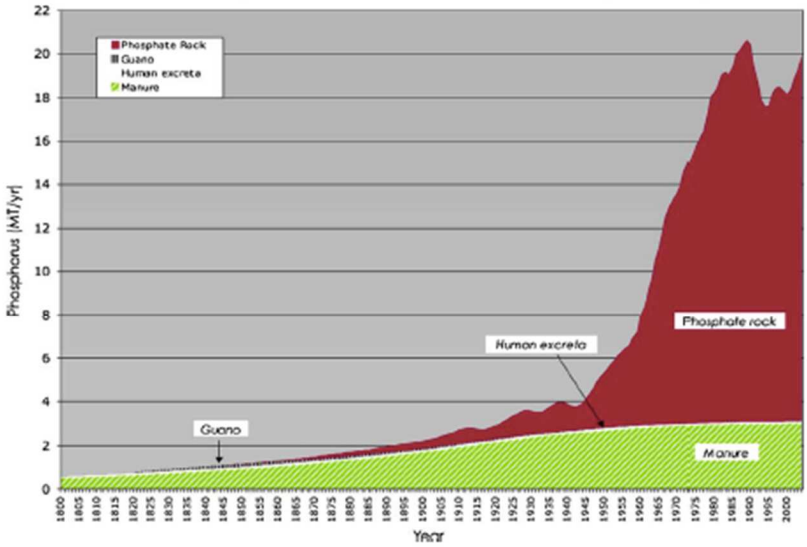


**Fig. 1.** Historical sources of phosphorus for use as fertilizers, including manure, human excreta, guano and phosphate rock (1800–2000) (Reliability of data sources vary, hence data points for human excreta, guano and manure should be interpreted as indicative rather than precise.). Calculations based on data in Brink (1977), Buckingham and Jasinski (2004), IFA (2006) and Smil (2000b).

*Figure 9.15 – Sources historiques du phosphore utilisé à des fins de fertilisation. Source : Cordell et al., 2009*

#### *9.2.4.4. Synthèse*

Il n'existe pas de consensus chez les auteurs du corpus en ce qui concerne l'efficacité des politiques de lutte contre l'eutrophisation : son évaluation est très dépendante du point de vue que chaque auteur développe, à la fois sur les causes, sur la gravité des dommages et sur l'attitude des différentes parties prenantes. La question du rôle des groupes d'intérêt, en particulier des organisations économiques agricoles, est discutée, malgré le fait qu'elles aient été relativement peu impliquées au sein de l'action publique et que cet aspect pourtant essentiel s'agissant des pollutions diffuses ait au final été peu étudié jusqu'à présent.

Les auteurs s'accordent en revanche sur le fait que la Directive Cadre sur l'Eau semble cependant marquer une rupture : tant dans ses principes (la transparence et l'information du public, l'approche intégrative), dans son appareillage conceptuel (la notion de bon état écologique) que dans sa déclinaison opérationnelle, le texte semble appuyer des politiques à la fois plus ambitieuses et adaptées aux spécificités des territoires touchés par l'eutrophisation. Toutefois, nombreux sont les auteurs qui soulignent que le premier contributeur à la lutte contre l'eutrophisation reste la politique agricole commune, plutôt que le droit communautaire de l'eau.

Sur la période la plus récente, on observe au niveau international des approches plus intégrées qui donnent à l'eutrophisation le statut de problème environnemental global lié à la perturbation à grande échelle des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore. Si cet élargissement des problématiques reste encore peu visible en dehors des cercles experts, ils semblent augurer d'une évolution des cadrages gouvernant la prise en charge des pollutions nutrimentielles et mettent l'accent sur l'importance de stratégies de long terme de gestion de la fertilisation. L'articulation entre ces cadrages globaux et les cadrages locaux qui dominent les politiques de lutte contre l'eutrophisation n'a pas encore été opérée.

### 9.2.5. Conclusion

Les travaux consacrés par les sciences humaines et sociales à l'eutrophisation font apparaître la multiplicité des trajectoires suivies et leur forte dépendance aux contextes locaux. Ils apportent des éléments précieux de contextualisation des politiques mises en œuvre depuis le début du XXème siècle.

L'eutrophisation apparaît comme un phénomène multiforme, caractérisé à la fois par la chronicité, l'existence d'épisodes de crises et de points de basculement, qui oblige à repenser les formes traditionnelles de lutte contre les problèmes environnementaux. En particulier, la façon dont les connaissances scientifiques sont mobilisées dans les politiques de lutte contre l'eutrophisation a fait l'objet de lectures circonstanciées et souvent critiques. Face à des phénomènes complexes dont il est très difficile de venir à bout, les articles font pour la plupart état de l'écart persistant entre les objectifs affichés, les moyens engagés et la faiblesse des résultats sur le plan des pollutions nutrimentielles et de la restauration des milieux. Ils mettent en évidence des effets de cadrage, largement gouvernés par la prédominance des approches technicistes et la difficulté à infléchir des modèles de développement qui tendent vers une augmentation des facteurs de stress des hydrosystèmes.

Par ailleurs, des travaux récents tentent de problématiser de façon générique l'eutrophisation, en mettant en avant certaines de ses propriétés sur le plan de la gouvernance. Thornton et al. (2013) montrent ainsi que l'eutrophisation réunit tous les attributs d'un *wicked problem*, c'est-à-dire des problèmes qui ne peuvent être résolus par une démarche linéaire de planification (problème/action/résolution) et pour lesquels la définition-même du problème à traiter est perpétuellement débattue.

Dans un contexte où les pollutions diffuses d'origine agricole sont devenues, dans les pays industrialisés, la principale cible des politiques publiques, s'assurer de la participation effective de l'ensemble des acteurs de la filière aux politiques doit permettre de mieux répartir l'effort contributif, tout en appuyant des évolutions structurelles dans le monde agricole et agro-alimentaire.

## 9.3. Représentations et perceptions associées aux enjeux, modes de gestion et usages de l'eau

**Alix Levain**

**Agathe Euzen**

Le second axe retenu par le groupe concerne les publications ayant trait aux représentations et perceptions associées à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Les disciplines des sciences humaines et sociales varient dans l'acception qu'elles donnent à ces termes et dans les méthodes avec lesquelles elles les étudient. Néanmoins, elles reconnaissent toutes le caractère socialement construit de ces perceptions et représentations, ainsi que leur encastrement dans des pratiques et des contextes socioculturels variés. Celles-ci sont en effet fonction de l'expérience sociale des individus et des groupes sociaux, ainsi que de leur rapport avec leur environnement physique. Dans la construction de ce rapport, relations matérielles (usages, activités de production et de consommation) et idéelles (normes et valeurs qui interagissent avec les usages) sont indissociables (Godelier, 1984). Représentations sociales et perceptions sont ainsi très liées à la compréhension et à l'interprétation des enjeux associés à l'eau, et notamment aux dynamiques sociales et politiques qui entourent la révélation et la description de phénomènes d'eutrophisation, leur dénonciation, la catégorisation des pollutions et la caractérisation de leur gravité. Ces deux notions sont cependant, sur un plan épistémologique, mobilisées dans le cadre de paradigmes distincts et relèvent d'approches théoriques différentes.

### 9.3.1. Notions essentielles mobilisées dans l'analyse

Si les publications mobilisées dans cette partie développent des cadres conceptuels variés, quatre notions ressortent particulièrement : celles de « perception », de « représentation sociale », de « visibilité sociale » et de « valeur sociale ». Il paraît utile de les expliciter et de les définir avant l'analyse, afin d'en comprendre le cadre et les limites et d'éviter toute ambiguïté à la lecture.

De façon générale, la **perception** peut être définie comme une forme particulière de conscience de l'environnement qui passe par l'usage des sens, sachant que les perceptions sensorielles sont culturellement et socialement construites. La psychologie environnementale utilise à ce sujet la notion de *perceptual set* (Isaacson & Blum, 1967) ou de filtre (Moser et al., 2004), pour décrire le processus de sélection par les individus des stimuli sensoriels en fonction des possibilités d'interprétation qu'ils leur offrent.

L'idée de l'existence de cadres perceptifs communs au sein d'une société et de l'indissociabilité entre perception et interprétation est encore plus développée en sociologie : dominent dans cette discipline les approches de la perception insistant sur leur caractère surdéterminé, la notion de *sens commun* traduisant l'idée que les conventions sociales appuyant les perceptions sont stables et partagées (voir par exemple : Bourdieu et Delsaut, 1981). Comme le relèvent l'économiste C. Bessy et le sociologue F. Châteauraynaud, ces approches ont deux inconvénients : d'abord, elles évacuent de fait la singularité du rapport entre le corps qui perçoit et l'objet perçu. Ensuite, elles ne s'attachent pas suffisamment à rendre compte des épreuves qui peuvent reconfigurer ce rapport : l'émergence d'un doute, la confrontation à une manipulation, l'expérience d'un désajustement (Bessy et Châteauraynaud, 1995). Cette critique a une portée particulière dans le domaine de la perception des changements environnementaux, en particulier lorsqu'ils sont rapides et lorsque des formes de problématisation contrastées émergent dans une société donnée.

Le terme de **représentation** est ainsi mobilisé en général pour prendre en compte les limites d'une approche en termes de perceptions. Le concept de représentation sera ici entendu comme **représentation sociale, qui prend sa source dans celui de représentation collective élaboré par E. Durkheim dans la perspective de rendre compte de l'existence de schèmes communs de** perception et de connaissance, distincts des représentations individuelles, dans une société donnée (Durkheim, 1898). Le concept de représentation sociale est utilisé à la fois en psychologie sociale (Moscovici, 1989), en anthropologie sociale (Jodelet, 2003) et en sociologie. Il est plus occasionnellement mobilisé en géographie humaine. Cette notion désigne « une forme de connaissance spécifique, le savoir de sens commun, dont les contenus manifestent l'opération de processus génératifs et fonctionnels socialement marqués. Plus largement, elle désigne une forme de pensée sociale. Les représentations sociales sont des modalités de pensée pratique orientées vers la communication, la compréhension et la maîtrise de l'environnement social, matériel et idéel » (Jodelet, 2003).

Au-delà de ces deux notions, qui constituent le fil rouge de cette partie, l'analyse du corpus nous conduit à introduire deux autres notions : celle de **visibilité sociale,** développée à l'occasion de recherches sur les pollutions aquatiques, et celle de **valeur sociale** de l'eau, utilisée par plusieurs auteurs du corpus et dont la construction s'appuie grandement sur les perceptions et les représentations individuelles et collectives, sans les distinguer complètement.

La **visibilité sociale** d'un problème environnemental peut être définie comme la possibilité, dans une société donnée, pour un observateur de détecter un problème particulier par l'observation directe d'un phénomène. K.A. Gould propose ainsi de distinguer la visibilité sociale primaire de la visibilité sociale secondaire :

> *« Les impacts environnementaux qui peuvent être vus, sentis ou ressentis par les individus et reconnus comme un problème environnemental ou de santé (comme la suffocation liée à des émanations de fumées provenant d'une usine) sont socialement plus visibles que ceux qui sont moins directement détectables ou faciles à relier à un problème environnemental (comme le fait de*

*souffrir de dommages neurologiques suite à la consommation sur la longue durée de poissons contaminés au mercure). Ce type de visibilité sociale peut être considéré comme la* ***visibilité sociale primaire****. L'accès accru à certaines informations rend un problème environnemental plus visible, dans un sens* ***secondaire****, en permettant aux populations de reconnaître soit l'existence, soit les impacts de menaces environnementales particulières. C'est pourquoi le fait d'être informé (par une agence gouvernementale, un mouvement social, la presse ou d'autres sources) […], en développant la conscience de ceux qui sont affectés, […] aide à la définition sociale de la contamination en tant que problème environnemental. » (Gould, 1993: 2-3).*

La notion sociologique de visibilité sociale, développée par K.G. Gould à l'occasion de son étude comparée des mobilisations contre les pollutions affectant les Grands Lacs nord-américains, n'est qu'assez peu utilisée par les autres auteurs. Elle nous semble cependant particulièrement pertinente dans les configurations qui intéressent l'expertise : l'eutrophisation est un phénomène qui prend des formes très variées et qui occasionne également des réactions très diverses de la part des groupes sociaux et des sociétés qui y sont confrontés. En certains lieux, il a acquis le statut de problème environnemental majeur, donnant lieu à une diffusion d'interprétations et à une mise en débat très larges, ainsi qu'à une intégration par les habitants et les visiteurs des sites touchés du caractère problématique de l'état des sites. En d'autres lieux, il reste socialement invisible et les formes qu'il prend offrent par ailleurs peu de prises à la perception. Ces différences très marquées résultent vraisemblablement en partie des caractéristiques même de l'eutrophisation : les processus qui l'occasionnent se dérobent en partie aux sens, du fait de la distance physique séparant les têtes de bassin des exutoires, de la distribution parfois très importante des sources d'émission, de l'écart entre les dynamiques biophysiques des cours d'eau et celle des lacs ou des baies et golfes sur le littoral, du caractère intermittent de leurs symptômes les plus évidents (le développement d'algues) et enfin de leur caractère souterrain ou subaquatique. Mais ce que la notion de visibilité sociale aide à comprendre, c'est que les formes de socialisation de l'eutrophisation sont susceptibles d'affecter directement à la fois les perceptions des individus, dans leur diversité, et les représentations sociales du phénomène, qui s'appuient sur leur reconnaissance en tant que problème et sur leur objectivation par les sciences.

La dernière notion, celle de **valeur sociale**, est utilisée par des auteurs relevant de disciplines variées (sociologie, psychologie, économie, anthropologie, géographie), souvent comme outil de dialogue interdisciplinaire. Elle est construite, d'une part, dans la perspective de « reconnaître et intégrer les valeurs culturelles, sociales et environnementales de l'eau – valeurs qui échappent au calcul traditionnel de la valeur de marché – dans la gouvernance de l'eau » (Euzen et Morehouse, 2011), mais aussi, d'autre part, pour rendre compte de la très grande diversité des eaux et des valeurs culturelles et sociales qui leur sont associées.

Ces quatre notions ont en commun de mettre en évidence l'entremêlement entre catégories cognitives, perceptives et de jugement, qui implique d'accorder une importance particulière à contextualiser les données et à historiciser les discours produits par les acteurs et par les chercheurs au sujet de l'eutrophisation.

Selon leur apparition dans les textes du corpus, ces notions suivent un gradient, d'analyses très centrées sur un individu type, considéré indépendamment de ses appartenances sociales dans un face à face avec les éléments de l'environnement (voire, dans bien des cas, l'eau elle-même, indépendamment des milieux dans lesquels elle s'inscrit), jusqu'à une société considérée dans son rapport à un environnement géré, problématisé et politisé et à une eau fragmentée, cumulant différents modes d'existence et différents statuts. C'est cette gradation qui a principalement guidé la construction du plan de cette partie. Celui-ci a également été dirigé par l'idée que perceptions et représentations ne doivent pas être considérées, du point de vue des sciences humaines et sociales, comme des formes dégradées ou mineures de rapport à l'objet – par opposition, par exemple, aux savoirs objectivés – mais plutôt comme éléments constitutifs de celui-ci. C'est notamment le cas, devenu presque systématique, quand des médiations de diverses natures interviennent dans la construction du rapport à l'eutrophisation en tant que phénomène et en tant que problème. Nous entendons ici par médiations

un ensemble de dispositifs qui interviennent dans la construction ou la transformation du rapport entre les individus, les groupes sociaux et les phénomènes écologiques : il peut s'agir notamment, dans le cas de l'eutrophisation, de connaissances expertes (notamment, dans le cas d'espèce, sur le fonctionnement des milieux), de la production de discours politiques ou médiatiques, de dispositifs institutionnels et de catégories de gestion. Ces médiations « travaillent » les perceptions, produisent des représentations sociales, accroissent ou, au contraire, réduisent la visibilité sociale de l'eutrophisation, lui conférant une forme d'existence sociale encore éclatée et fragmentaire, dont la littérature existante ne rend que très partiellement compte.

##### *9.3.1.1. Synthèse*

L'étude des perceptions et des représentations sociales associées aux changements environnementaux met en évidence l'entremêlement entre catégories cognitives, perceptives et de jugement. Le groupe souligne, dans ce contexte, l'importance de contextualiser les données et d'historiciser les discours produits par les acteurs et par les chercheurs au sujet de l'eutrophisation. En particulier, l'eutrophisation est à appréhender comme une catégorie construite, qui ne fait pas sens pour tous les acteurs sociaux. Si l'intelligibilité des processus que le terme recouvre ne se réduit pas à la maîtrise de la sémantique, en revanche la compréhension de la diversité des perceptions et des représentations implique de prendre en compte deux dimensions de l'expérience sociale :

d'une part, la visibilité primaire de l'eutrophisation, qui correspond à la possibilité de percevoir et d'interpréter le phénomène par l'observation directe, est généralement faible ou, au contraire, extrêmement manifeste, sans régime intermédiaire ;

d'autre part, le renforcement de cette visibilité passe par des cadrages et les médiations qui dépendent de sa construction en tant que problème public.

### 9.3.2. Des paradigmes hétérogènes : caractérisation du corpus

Les approches représentées dans la littérature diffèrent selon la place qu'elles accordent aux liens entre l'individu qui perçoit et interprète les signaux environnementaux et ses appartenances sociales : perceptions et représentations y sont appréhendées en relation plus ou moins directe avec les dynamiques sociales et politiques d'une part, à travers les normes et valeurs implicites ou explicites de bonne qualité de l'eau et de l'environnement intégrées par les individus d'autre part.

Le premier ensemble de références bibliographiques, constitué *via* l'exploration systématique des bases de données scientifiques, est très hétérogène et lacunaire. L'usage des termes « perception » ou « représentation » y est fréquent, mais cet usage recouvre en fait une grande pluralité d'approches, qui n'ont parfois que peu à voir avec les significations, pourtant variées, que les différentes disciplines issues des sciences humaines et sociales (SHS) donnent à ces termes. Une première sélection des références les plus pertinentes a donc été nécessaire.

A l'issue de ce premier tri, les travaux qui s'intéressent aux perceptions et représentations de l'eau et de ses propriétés relèvent principalement de cinq disciplines : l'économie, la psychologie sociale et environnementale, la sociologie, l'anthropologie sociale et enfin la géographie ; chacune mobilise des méthodes et des concepts qui lui sont propres et que nous mobiliserons à des degrés variés dans cette étude.

##### *9.3.2.1. L'individu, agent et sujet : approches économiques et psychologiques des perceptions*

L'économie traite principalement du comportement des acteurs en ce qui concerne la mise en place de mesures individuelles, entrepreneuriales ou institutionnelles de gestion de la ressource en eau, en relation étroite avec leur perception des enjeux, des coûts, des gains espérés et de leur responsabilité dans l'évolution de la disponibilité et de la qualité de l'eau. Les travaux qui relèvent de cette discipline

font l'objet d'une analyse détaillée au sein du chapitre 8 de cette expertise. Ils ne sont pas centraux dans ce chapitre, mais certaines références qui en relèvent apportent des éléments importants de compréhension des méthodes d'analyse des perceptions et représentations et ont donc été conservés dans le corpus étudié. Parmi les travaux qui apparaissent dans le corpus, plusieurs font en effet appel à des méthodes fondées sur la modélisation et le traitement statistique des préférences des agents, à partir d'hypothèses fortes dont la critique est bien souvent au cœur des travaux que cette contribution analyse par ailleurs. La plupart des références de ce type sont des recherches menées par des économistes scandinaves, qui s'intéressent parfois directement à l'eutrophisation et qui s'inscrivent dans une perspective d'appui à la détermination d'objectifs et d'instruments adaptés à leur atténuation. A titre d'exemple, Ahtianen et al. (2015) ont mené une enquête par sondage auprès de propriétaires finlandais de résidences secondaires, leur proposant dans un premier temps d'évaluer la qualité du lac ou du littoral le plus proche de chez eux suivant quatre critères retenus pour leur capacité à refléter la situation du milieu vis-à-vis des pollutions nutrimentielles (clarté de l'eau, densité et diversité des poissons, présence de blooms de cyanobactéries, colmatage) [19]. Les personnes enquêtées devaient également préciser leurs anticipations pour l'évolution de chacun de ces paramètres durant les dix années à venir. Il leur était ensuite demandé d'exprimer leurs préférences, vis-à-vis de plusieurs scénarios d'évolution de la qualité de l'eau, impliquant la mise en œuvre de politiques publiques requérant de leur part un effort contributif plus ou moins important. L'originalité de cette étude est de partir de l'évaluation, par les personnes enquêtées, de l'état de référence de la masse d'eau, pour surmonter le biais récurrent des modèles habituellement utilisés qui présupposent que l'ensemble des participants « comprennent et acceptent la description des conditions actuelles (à partir d'un même socle de connaissances jugées valides et objectivées), et l'interprètent également de la même manière. […] (Ce qui) n'est pas nécessairement vrai, même dans le cas de biens environnementaux familiers et observables, comme la qualité de l'eau » (Ahtiainen et al., 2015 : 1-2). Cette étude apporte des enseignements de plusieurs ordres pour l'analyse des perceptions et représentations de l'eutrophisation. D'un point de vue méthodologique, elle souligne les limites des analyses fondées sur un état de référence unique, déterminé à partir de mesures objectives et de critères scientifiques, et met en évidence la très grande variabilité de l'appréciation de la qualité des masses d'eau suivant les observateurs (voir également à ce sujet : Söderqvist, 1998 ; Artell et al., 2013). Elle souligne le lien entre cette perception initiale et les préférences des agents. Elle montre que les différents critères d'évaluation proposés aux personnes interrogées sont affectés de valeurs inégales et conclut que les politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation pourraient, avec profit, se concentrer sur les objectifs de réduction des occurrences de blooms algaux et d'amélioration de la clarté de l'eau (pour autant que cela soit envisageable, ce que nous ne pouvons apprécier).

Il est important de souligner ici que les valeurs économiques attribuées aux pertes et aux gains de qualité de l'eau se rapportent ici à leur usage récréatif, dans le contexte finlandais, c'est-à-dire dans un territoire où le tourisme domestique de nature est particulièrement développé et où les problèmes d'eutrophisation ont accédé, de façon assez précoce, à une problématisation intense dans l'espace public. De ce fait, l'écart entre les catégories profanes et les catégories expertes d'évaluation de la qualité de l'eau sont susceptibles, dans d'autres contextes, d'être accentués.

La seconde étude économique qui nous paraît intéressante à présenter ici a été réalisée à la fin des années 1990 en Suède (Söderqvist, 1998) : il s'agissait d'évaluer le consentement à payer d'un échantillon diversifié de la population suédoise, pour l'amélioration de la qualité de l'eau de la Mer Baltique et lutter contre son eutrophisation. Cette étude se distingue par le soin particulier consacré à l'analyse des motivations des participants, en considérant en particulier leur rapport à l'environnement et les obstacles éthiques à son évaluation monétaire, qui introduisent une asymétrie dans l'évaluation des préférences puisque l'attachement à la qualité de l'environnement peut être associé à un faible consentement à payer (voir à ce sujet, partie X). L'un des intérêts de cette enquête est de montrer l'absence d'automaticité entre importance accordée à la protection des milieux aquatiques et adhésion

[19] On retrouve les mêmes critères dans d'autres enquêtes menées en Finlande sur ce thème (Kosenius, 2010). Voir également chapitre 8.

aux politiques publiques qui poursuivent cet objectif : les conceptions de la responsabilité individuelle et de la responsabilité collective respectives vis-à-vis de l'environnement, le jugement porté sur l'efficacité des politiques, les représentations plus globales de la valeur intrinsèque ou de la valeur d'usage des écosystèmes constituent par exemple des paramètres qui complexifient les liens entre représentations, discours et mise en mouvement des acteurs sociaux.

Ces deux exemples s'inscrivent dans une perspective micro-économique néo-classique, approche qui a occasionné de nombreux travaux dont les chapitres X et X rendent compte de façon détaillée. D'autres approches économiques, quoique plus marginalement présentes dans le corpus, récusent la pertinence d'une démarche centrée sur le calcul de la valeur non marchande de l'environnement et des ressources naturelles, critiquent son réductionnisme excessif et tentent d'élargir l'analyse économique aux valeurs non marchandes associées à l'eau (voir infra, pour le courant de l'économie patrimoniale : Calvo-Mendieta et al., 2011).

Privilégiant une approche moins connectée aux enjeux de gestion mais également centrée sur les individus, les chercheurs en psychologie environnementale ont produit de nombreux travaux sur la perception de la qualité de l'eau entre les années 1970 et 1990. Ces travaux, anciens pour la plupart, ont pour point commun de s'appuyer sur la comparaison entre l'évaluation par les personnes interrogées de différentes caractéristiques de l'eau, et les données scientifiques produites au sujet de la masse d'eau en question. Ils ne reposent pas sur un paradigme constructiviste, puisqu'ils tendent à évaluer les perceptions par rapport à une réalité supposée objective et descriptible par les sciences biophysiques, suivant en cela un principe de triangulation permettant d'accéder à la compréhension du caractère proprement psychologique des phénomènes étudiés. Les approches plus récentes tendent à remettre en cause ce postulat (Michel-Guillou, 2009a). D'un point de vue méthodologique, ils reposent sur des enquêtes ponctuelles par questionnaire, qui ne prennent généralement pas en considération le contexte socio-économique et culturel dans lequel évoluent les personnes interrogées, puisqu'ils envisagent l'individu comme unité élémentaire d'analyse. Bien qu'ils soient sous-représentés dans le corpus initial, il nous a semblé nécessaire et pertinent de mobiliser ces travaux, les psychologues environnementaux étant les chercheurs en sciences humaines et sociales ayant beaucoup travaillé sur les notions de perception et de représentation, en s'efforçant de mettre en évidence leur existence et leur variabilité[20]. Dans un article de synthèse consacré aux variations inter-individuelles observables en matière d'utilisation de l'eau, Moser et al. proposent ainsi un schéma théorique général sur les liens entre représentations, perceptions et comportements vis-à-vis de l'eau (Fig. 9-16). Ils insistent sur le fait que les attitudes et les valeurs attachées aux problèmes environnementaux ne constituent pas de bons prédicteurs du comportement adopté vis-à-vis des ressources naturelles. Ils identifient en revanche quatre prédicteurs dominants : les possibilités de contrôle sur la nature perçues par les individus, l'engagement personnel, la saillance des problèmes environnementaux, ainsi que l'existence d'une expérience émotionnelle et/ou physique marquante (Moser et al., 2004).

[20] Pour aider le groupe à identifier et analyser ces travaux, l'expertise d'Elisabeth Michel-Guillou, maîtresse de conférences en psychologie de l'environnement à l'Université de Bretagne occidentale, a été sollicitée.

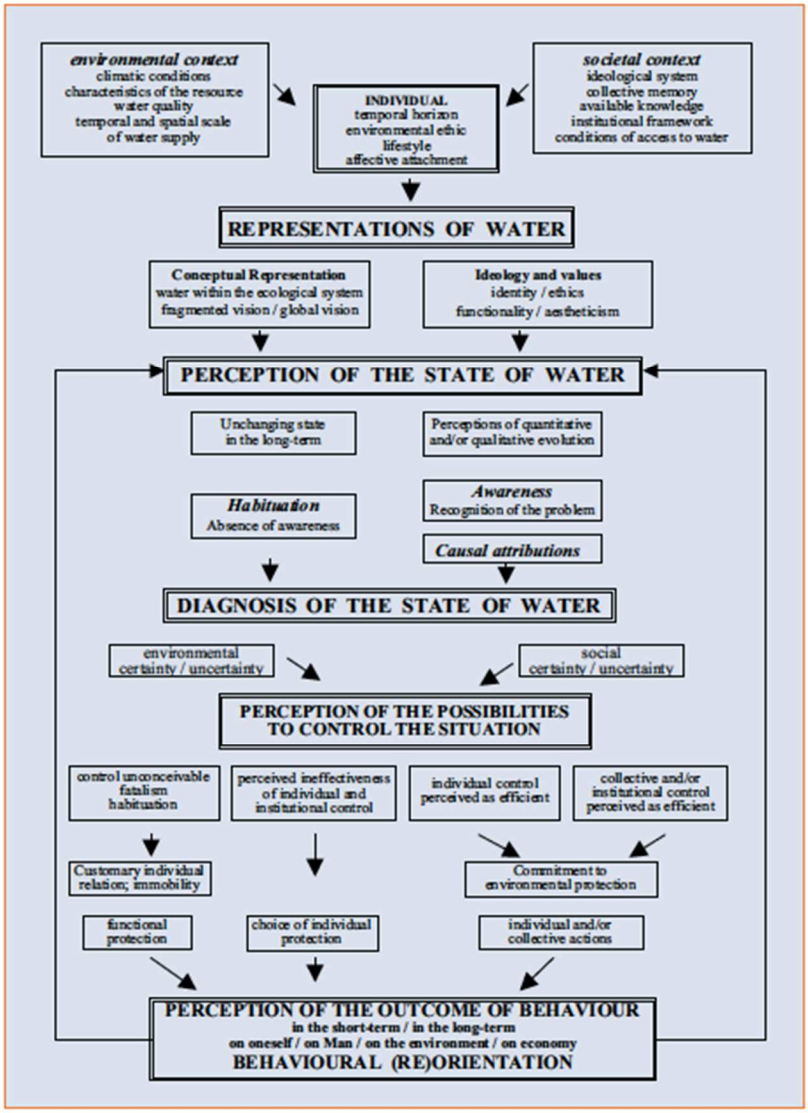


*Figure 9.16 - Schéma théorique général de psychologie environnementale décrivant les liens entre représentations, perceptions et comportements vis-à-vis de l'eau. Source : Moser et al., 2004.*

Dans les travaux analysés, l'eutrophisation n'est pas une catégorie visible, que ce soit dans les questions posées aux participants ou dans leurs réponses ; cette invisibilité met en exergue le fait que l'eutrophisation n'est qu'encore très rarement construite socialement au point de faire partie du sens commun. Par définition, les enquêtes de psychologie environnementale mobilisent en effet de préférence des catégories du sens commun, qui font sens immédiatement pour les personnes enquêtées. Qui plus est, les publications aboutissent à des résultats présentant un degré élevé de généricité, les informations contextuelles sur les dynamiques environnementales et l'expérience des individus restant logiquement seulement esquissées dans la plupart des cas. Les modèles analytiques les plus usités en psychologie environnementale mettent en avant l'existence de différents systèmes de valeurs associés à l'environnement. La plupart des travaux présents dans le corpus retiennent deux polarités majeures : les représentations anthropocentrées et utilitaristes d'une part, les représentations écocentrées d'autre part. A titre d'exemple, dans une étude réalisée auprès des habitants de deux grandes villes du Nord du Mexique, Corral-Verdugo et al. ont montré que ces systèmes de valeurs différenciés peuvent tous avoir une influence sur les valeurs associées à la préservation de l'eau. Les systèmes dominés par la croyance dans l'exceptionnalité de la condition humaine (HEP – Human Exception Paradigm) sont associés à des valeurs utilitaristes (Catton et Dunlap, 1978), qui ne sont en général pas favorables à une réduction de la consommation d'eau (Corral-Verdugo et al., 2003).

#### *9.3.2.2. Les appartenances sociales, moteur de la construction des perceptions et des représentations*

La **sociologie et l'anthropologie sociale** s'intéressent davantage à la construction même des perceptions et des pratiques et aux dynamiques sociales et politiques qui sont incorporées dans celles-ci. Ces travaux, dont la méthodologie repose généralement à titre principal sur des enquêtes qualitatives, notamment la conduite d'entretiens semi-directifs, tendent à accorder davantage d'importance au parcours des individus interrogés, aux interactions sociales etc.

Ces méthodes sont également privilégiées par les **géographes** dont les travaux sont aussi représentés dans le corpus, et qui s'intéressent à la variété des formes d'appropriation et des représentations des acteurs sur les paysages et les milieux (voir par exemple : Luginbuhl, 2012). Peu de travaux se réfèrent directement à l'eutrophisation : la plupart traitent plus largement des rapports aux milieux aquatiques et à leur transformation, analysent de façon diachronique ou synchronique les représentations liées aux usages et à leur problématisation dans un territoire particulier (Cottet et al., 2010). L'eutrophisation y apparaît de façon ponctuelle, lorsque les auteurs reprennent les catégories expertes permettant de décrire des dégradations du milieu, généralement d'origine anthropique. Une exception notable et récente : celle du cas des marées vertes en France, qui a fait l'objet depuis plusieurs années d'un intérêt croissant de la part de chercheurs en sociologie, en anthropologie et en géographie, sous l'angle des représentations sociales notamment. Des géographes français suivent leurs homologues scandinaves dans l'analyse des représentations médiatiques des marées vertes (Brun et Haghe, 2016). Des anthropologues se sont intéressés aux représentations symboliques associées aux marées vertes, sous l'angle des invasions biologiques (Dalla Bernardina, 2010 ; Claeys et Sirost, 2011 ; Levain, 2014a) et sous l'angle de la pollution et de la souillure (Dammekens, 2001 ; Bouard, 2002 ; Levain, 2012 ; Levain, 2014b). Ils ont également montré le caractère socialement marqué des représentations associées au phénomène (Levain, 2014b ; Le Chêne, 2012). D'autres travaux, menés en géographie et en sociologie, montrent comment les marées vertes sont devenues un paysage de la modernité et une figure des dégradations contemporaines de l'environnement (Chateauraynaud, 2010 ; Luginbuhl, 2012).

La majorité des travaux interdisciplinaires du corpus qui s'intéressent aux perceptions et représentations de la qualité de l'eau s'appuient sur la théorie culturelle du risque, telle que développée par M. Douglas et A. Wildavsky (1982 ; 1983)[21]. La force de cette théorie, qui se situe à la frontière de la psychologie et de l'anthropologie sociale et met l'accent sur le processus de sélection sociale des risques, est de prendre en compte le caractère inédit à l'échelle globale de la confrontation à des risques majeurs d'origine humaine, et donc son caractère forcément réflexif et conflictuel. Les auteurs utilisent de façon diverse ce modèle, soit pour réaliser des typologies assez larges des représentations des relations hommes-nature présentes chez les personnes enquêtées, soit pour positionner le rôle des représentations culturelles dans les conflits environnementaux (voir par exemple : Kim, 2003 ; Zinia et Kroeze, 2015).

Au regard de l'ensemble des recherches portant sur les sciences humaines et sociales, celles portant sur les perceptions et représentations de l'eutrophisation des eaux douces, comme les autres formes d'eutrophisation côtière, restent très peu nombreuses: le caractère générique du phénomène et ses formes les moins spectaculaires constituent largement des points aveugles dans la littérature, ce qui reflète largement la faible visibilité sociale de l'eutrophisation.

Le corpus est au final composé de 93 références, et peut être caractérisé synthétiquement comme proposé dans le tableau 9.8.

[21] pour un exposé détaillé : voir sous-chapitre 9.4

*Tableau 9.8 : Répartition des références mobilisées dans le sous-chapitre 9.2 par discipline*

| Approches développées | Corpus 1 | Corpus 2 | Total |
|---|---|---|---|
| Anthropologie sociale | 5 | 12 | 17 |
| Economie | 5 | 3 | 8 |
| Géographie | 5 | 3 | 8 |
| Histoire | 3 | 2 | 5 |
| Psychologie | 0 | 15 | 15 |
| Sociologie | 2 | 8 | 10 |
| Approches interdisciplinaires | 14 | 7 | 21 |
| Autres (enquêtes d'opinion, points de vue d'acteurs, publications de vulgarisation) | 2 | 7 | 9 |
| **Total** | **36** | **57** | **93** |

#### *9.3.2.3. Synthèse*

Les recherches menées par les différentes disciplines des sciences humaines et sociales (en particulier l'économie, la psychologie, la géographie, la sociologie et l'anthropologie sociale) , face à la complexité des représentations sociales , des approches différentes, selon l'importance attachée au contexte social dans lequel se construisent les rapports sensibles et intellectuels à l'environnement. Ces approches relèvent au final de paradigmes disjoints et souvent difficilement conciliables.

Peu de publications portent directement sur l'eutrophisation, ou même sur les pollutions nutrimentielles. Celles-ci peuvent être approchées via les nombreux travaux sur la perception de la qualité de l'eau et des paysages aquatiques, ainsi que par les études portant sur des cas où l'eutrophisation est devenue un objet de débat public.

Il faut relever que les recherches portant sur les perceptions et représentations de l'eutrophisation des eaux douces, comme les formes d'eutrophisation côtière à microalgues, restent très peu abordées : le caractère générique du phénomène et ses formes les moins spectaculaires constituent des points aveugles de la littérature, ce qui reflète largement leur faible visibilité sociale.

### 9.3.3. Entre qualité de l'eau et qualité des paysages aquatiques, des pollutions nutrimentielles invisibles ?

#### *9.3.3.1. Percevoir la qualité de l'eau : la médiation des sens et des systèmes de sens*

Selon les contextes, la perception de la qualité de l'eau se rapporte à des objets différents qui varient également selon les usages. Il s'agit en effet non seulement de considérer l'eau destinée à la consommation humaine, mais aussi les milieux aquatiques, ou l'« eau milieu », aussi bien pour les eaux continentales que marines. Cette dualité, plus ou moins marquée suivant les contextes socio-spatiaux, structure le rapport à l'eau, entre expérience de l'ingestion et expérience de l'immersion (Strang, 2005).

Les travaux relatifs à la perception de la qualité de l'eau dans les pays largement équipés de réseaux d'approvisionnement en eau potable révèlent et reflètent une dissociation fondamentale entre la perception de la qualité de l'eau consommée et celle de la qualité des milieux aquatiques (Stuart, 2007). L'ensemble des réseaux qui permettent d'acheminer l'eau de son lieu de prélèvement jusqu'au robinet du consommateur, en passant par l'usine de traitement, sont des systèmes complexes, le plus souvent souterrains ; ils sont généralement invisibles et méconnus par le consommateur. (Hartemann, 2013). Cette déconnection entre l'origine de l'eau et le robinet, la complexité des systèmes de traitements

nécessaire pour la rendre potable et la consommation qui en est faite ne facilitent pas la prise de conscience de la nécessaire protection du milieu pour avoir une eau de bonne qualité. Par ailleurs, dans le cadre de l'aménagement et l'urbanisation des territoires, les acteurs économiques et politiques puissants favorisent les investissements consacrés aux technologies de dépollution plutôt qu'à la valorisation des milieux, associée à une gestion communautaire. Ainsi, la perte de liens avec l'environnement et les milieux aquatiques comme les infrastructures de l'eau constituent dans ce contexte un puissant facteur de dégradation de la ressource en eau et d'atténuation des contacts directs avec le milieu (Stuart, 2007). Le bassin versant et ses différents compartiments, c'est-à-dire les infrastructures naturelles, jouent un rôle similaire à celui des infrastructures techniques dans la construction de cette distance à la fois physique et cognitive.

De ce fait, une disjonction s'opère entre différents types d'eau, associés à des usages et souvent à des valeurs différentes : le petit cycle de l'eau d'un côté, le grand cycle de l'autre ou, pour le dire autrement, les réseaux d'eau destinée à la consommation humaine et à l'assainissement d'un côté, l'eau dans le milieu de l'autre (Euzen & Morehouse, 2011 ; Euzen & Lévi, 2013). Les dernières enquêtes réalisées par le Centre d'Information sur l'Eau révèlent ainsi que 50% de la population française considère que l'eau distribuée au robinet vient directement de la station d'épuration (CIEau/TnS SOFRES, 2016). Il s'agit d'une tendance récurrente depuis plusieurs années, qui révèle une méconnaissance du cycle de l'eau en général, de l'origine de l'eau distribuée au robinet de chaque consommateur et du lien essentiel entre la qualité de l'eau des milieux et cette utilisée pour les besoins domestiques.

Plusieurs auteurs soulignent la prégnance des enjeux sanitaires dans les politiques de gestion et leur influence sur la perception de la qualité de l'eau de consommation (voir par exemple, pour le cas français : Janvier et Roy, 2001 ; Bontemps et Nauge, 2006). Une enquête menée par le Commissariat général au développement durable montre ainsi une nette corrélation entre la perception globale de la qualité de l'eau et la consommation d'eau en bouteille, même si peu de personnes (11%) déclarent ne pas boire l'eau du robinet en raison de sa qualité sanitaire. Parmi les personnes ayant déclaré ne pas boire l'eau du robinet pour des raisons de pollution, la moitié craint plus particulièrement les pollutions d'origine agricole (35 % pour les pesticides et 14 % pour les nitrates) (Ben Maïd et al./CGDD, 2014). Cette proportion est beaucoup plus importante en zone rurale qu'en zone urbaine. En tendance, il semble que cet écart entre perception des pollutions aquatiques en zone rurale et en zone urbaine se renforce, ce qui peut indiquer une accentuation de la visibilité sociale des pollutions diffuses d'origine agricole, leur constitution progressive en tant que problème public, voire leur cadrage en tant que problème important de santé publique.

Les liens entre consommation d'eau et santé humaine sont appréhendés de façon variable d'une région à une autre selon la disponibilité de la ressource en eau et sa composition biochimique, notamment sa minéralisation. Ces variations sont mises en évidence dans des enquêtes menées en France, mais ne jouent pas sur le niveau de confiance que les français accordent à l'eau du robinet en général. Ce paradoxe apparent peut être interprété comme lié au fait qu'en matière de santé liée à la consommation d'eau, il existe une dissociation entre la qualité sanitaire de l'eau du robinet (elle n'est pas mauvaise pour la santé) et les propriétés jugées bénéfiques de la consommation d'eau en bouteille, en particulier d'eau minérale qui, elle, est davantage réputée pour ses effets positifs pour la santé (voir aussi Euzen, 2006). La question du goût de l'eau, apprécié ou non, joue aussi un rôle important. L'eau du robinet pouvant être perçue comme ayant un mauvais goût alors que celle de l'eau en bouteille, qui peut être choisie selon les préférences de chacun, aurait bon goût (Euzen et Levi, 2013). Selon une enquête menée par le Conseil régional de Bretagne en 2005, 51% des personnes interrogées déclaraient ne jamais boire d'eau du robinet et seulement 15% d'entre elles considéraient que l'eau du robinet était de bonne qualité (pour 73% des Français à la même époque) (référence précise ; voir également : Michel-Guillou, 2011). La consommation d'eau en bouteilles, depuis en légère baisse, semble ainsi au cours des années 2000 avoir été directement corrélée à une perte de confiance dans la qualité de l'eau distribuée en Bretagne. Outre la vulnérabilité de la région pour son approvisionnement en eau, cette tendance peut être accentuée par la situation médiatisée dans les années 1990 et 2000 du contentieux

de la France avec la Commission européenne à propos de plusieurs prises d'eau bretonnes (Derville, 2000).

Si la présence de nitrates dans l'eau consommée peut constituer un critère d'évaluation de la qualité de l'eau, il s'agit d'un critère de type cognitif, mesurable et normé, les nitrates s'avérant inodores et invisibles : certains travaux montrent cependant que la perception d'une eau de mauvaise qualité conduit certains usagers à nommer les nitrates comme étant à l'origine de l'état dégradé de l'eau, lorsque cette dégradation est ressentie (voir, pour le cas des consommateurs parisiens : Bernard-Sylvestre et Euzen, 2013). Cet exemple montre la perméabilité entre systèmes perceptifs et systèmes interprétatifs, et incite à prêter une attention particulière au rôle des catégories de gestion et des dispositifs normatifs dans l'évolution des perceptions et représentations associées à la qualité de l'eau.

En ce qui concerne ce que nous appellerons ici de façon schématique « l'eau milieu », de nombreux travaux en psychologie environnementale se sont attachés, d'abord aux Etats-Unis dans les années 1970, puis plus largement à partir des années 1980, à analyser les vecteurs et signaux sensoriels qui appuyaient les jugements des individus sur la qualité de l'eau. Les premières enquêtes menées se sont attachées à mesurer l'écart entre la qualité perçue par les individus et les données biochimiques disponibles concernant les masses d'eau considérées, principalement des lacs et des cours d'eau. L'évaluation traditionnelle des préférences des individus passe en effet par la construction d'indicateurs intermédiaires fondés sur la perception visuelle et les manifestations physiques d'une altération de la composition biochimique de l'eau (comme sa clarté). Les résultats des études réalisées dans cette perspective divergent, lorsqu'il s'agit d'apprécier la convergence entre la perception subjective de la qualité et des propriétés de l'eau et sa mesure objective.

Dans une étude très approfondie de la perception de l'apparence de l'eau, menée sur dix sites de baignade en Nouvelle-Zélande, Smith et al. (1995) relèvent une très forte corrélation entre l'apparence de l'eau (sa couleur et sa clarté, mesurées à l'aide d'un appareillage spécifique) et l'appréciation de son caractère approprié pour la baignade. L'association entre l'apparence et la qualité sanitaire, critère déterminant pour la baignade, s'avère quasi-systématique. De façon plus large, l'étude montre le caractère déterminant de l'apparence de l'eau dans l'appréciation de l'ensemble du paysage environnant. Toutefois, les auteurs n'analysent pas la très grande diversité des réponses apportées par les personnes interrogées lorsque les eaux sont colorées et turbides: ils n'envisagent la relation eau-paysage que dans un seul sens, et n'interrogent pas l'influence de la qualité esthétique des paysages sur la perception de l'apparence de l'eau.

Les travaux les plus récents tendent à s'affranchir de cette confrontation et d'un jugement *de facto* sur les perceptions des publics non experts, pour aborder d'un point de vue plus analytique la façon dont les perceptions se construisent, éventuellement en lien avec les usages de l'eau. La couleur, l'odeur, le goût ne fournissent que des indications très parcellaires de la composition de l'eau, ni ne renseignent sur sa potabilité (Novo, 2012). Une approche décomposée et souvent décontextualisée des perceptions de la qualité de l'eau ne permet donc qu'imparfaitement de rendre compte de son inscription dans un ensemble plus large de connexions sensorielles et cognitives.

Les enquêtes analysées lors de cette expertise convergent ainsi pour indiquer que la perception de la qualité de l'eau s'avère très dépendante de la perception des paysages et des milieux dans lesquels la masse d'eau s'intègre (Coughlin, 1976 ; Cottet et al., 2010). A l'occasion d'une enquête récente menée dans les bras morts du Rhône, Cottet et al. ont ainsi montré que la perception de l'état des bras morts et l'appréciation des caractéristiques paysagères qui les entourent étaient indissociables : l'évaluation de la qualité de l'eau s'effectue « en contexte » et les qualités esthétiques et écologiques sont appréciées, en milieu naturel, conjointement. Pour autant, les résultats de leur enquête par photo-questionnaire confirment le jugement positif associé à la transparence, à une « végétation aquatique dont la forme est bien définie », aux contrastes de couleur, qui s'opposent à l'opacité, aux sédiments en suspension, à une végétation à la forme mal définie (de type algues en suspension).

Plus largement, les attentes vis-à-vis de l'eau dépendent également de représentations typifiées des paysages aquatiques: le psychologue américain T.Herzog a ainsi montré, à partir d'une enquête par questionnaire et photo-questionnaire menée auprès d'étudiants de l'université de Caroline du Nord (Etats-Unis), l'existence de préférences très marquées vis-à-vis de différents paysages aquatiques (l'eau en montagne ; les marais ; les rivières, lacs et étangs ; les très grandes étendues aquatiques). Les eaux circulantes apparaissent comme beaucoup plus attractives que les eaux stagnantes. Les personnes interrogées accordent par ailleurs leur préférence aux masses d'eau de grande taille (Herzog, 1985).

Ces résultats incitent à **entourer de précautions l'interprétation des conclusions des enquêtes qui analysent les perceptions de la qualité de l'eau indépendamment de ses formes d'intégration dans le paysage et d'éventuels usages qui peuvent être associés par chacun.**

Des précautions doivent également être prises pour les enquêtes qui concernent l'eau destinée à la consommation humaine. En effet, la dualité structurelle eau bue/eau milieu ne doit pas être comprise comme immuable. Ainsi, le lien entre les normes de potabilité de l'eau et une approche globale de la protection de l'eau s'est renforcé en droit communautaire au cours des vingt-cinq dernières années : la maîtrise des pollutions nutrimentielles, et notamment des concentrations de nitrates dans les eaux destinées à la consommation humaine, a constitué historiquement un levier majeur pour l'intégration d'objectifs de protection des milieux aquatiques dans les politiques publiques nationales (Barraqué, 2001 ; Bourblanc, 2007 ; Gauthier & Grisez, 2011). Les nitrates accèdent ainsi progressivement à un statut nouveau et sont identifiés par une partie des consommateurs comme l'un des paramètres permettant d'apprécier la qualité de l'eau bue, processus auquel les firmes productrices d'eau minérale contribuent en faisant de l'absence ou de la faiblesse des concentrations en nitrates un argument de vente[22] (voir par exemple, pour le cas de Vittel : Barbier, 2011).

#### *9.3.3.2. Les variables de la visibilité sociale primaire : des perceptions encastrées dans des histoires et dans des expériences*

La visibilité sociale primaire est le degré auquel un problème environnemental, comme une altération de la qualité de l'eau, peut être détecté immédiatement, au travers de l'observation directe d'un phénomène[23].

La perception de la qualité de l'eau diffère suivant les usages et les expériences : c'est l'une des premières conclusions auxquelles sont arrivées les enquêtes en psychologie environnementale menées dans les années 1970 aux Etats-Unis. Il a d'abord été montré que la perception des caractéristiques d'une masse d'eau était très dépendante du type d'usage que l'observateur interrogé en avait (Coughlin, 1976). Une enquête très poussée sur la perception de la qualité de l'eau a par exemple été menée en 1970 et 1971 auprès de vacanciers, résidents et pêcheurs fréquentant quatre lacs de l'Etat de New York (Etats-Unis) (Kooyoomjian et Clesceri, 1974) : l'échantillon était composé de deux lacs oligotrophes et deux lacs eutrophes, chacune de ces paires étant constituée d'un petit et d'un grand lac. La taille et l'état trophique constituaient donc les deux variables physiques prises en compte. Les auteurs concluent à une importance de ces variables physiques : les lacs eutrophes font l'objet de perceptions beaucoup plus négatives que les lacs oligotrophes de la part de toutes les catégories de personnes interrogées. En particulier, la croissance excessive des algues, la présence d'écume ou de poissons morts apparaissent comme des signaux perceptifs négatifs. Chaque groupe montre en revanche une sensibilité particulière à certains paramètres. En ce qui concerne les lacs eutrophes, les plaintes des touristes concernent une grande diversité de paramètres, mais elles sont globalement peu intenses. Ils montrent également une sensibilité à la transparence de l'eau et aux caractéristiques du fond. Les pêcheurs semblent particulièrement sensibles aux effets de surface. Les riverains, étant

[22] En particulier pour la consommation d'eau des jeunes enfants, identifiés comme une population sensible, du fait d'un système digestif encore en formation, à la dégradation des nitrates en nitrites à l'origine de cas de méthémoglobine circulante (maladie du bébé bleu).
[23] voir supra, sous-chapitre 9.2.

utilisateurs de l'eau pour leurs besoins quotidiens, attachent une importance particulière au goût, à l'odeur et à la couleur de l'eau.

Une enquête menée en France auprès des touristes campant le long du Loing au début des années 1980 (Moser, 1984) montre que les campeurs semblent relativement peu sensibles au degré de pollution de la rivière et leurs pratiques ne diffèrent pas d'un point (peu touché par les pollutions) à un autre (plus concerné). Aucune variation des réponses en fonction du type d'usage de la rivière n'est observée. L'auteur observe que cette faible sensibilité est sans doute très liée aux circonstances qui ont amené les personnes interrogées à s'installer sur ces sites, associés à la détente et à la qualité de l'environnement.

Les différents travaux étudiés dans le cadre de cette expertise permettent également de montrer que les perceptions varient d'un individu à l'autre et peuvent s'exprimer de façon différente à travers les pratiques de consommation. Il en va de même en ce qui concerne la perception de la qualité des milieux aquatiques. Dans un article publié dans la revue *Human Ecology* en 2012, A. Freitag restitue la teneur d'une enquête menée en Caroline du Nord auprès de pêcheurs, d'experts et de gestionnaires confrontés à des problèmes de qualité de l'eau dans un estuaire (Freitag, 2014). Cette enquête présente la particularité de s'intéresser à la diversité des approches et des définitions de la qualité de l'eau données par les différents groupes interrogés. L'exercice permet de mettre en évidence une pluralité de « perspectives cognitives » (expérientielle, académique, politique), dans un domaine marqué par la complexité et par la difficulté structurelle à construire des indicateurs partagés. L'auteur relève que cette diversité des approches de la qualité de l'eau, très repérable dans les entretiens, est également présente dans la réglementation : le *Clean Water Act* (1972) définit ainsi la qualité de l'eau à la fois par les usages qu'elle permet (une eau « dans laquelle il est possible de nager et de pêcher ») et par son intégrité chimique, physique et biologique[24]. Cette dualité définitionnelle se retrouve dans les entretiens avec l'idée portée par les experts que la définition scientifique est plus exigeante en termes de qualité : mais cette idée n'est pas vérifiée partout. L'appréciation de la qualité de l'eau et de son évolution s'avère au final assez indépendante du groupe de référence, mais est très influencée par les représentations du degré d'anthropisation des espaces considérés, mis à part pour le groupe des pêcheurs. L'un des résultats marquants de cette étude est que la définition que donnent les personnes enquêtées de la qualité de l'eau est fortement corrélée avec leur représentation des responsabilités en cause : les définitions centrées sur l'usage assignent une responsabilité plus grande aux autorités publiques, tandis que celles qui sont centrées sur la composition de l'eau se représentent les responsabilités comme plus distribuées. L'appréciation de la qualité de l'eau est par ailleurs très relative, ce dont les personnes interrogées s'avèrent très conscientes : par rapport à quel état de référence juger ?

Les perceptions sont en effet inscrites dans une histoire globale des transformations environnementales, et les pollutions nutrimentielles se développent dans bien des cas concomitamment avec des processus d'urbanisation ou d'industrialisation rapide, au cours desquels des pressions multiples de différentes natures s'exercent sur les écosystèmes. Ces transformations sont particulièrement prégnantes le long des cours d'eau et des littoraux. Il est dans ce contexte important de relever que les générations enquêtées depuis les années 1990 sur ces sujets, et dont les articles analysés dans le corpus se font l'écho, ont bien souvent été les témoins de transformations paysagères et de dégradations environnementales majeures, qu'il s'agisse des générations les plus anciennes pour les pays industrialisés, ou des plus jeunes dans les pays en voie d'urbanisation et de développement rapide.

Cette indissociabilité entre processus de développement, évolution des connaissances et évolution des schèmes perceptifs est également observable dans le long terme, comme le montrent A. Euzen et J.P. Haghe dans une étude consacrée à la perception de l'eau destinée à la consommation humaine par les

[24] On retrouve ces critères et cette dualité dans plusieurs législations nationales en Europe, jusqu'à leur reconnaissance dans le texte de la Directive Cadre sur l'Eau de 2000, qui en propose une approche synthétique avec la notion de « bon état écologique ». Voir à ce sujet : sous-chapitre 9.2

parisiens entre le XVIIème et le XXème siècle (Euzen et Haghe, 2012). Ils montrent comment, jusqu'à la fin du XIXe siècle, l'expérience empirique de chacun et les perceptions sensorielles permettent d'évaluer la qualité de l'eau, et donc de la consommer ou non, tout en s'appuyant sur une typologie de chacune des eaux (de rivières, mares, pluie, puits… et aussi courante, stagnante, aérée, en contact avec le soleil…) et de leur niveau de qualité. Puis, dès lors que les scientifiques, médecins, chimistes commencent à s'intéresser à l'eau, en observant le milieu, comme l'apparition d'algues sur certaines rives où l'eau stagne, à analyser sa qualité et à mieux connaître ses composantes, un processus de normalisation s'amorce. Ainsi, progressivement à partir des années 1840, la question de l'évaluation de la qualité d'eau échappe au consommateur qui fera évoluer ses perceptions et préférera le plus souvent consommer une eau préalablement filtrée, le filtre reproduisant en petit ce que fait la nature en grand.

Ces transformations s'accompagnent d'une multiplicité de signaux de dégradation de l'état global des cours d'eau, qui rendent de fait l'enrichissement en nutriments des milieux aquatiques souvent difficile à détecter : les phénomènes d'eutrophisation sont rendus invisibles par des pollutions plus visibles ou qui ont des effets plus immédiats pour l'homme, comme les bactéries fécales (Collier et al., 2015). Cette invisibilité relative des pollutions nutrimentielles est observée dans une diversité de contextes. A titre d'exemple, Finkl & Krupa la constatent pour ce qui concerne les décharges d'eau douce sur les plages côtières aménagées pour les activités récréatives en Floride (Finkl & Krupa, 2003). En Caroline du Nord, A. Freitag constate, elle, que les générations les plus âgées tendent davantage à considérer la qualité de l'eau comme étant en voie d'amélioration, ayant vécu des épisodes de très sévère eutrophisation accompagnés d'altérations significatives de l'aspect de l'eau dans les rivières et les estuaires des années 1950 aux années 1990 (Freitag, 2014).

La visibilité sociale primaire des pollutions nutrimentielles est donc globalement faible, elle s'accroît en deux types de circonstances par lesquelles les phénomènes d'eutrophisation se manifestent aux sens de différentes façons.

Le premier type de circonstances est l'existence de blooms algaux visibles, par exemple de blooms de macroalgues de type marée verte en France.

Le second type de circonstances dans lesquelles la visibilité s'accroît est lié à des formes d'hypoxie sévère ou d'anoxie, qui se manifestent par des changements dans l'aspect, l'odeur de l'eau, le type de végétation dominant ou des morts d'animaux aquatiques dont l'effet médiatique fait son œuvre de façon efficace. C'est le cas de crises dystrophiques majeures comme celles qu'ont connu les Grands Lacs nord-américains dans les années 1970 ou les pays riverains de la Mer du Nord et de la Mer Baltique dans les années 1980. Ces configurations locales spécifiques conduisent les auteurs étudiant ces zones à des constats inverses à celui posé plus haut. C'est par exemple le cas de Gould, qui estime que l'eutrophisation offre davantage de prises à l'observation que d'autres pollutions, éventuellement plus dangereuses :

> *« L'eutrophisation était un problème environnemental particulièrement visible, occasionnant des épisodes de mortalité massive de poissons, un changement de couleur de l'eau, des îlots de mousse et une odeur nauséabonde caractéristique. L'évidence de tels symptômes d'impacts environnementaux généra beaucoup d'attention des médias et du public. […] Dans les années 1980, l'attention se tourna vers les niveaux croissants de contaminants chimiques d'origine humaine dans l'écosystème des Grands Lacs. Contrairement à l'eutrophisation, la contamination chimique est souvent détectable uniquement au travers de mesures scientifiques et d'indicateurs sociaux comme les fermetures de plage, les signes d'alerte et les compte-rendu des médias. » (Gould, 1993 : 159)*

Peu de travaux rendent compte, sur le plan de l'analyse des perceptions, de la réaction ou des impressions des observateurs non experts confrontés à ce type d'événement, mais certains travaux précédemment évoqués montrent que les observateurs en conservent la mémoire en tant qu'événements de référence, à partir desquels la qualité des cours d'eau ou des masses d'eau est appréciée. C'est le cas, par exemple, des crises dystrophiques majeures affectant le lac Tai en 2007 : Xu et al. observent une forte corrélation entre l'expérience de cet événement et l'émergence d'une

conscience environnementale locale chez les riverains (Xu et al., 2013). Cependant, même dans ces cas, la visibilité sociale primaire n'est pas automatique : tous les observateurs ne repèrent pas le changement ou ne l'identifient pas comme une anomalie. Un exemple particulièrement frappant de cette absence d'automaticité est le cas des marées vertes massives d'*Ulva prolifera*, apparues depuis 2008 sur le littoral de la grande station balnéaire de Qingdao, dans la province du Shandong (Chine). Une enquête menée auprès des nombreux visiteurs fréquentant les plages montre que les touristes, pour la plupart originaires des provinces intérieures de la Chine du Nord et peu familiers de l'environnement littoral, ne perçoivent pas les algues de façon négative. Ils se baignent volontiers dans d'épaisses couches d'algues, ne rejettent pas leur contact sur la plage. En revanche, les habitants de Qingdao interrogés refusent catégoriquement de se baigner dans ces conditions et évoquent les signaux sensoriels désagréables que les amas d'algues leur adressent comme des évidences (Levain, 2017).

##### *9.3.3.3. Synthèse*

Dans les pays industrialisés, la perception de la qualité de l'eau est marquée par une disjonction profonde entre l'eau consommée et « l'eau milieu ». Cette disjonction ne doit pas être perçue comme immuable. Elle témoigne cependant d'un processus historique d'éloignement, sinon d'exclusion, des milieux aquatiques de l'expérience quotidienne pour la majorité de la population.

La visibilité sociale primaire des pollutions nutrimentielles, généralement faible, s'accroît en deux types de circonstances par lesquelles les phénomènes d'eutrophisation se manifestent aux sens de différentes façons. Le premier est l'existence de blooms algaux visibles, par exemple de blooms de macroalgues de type marée verte. Le second est lié à des formes d'hypoxie sévère ou d'anoxie, qui se manifestent par des changements dans l'aspect, l'odeur de l'eau, le type de végétation dominant ou des morts d'animaux aquatiques.

Peu de travaux rendent compte, sur le plan de l'analyse des perceptions, de la réaction ou des impressions des observateurs non experts confrontés à ce type d'événement, mais certains montrent que les observateurs en conservent la mémoire en tant qu'événements de référence, à partir desquels la qualité des cours d'eau ou des masses d'eau est appréciée.

### 9.3.4. Groupes sociaux et communautés de pratiques : la différenciation sociale des valeurs et préférences

Pour comprendre comment les perceptions se construisent et se nourrissent d'un ensemble de représentations sociales, il est nécessaire de s'intéresser au contexte dans lequel l'expérience perceptive des observateurs s'inscrit.

##### *9.3.4.1. Des représentations sociales structurantes*

Tout en insistant sur la spécificité des contextes culturels dans lesquels les expériences sensorielles et les systèmes de sens trouvent à s'exprimer, l'anthropologue V. Strang souligne l'existence de systèmes interprétatifs transculturels liés à l'eau, qu'elle associe à ses qualités intrinsèques : le rapport à l'eau est universellement caractérisé par un processus d'incorporation, qui joue un rôle essentiel dans la définition des identités et dans la construction de la subjectivité.

La spécificité de la perception de l'eau et de sa qualité est qu'elle est associée à sa neutralité de goût et d'odeur (Strang, 2005). Du fait de l'assimilation entre neutralité et pureté, la transposition de l'interprétation des dynamiques de l'environnement aux relations sociales s'effectue de façon particulièrement directe, au travers du concept de pollution (Douglas, 2001 ; Strang, 2005). De ce fait, les inquiétudes relatives à la déstabilisation des relations sociales, par exemple l'arrivée de nouvelles populations ou de normes perçues comme extérieures au territoire, s'expriment fréquemment sous la

forme d'une préoccupation pour la qualité de l'eau : l'anthropologue V.Strang observe ainsi ce phénomène tant dans le Dorset (Royaume-Uni) que dans une communauté aborigène du Queensland (Australie). De même, les travaux anthropologiques contemporains fourmillent d'exemples d'homologie de vocabulaire entre la description des déséquilibres naturels impliquant les milieux aquatiques et celle des inégalités socio-économiques. Dans les travaux qu'il a consacrés au début des années 2000 aux proliférations d'algues, l'anthropologue S. Dalla Bernardina montre par exemple que l'interprétation de deux proliférations dont les ressorts et les origines sont différentes, celle de *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée et celle des ulves en Bretagne, mobilise les mêmes ressorts interprétatifs : les proliférations sont interprétées comme des invasions biologiques, et les algues apparaissent comme des figures de l'altérité. Dans le cas des ulves, il relève également la difficulté à penser les blooms algaux et les marées vertes comme résultant de pratiques locales (dans le cas d'espèce, les sources des nutriments se situent en majorité à quelques kilomètres des lieux d'occurrence des blooms) et la recherche récurrente d'une externalisation des responsabilités et des causes (Dalla Bernardina, 2000). Ses travaux confirment, dans le cas des blooms algaux, des travaux anthropologiques classiques qui démontrent que la caractérisation en pollution d'un phénomène est indissociable d'un travail social d'imputation d'un tort et d'une responsabilité. Dit autrement, la réflexion sur la cause et l'origine des pollutions est constitutive des représentations des transformations environnementales. Dans le cas des blooms de macroalgues, ces résultats ont été confirmés pour ce qui concerne la lagune de Venise (Ménez, 2000) ou lors de travaux sur les marées vertes dans le Finistère et les Côtes d'Armor (Dammekens, 2001 ; Bouard, 2002 ; Levain, 2014).

L'existence de ces schèmes transculturels s'accompagne d'une grande stabilité des significations associées à l'eau, dans le temps et dans l'espace : les représentations associées à l'eau changent lentement, notamment du fait de son omniprésence dans les artefacts culturels et de sa forte charge symbolique. Comme le relève V.Strang, « l'eau est un intarissable puits d'images métaphoriques que les populations utilisent pour décrire les processus et les changements qui touchent tous les aspects de leur propre vie » (Strang, 2005 : 105). Le cycle hydrologique apparaît ainsi comme un support particulièrement adapté à la représentation des idées de naissance, de vie et de mort. Le caractère très ancré et très profond de ces représentations constitue de ce fait un point d'appui important pour le dialogue interculturel sur les problèmes de qualité de l'eau.

Cette stabilité est également observable à l'échelle de grandes aires culturelles, selon les anthropologues de la nature et les historiens des sensibilités qui se sont penchés sur le rapport à l'environnement et à l'eau. L'anthropologue P.Descola définit ainsi les représentations sociales associées à la nature comme fondamentalement marquées, dans le monde occidental postérieur à la période des Lumières, par une ontologie de type naturaliste. La nature y est conçue comme obéissant à des lois et à des nécessités propres, indépendantes de la volonté humaine. Elle est par conséquent le domaine d'expression privilégié de la connaissance scientifique et l'objet scientifique par excellence (Descola, 2005). Ce schéma, pour très général, est utile à la compréhension des représentations contemporaines de l'eutrophisation. Si peu de travaux en histoire des sciences se sont consacrés à cet objet (voir cependant : Drouin, 1993), il reste que les représentations contemporaines de l'eutrophisation sont très fortement marquées d'une part, par les représentations des chercheurs en sciences de la vie à son sujet, et d'autre part, par la mobilisation d'un rapport complexe et dialectique entre la vie et la mort.

Cette grille de lecture permet de mieux comprendre les enjeux définitionnels contemporains et les nombreux travaux réflexifs produits par les chercheurs en écologie sur cette question. Callicott et al. (1999) proposent d'analyser les différentes conceptions de la conservation produites par les chercheurs en en distinguant deux types : l'approche compositionnaliste, fondée sur une exclusion mutuelle de l'homme et de la nature ; l'approche fonctionnaliste, plus intégratrice, dans laquelle le concept d'écosystème joue un rôle central. Dans un contexte où les représentations scientifiques du phénomène constituent un mode d'accès dominant à la compréhension et à la description des processus à l'œuvre, cette distinction classique recoupe la tension observée entre des représentations dans lesquelles

l'eutrophisation constitue en soi un phénomène problématique, ou à l'inverse dans lesquelles c'est son origine anthropique qui fait d'elle un objet légitime d'interventions correctrices.

Plus généralement, ces représentations de la nature et des processus naturels encadrent les systèmes cognitifs et interprétatifs, comme le montre l'historienne et archéologue suédoise I.Wiman (Wiman, 1990): les conceptions en apparence contradictoires d'une nature stable et définie par l'équilibre d'une part, et d'une nature erratique et imprévisible, issues de la pensée antique, sont réactivées dans la prise en charge des problèmes environnementaux contemporains. I.Wiman prend appui sur le cas de la crise dystrophique ayant affecté les côtes du Skarregak et du Kattegat (Mer du Nord) à la fin des années 1980 : l'idée que la Mer mettra longtemps à se remettre du choc qu'elle a connu prévaut dans le débat public, et dans le même temps les surprises nées des réactions en chaîne qui ont rendu les mesures rapides de protection mises en place inefficaces ont donné lieu à d'abondants discours fondés sur la représentation d'une nature vengeresse. Wiman relève que ces conceptions sous-jacentes dans les discours scientifiques et les politiques de gestion constituent le frein le plus puissant à une prise en charge effective des problèmes environnementaux, davantage que la mise en place de systèmes de veille et d'alerte fondés sur la technologie qui ne les interrogeraient pas. Cette réflexion fait écho aux propositions de C.S. Holling, développées ultérieurement dans le cadre de l'Alliance pour la Résilience et qui tentent, du point de vue de la théorie écologique, d'intégrer l'incertitude comme paramètre fondamental de la compréhension des trajectoires des écosystèmes (voir à ce sujet les parties 9.1 et 9.2).

#### *9.3.4.2. Des représentations sociales situées socialement et spatialement*

Si les représentations sociales structurent les perceptions, leur caractère normatif ne doit cependant pas conduire à les présenter comme homogènes ; elles sont en effet socialement et spatialement très situées. Cependant, le groupe a constaté à travers le corpus étudié que peu de travaux rendent compte, dans le cas précis des phénomènes d'eutrophisation, de ces différences entre groupes sociaux. Par ailleurs, ces études présentent un caractère très épars et on peut regretter la quasi absence d'études comparatives entre sites touchés. Cette faiblesse des analyses disponibles est à mettre en relation avec le très petit nombre de travaux sociologiques ou d'anthropologie sociale consacrés à la question de l'eutrophisation, ces disciplines attachant une importance particulière à la mise en évidence de ces variations.

##### *9.3.4.2.1.Variabilité spatiale*

Les représentations sociales locales des phénomènes d'eutrophisation connaissent des variations importantes en l'absence de cadrage unificateur : c'est la situation qui prévalait en Bretagne jusqu'à la mise en place de politiques régionales coordonnées de lutte contre les marées vertes à la fin des années 1990. Les variations observées entre trois des huit baies les plus touchées (baies de la Forêt, de Douarnenez et de Lannion), distantes de moins d'une centaine de kilomètres les unes des autres, sont semble-t-il liées à plusieurs paramètres : les enjeux socio-économiques dominants, en particulier le poids du secteur touristique, la capacité à faire face physiquement aux marées vertes (intensité et étendue des échouages, moyens financiers des communes), l'histoire environnementale des territoires (Levain, 2014). L'existence de politiques publiques dédiées, le travail de mise en réseau des sites réalisé tant par les opérateurs publics qu'associatifs, scientifiques ou professionnels, contribuent à une forme d'alignement et de normalisation des systèmes interprétatifs locaux.

Gould (1993) distingue davantage les dimensions écologiques et sociologiques de ces variations. Pour lui, la variabilité spatiale observée dans les représentations des pollutions dépend avant tout des stratégies politiques des acteurs et des rapports locaux de domination, qui sont fonction des ressources économiques et culturelles des habitants.

Une enquête par questionnaire réalisée à la fin des années 2000 auprès d'habitants de la Bretagne d'une part, de la région parisienne d'autre part, montre l'existence d'une représentation sociale duale de l'eau, à la fois ressource vitale et bien de consommation. Des différences importantes sont relevées

entre les réponses des bretons et des parisiens, les premiers jugeant la ressource en eau globalement très dégradée. E. Michel-Guillou montre par ailleurs que le rapport au lieu d'habitation constitue une variable importante dans la structure des représentations de l'eau : les visions de l'eau comme bien de consommation dominent chez les personnes qui se déclarent les moins attachées à leur lieu de vie (Michel-Guillou, 2011).

##### *9.3.4.2.2.Variabilité sociale*

L'abondance ou la rareté ressenties de l'eau constituent un facteur de variation spatiale important des représentations sociales qui y sont associées (Belaïdi et Euzen, 2009). Ces représentations ne s'appliquent pas uniquement aux cas où ce sont les problématiques quantitatives qui dominent : les difficultés d'accès à une eau de qualité, qu'elle soit destinée à la consommation humaine, à des usages productifs ou récréatifs, participent de la construction de représentations de l'eau comme ressource rare.

A l'occasion de l'enquête qu'ils ont réalisée à propos de la consommation d'eau en milieu urbain au Mexique, Corral-Verdugo et al. (2002) ont relevé que les représentations de l'environnement étaient globalement similaires entre les groupes socio-économiques, en revanche ceux-ci se distinguaient en ce qui concerne les représentations plus spécifiquement associées à l'eau : chez les individus issus des classes moyennes, les représentations utilitaristes étaient beaucoup plus développées que chez ceux disposant de bas ou de haut revenus. Pour les auteurs, cette variation semble refléter l'expérience quotidienne des populations pauvres du Mexique, qui souffrent de restrictions dans l'accès à l'eau de façon chronique et qui par conséquent, tendent à y accorder davantage d'attention et d'importance (Corral-Verdugo et al., 2002). Euzen et Belaïdi obtiennent le même type de résultat lors d'une enquête menée en 2004 à Buenos-Aires (Argentine) (Belaïdi et Euzen, 2009).

Le sociologue D.W. Batega s'est quant à lui intéressé à la situation des habitants de quatre quartiers de la ville de Kampala (Ouganda) : l'enquête est réalisée auprès de communautés disposant de modes multiples d'approvisionnement en eau (eau du robinet, accessible seulement à une partie des habitants ; eau de source ; eau prélevée directement dans les étangs et les cours d'eau). Elle montre que tant les perceptions sensorielles que les représentations sociales des risques sanitaires ont une influence sur les représentations et usages des différents points d'approvisionnement. Les différences sociales entre les habitants conduisent à des usages différenciés, les ménages nombreux et les commerçants pouvant plus difficilement se passer de l'usage de l'eau du lac, régulièrement contaminée par des toxines algales. Les usagers de l'eau du lac connaissent en général très bien l'existence et le fonctionnement des blooms d'algues, et adaptent très finement leurs pratiques en conséquence (point de collecte, type d'usage) (Batega, 2006).

Dans l'étude qu'elle a consacrée aux représentations des marées vertes en baie de Saint-Brieuc (Côtes d'Armor), M. Le Chêne met en évidence deux systèmes de représentations bien distincts au sujet des marées vertes : celui des habitants anciennement implantés dans le monde rural et liés de ce fait à l'activité agricole, et celui des néo-ruraux (Le Chêne, 2012). L'auteur montre que le rapport à l'espace rural constitue une variable discriminante en ce qui concerne les représentations associées aux marées vertes : espace de vie et de production de richesse pour les agriculteurs, il est aussi le lieu de construction d'une identité forte, qui s'accompagne de la conception d'une « nature forte capable de vaincre la pollution-déchet des algues vertes d'autant plus que celles-ci sont considérées comme « naturelles » et donc moins dangereuses » que d'autres types de pollution (Le Chêne, 2012 : 658). Cette représentation des algues vertes comme pollution-déchet leur confère le statut de nuisance limitée et réversible. A l'inverse, la plupart des néo-ruraux rencontrés par l'auteur partagent avec les militants écologistes une vision de la nature comme espace à protéger des activités humaines, l'origine anthropique des marées vertes est soulignée et les exclut de fait du monde naturel : ce n'est pas le trop plein d'algues vertes qui est problématique, mais leur existence même. A ces représentations différentes de l'espace rural et des algues vertes correspondent également des représentations différentes des risques et des actions à mettre en place. Chez les ruraux, la valorisation de la biomasse

algale apparaît comme une solution prometteuse et les politiques visant une sortie du modèle de l'agriculture intensive apparaissent en revanche comme économiquement et techniquement irréalistes. Pour les néo-ruraux en revanche, le caractère contre nature de cette pollution l'entache d'une corruption définitive, et empêche de la considérer comme une ressource potentielle. Qui plus est, le fait que des entreprises liées au monde agricole puissent être opérateurs de cette valorisation paraît moralement inacceptable. C'est donc un ensemble de représentations sur les causes, les processus et les formes de lutte possibles et légitimes qui se trouve engagé dans le rapport, très polarisé et idéologisé, que développent les habitants aux problèmes d'eutrophisation côtière.

Ces résultats font écho à ceux mis en évidence par A. Freitag en Caroline du Nord (Etats-Unis), qui montre le caractère à la fois différencié et réflexif des représentations des problèmes d'eutrophisation entre les différents porteurs d'enjeux (pêcheurs, scientifiques et gestionnaires). Les pêcheurs définissent davantage la qualité de l'eau par les usages qui peuvent en être faits, et que les chercheurs et gestionnaires se réfèrent davantage à sa composition physico-chimique. L'auteur relève cependant que 6 personnes sur les 56 interrogées se réfèrent aux deux types d'approches de la qualité de l'eau, tout en montrant une conscience très claire du type de réponse qu'ils devraient faire pour être en phase avec leur profession (Freitag, 2014). Ils démontrent ainsi d'une part, leur conscience du caractère socialement et culturellement contraint de leur expression, d'autre part, le fait que les représentations culturelles constituent une ressource pour la défense de la légitimité de leur parole dans les contextes de gestion des problèmes d'eutrophisation.

Ces quelques travaux incitent à observer de façon détaillée la façon dont se construisent les représentations des phénomènes d'eutrophisation, en relation étroite avec des enjeux et pratiques très localisés jusqu'à une période très récente. Qu'en est-il cependant d'acteurs qui entretiennent une relation plus distancée ou plus récente avec les écosystèmes touchés, et qui sont des opérateurs majeurs de la problématisation de ces phénomènes ? Comment les représentations locales associées à l'eutrophisation évoluent-elles à leur contact ? A la différence d'autres problèmes environnementaux pour lesquels les variations observées ont fait l'objet d'analyses comparatives parfois très poussées et de suivis longitudinaux, le rapport à l'eutrophisation des milieux aquatiques, en relation avec l'évolution des usages des milieux et de l'écologisation plus générale des représentations et des comportements, reste encore mal connu. D'un point de vue macrosociologique, les préoccupations environnementales ont souvent été décrites comme caractéristiques des sociétés dites post-matérialistes et tertiarisées. Mais des travaux récents tendent à montrer que l'émergence des inquiétudes environnementales n'est plus seulement fonction des modes productifs dominants dans une société donnée (Mostafa, 2015).

#### *9.3.4.3. Synthèse*

Les recherches en sociologie et en ethnologie, principalement fondées sur des enquêtes qualitatives menées dans les territoires touchés par des formes sévères d'eutrophisation, montrent que la perception des changements, leur interprétation et l'évaluation de leur gravité est fonction du regard porté sur les causes de ces changements. La visibilité sociale dite secondaire des phénomènes d'eutrophisation passe par sa construction en tant que problème public, ce qui donne aux acteurs qui effectuent ce travail de problématisation un rôle central : associations de protection de l'environnement, mais également communautés de recherche, médias et institutions publiques, contribuent à faire évoluer les normes et les significations associées aux phénomènes d'eutrophisation.

Le caractère structurant de ces normes sociales ne doit pas conduire à sous-estimer leur très grande hétérogénéité sociale et spatiale. De ce point de vue, les approches comparatives et les lectures historiques, très peu nombreuses sur ces sujets, constitueraient un appui précieux pour appréhender plus finement les processus contemporains d'écologisation des représentations et des comportements.

### 9.3.5. La dynamique des représentations et des usages : changer les représentations pour changer les comportements ?

Les parties précédentes ont permis de montrer que la perception des phénomènes d'eutrophisation par le grand public requiert, dans une majorité de situations, ce que l'on pourrait appeler un « équipement » spécifique, ce qui passe par l'accès à un ensemble de discours experts et/ou critiques qui problématisent, mettent en narration, en image et en signes les transformations des milieux aquatiques. Ce sont ces dispositifs que nous regroupons ici sous le terme de « médiations » : elles contribuent à faire exister et à cadrer les façons dont l'eutrophisation est vue, comprise, identifiée éventuellement comme problématique, débattue par chacun des acteurs de la société en présence. Autrement dit, ces médiations sont centrales dans la construction des représentations sociales associées à l'eutrophisation et dans l'acquisition d'une visibilité sociale secondaire, progressivement intégrée dans les représentations et les perceptions. Si l'acquisition de cette visibilité sociale secondaire peut s'accompagner d'une mise en mouvement des acteurs sociaux, les recherches montrent l'absence de lien direct entre changements dans les représentations et évolution des comportements et la complexité de leurs relations.

#### *9.3.5.1. Le lien entre les représentations et la mise en mouvement des acteurs sociaux : le cas des relations santé-environnement*

La visibilité sociale dite primaire de l'eutrophisation est dans la majorité des cas limitée : l'acquisition de cette visibilité passe par des objets intermédiaires, des formes de problématisation indirectes, dont certains acteurs sociaux vont se saisir pour construire des interprétations et des grilles de lecture qui peuvent acquérir, en se stabilisant, le statut de représentations sociales et se diffuser au-delà de leur groupe d'origine et de leur situation d'émergence.

Plusieurs publications insistent sur la centralité de la dimension sanitaire dans l'évolution des représentations associées à l'eutrophisation des milieux aquatiques. L'entrée par la dimension sanitaire constitue en effet le corollaire de la qualification en pollution des apports en nutriments dans les milieux aquatiques. Elle est en ce sens particulièrement performative (c'est-à-dire qu'elle dispose d'une forte capacité à mettre en mouvement, à « faire agir» les acteurs sociaux). L'analyse des représentations sociales associées aux phénomènes d'eutrophisation passe ainsi notamment par une analyse des relations complexes qu'entretiennent les domaines de la santé et de l'environnement. Le cas de la construction des représentations sociales qui affectent à l'eutrophisation une valeur négative rejoint, sur ce point celui de nombreux problèmes environnementaux. C'est ce que montre par exemple E. Burger, spécialiste américain des politiques de santé et des régulations environnementales : la protection de la santé constitue historiquement la porte d'entrée majeure pour la problématisation des changements environnementaux et cette forme de problématisation s'avère à la fois déterminante pour structurer les représentations sociales et l'action collective, qu'elle soit institutionnelle ou militante (Burger, 1990). Burger montre ainsi que l'entrée sanitaire s'est avérée déterminante dans le déclenchement de réelles politiques de lutte contre les pollutions azotées et les pollutions au phosphore.

K.A. Gould (1993) relève quant à lui que si les préoccupations environnementales sont sujettes entre les années 1970 et 1990 à d'importantes fluctuations aux Etats-Unis et au Canada, en revanche les inquiétudes sanitaires se renforcent au fil du temps et connaissent des trajectoires moins heurtées. En effet, la protection de la santé constitue une ressource argumentative de premier plan qui légitime une intervention politique s'extrayant de la logique coûts-bénéfices. Une fois les normes sanitaires adoptées, elles ne sont presque jamais remises en question, ce qui explique la stratégie de nombreux défenseurs de l'environnement consistant à « sanitariser » les questions environnementales pour obtenir leur mise à l'agenda et leur sanctuarisation dans l'espace politique. Les inquiétudes sociétales tendent alors à se construire par rapport à ces normes sanitaires, qui acquièrent une valeur sociale autant que juridique.

Dans le cas de l'eutrophisation, l'entrée institutionnelle et la dynamique du débat public est passée par la mise en avant des effets des nitrates sur la santé, à l'origine par exemple de l'adoption de valeurs guide par la FAO et l'OMS, reprises dans la norme européenne associée aux eaux brutes destinées à la consommation humaine, (justifiée par les études épidémiologiques réalisées à propos de la méthémoglobinémie ou maladie du bébé bleu). L'adoption de la norme des 50mg/L de nitrates dans les eaux brutes destinées à la consommation humaine apparaît aujourd'hui comme un facteur déclenchant déterminant des politiques de lutte contre l'eutrophisation des milieux aquatiques. Les controverses entourant cette norme, comme l'investissement de nombreux acteurs scientifiques et associatifs pour la défendre, témoignent de cet impact sur le long terme.

Un autre témoignage marquant de la performativité de l'entrée sanitaire pour faire évoluer des représentations associées à l'eutrophisation est apporté par le traitement social des blooms de cyanobactéries et, plus récemment, de macroalgues (ulves en feuilles ou en tubes, algues sargasses…). Les conséquences sanitaires des blooms phytoplanctoniques sont ainsi la principale voie par laquelle l'existence de crises dystrophiques se manifeste auprès du grand public (interdictions de pêche et de commercialisation de coquillages, interdictions de baignade dans les plans d'eau). Plus récemment, c'est bien le déplacement de la problématique des marées vertes sur le plan du risque sanitaire qui a conduit à un déconfinement du problème : les alertes aux émanations d'hydrogène sulfuré, consécutives à la mise en évidence d'un risque d'intoxication létale en cas d'inhalation, ont élargi le nombre des victimes potentielles des algues vertes au-delà des riverains d'une part, et provoqué la réaction des autorités sanitaires et des mesures de protection des populations (interdictions d'accès aux plages, ramassage intensif des algues échouées, campagnes d'information du public) d'autre part (Le Chêne, 2012 ; Levain, 2014).

La sanitarisation des enjeux et l'évolution des représentations sociales relatives à l'eutrophisation entretiennent ainsi des relations étroites, mais complexes. D'une part, ces relations ne doivent pas être interprétées comme relevant uniquement de la valeur sociale accordée à l'eau et à sa pureté : elles proviennent aussi d'effets de cadrage et de la stabilité des systèmes socio-techniques de régulation de l'eau (voir partie 1). Ainsi, Löwgren et al. (1989) montrent que la gestion sanitaire de l'eau est le mode dominant de prise en charge des pollutions aquatiques en Europe du Nord pendant la grande majorité du XXème siècle : la qualité de l'eau s'apprécie au bout d'une chaîne opératoire que le perfectionnement des techniques de dépollution tend à allonger au cours du temps et la protection des populations constitue à la fois un déclencheur de l'action publique et un élément de légitimation de celle-ci (voir également : Van de Poel, 2008). D'autre part, ce poids des considérations de santé publique dans les représentations peut conduire à focaliser l'attention du public et des institutions sur des objets isolés de leur milieu (les algues échouées, par exemple), appréhendés dans le cadre d'une gestion de crise : cette gestion de crise peut conduire à des interventions massives et rapides sur les milieux naturels dont le contrôle immédiat devient un argument recevable, y compris auprès d'acteurs habituellement plus critiques. Ce phénomène a pu être observé en Bretagne entre 2009 et 2013 en matière de ramassage intensif des algues échouées ou d'opérations de curage des cours d'eau et de désenvasement des grèves (Levain, 2014).

Dans le cas de l'eutrophisation en Europe, l'évolution des représentations et l'accession à une visibilité sociale secondaire est donc passée principalement par l'accession des nitrates au statut de polluant de l'eau potable et par la mise en évidence des conséquences sanitaires des blooms algaux, qui leur fait accéder également au statut de pollution.

#### *9.3.5.2. Problématisation et visibilité sociale secondaire*

Nous regrouperons ici les dispositifs et acteurs intermédiaires qui contribuent à accroître la visibilité sociale secondaire de l'eutrophisation en trois sous-ensembles. Ceux-ci interagissent de façon très dense dans les périodes d'accentuation du débat public et de structuration des problèmes publics, comme les exemples des Grands Lacs nord-américains, de la Mer Baltique et des marées vertes en

France ont permis de l'illustrer abondamment dans ce qui précède. Nous ne traiterons ici de ces aspects qu'en tant qu'ils construisent, structurent et transforment les représentations sociales.

Dans l'étude, précédemment citée, qu'il a consacrée aux mobilisations environnementales locales contre les pollutions affectant les Grands Lacs (Etats-Unis et Canada), K.A. Gould (1993) relève que la conscience des problèmes environnementaux ne conduit pas automatiquement à faire émerger des formes d'organisation collective visant à obtenir leur meilleure prise en charge. Cette absence d'automaticité a plusieurs facteurs : d'abord, les efforts des acteurs politiques et économiques dominants pour dépolitiser le problème, en le présentant comme un problème technique maîtrisable ou en contrôlant l'espace du débat public ; ensuite, la complexité des problèmes et leur entremêlement, qui obligent à un travail d'articulation, d'équipement et de mise en visibilité que peu de collectifs locaux sont à même d'accomplir dans la durée. C'est souligner le rôle majeur des dispositifs institutionnels, du degré d'ouverture du débat public, des réseaux d'associations dans la construction de récits intelligibles et signifiants pour les publics non-experts, à même de faire évoluer les représentations sociales.

##### *9.3.5.2.1.Les représentations médiatiques de l'eutrophisation*

Le corpus de références étudié recèle plusieurs articles qui se sont intéressés au traitement médiatique de l'eutrophisation. Ils ont fait l'objet d'une présentation détaillée en partie X. Encore une fois, il faut au préalable relever que le terme même d'eutrophisation n'a accédé au débat public que dans un nombre très limité de circonstances, essentiellement en Mer Baltique.

Dans le cas de la Finlande, Lyttimäki & Assmuth montrent que les interactions entre acteurs publics et gestionnaires d'une part, médias de l'autre, produisent des cadrages et des simplifications qui permettent la polarisation que rend nécessaire la mise en débat public (Lyttimäki & Assmuth, 2015). Ce processus est par exemple observable en France, où l'eutrophisation est une notion très rarement mobilisée par les médias. Dans le cas des marées vertes, qui a le plus retenu leur attention et qui est le seul dont la littérature en sciences sociales rend compte de façon analytique, le discours médiatique est articulé autour du couple algues vertes/pollutions agricoles ou pollution par les nitrates (Brun & Haghe, 2016). Seuls les chercheurs en sciences biophysiques interviewés par les journalistes se réfèrent à l'eutrophisation, généralement pour mettre en avant la multifactorialité des marées vertes et clarifier le rôle de l'azote, en insistant sur la maîtrise des flux d'azote comme unique levier d'action possible.

L'intérêt des médias pour les phénomènes d'eutrophisation a pour effet de renforcer leur lecture phénoménologique : leur intégration dans l'actualité passe par des « événements », comme un bloom algal visible et spectaculaire. Mais l'événement est le plus souvent, dans le cas de l'eutrophisation, construit par des mobilisations d'acteurs qui vont proposer aux journalistes des grilles de lecture, des mises en intrigues que ces derniers vont pouvoir réutiliser.

Dès lors que les phénomènes d'eutrophisation deviennent objets de mobilisations sociales et politiques, l'agenda médiatique est ainsi gouverné par le renforcement des dispositifs métrologiques et des politiques publiques, qui construisent une trame narrative qui se déploie dans le temps (la situation évolue ou pas, les acteurs mobilisés interprètent et commentent cette évolution). C'est ce qui s'est produit par exemple entre 2009 et 2014 en France, autour du phénomène des marées vertes en Bretagne : des associations environnementalistes locales des Côtes d'Armor sont parvenues à susciter l'intérêt des médias à partir d'accidents survenus sur les grèves touchées par les échouages d'algues vertes, suscitant un pic de traitement médiatique qui s'est déployé sur une période assez longue et a durablement transformé les discours publics et les représentations des marées vertes. D'abord, du fait d'un accroissement de la sensibilité du public et des médias à des épisodes de prolifération algale sur d'autres sites, d'abord côtiers, puis sur les plans d'eaux intérieurs. Ensuite, par un phénomène d'escalade symétrique entre acteurs porteurs d'enjeux et de sensibilités opposées (comme les institutions gestionnaires ou les représentants professionnels agricoles), lié à leur désir de reprendre en main l'agenda médiatique et aboutissant, ainsi, à une inflation du traitement médiatique des marées vertes par des journalistes non spécialistes, alors même qu'ils souhaitaient l'éviter (Levain, 2017).

#### *9.3.5.2.2.L'eutrophisation et les mobilisations environnementalistes*

En observant les mobilisations environnementalistes, la perméabilité entre concepts scientifiques, catégories institutionnelles et argumentaires militants et leur évolution au fil du temps apparaît dans certains cas très clairement : dans l'analyse qu'ils ont consacrée à l'évolution des mobilisations contre le barrage de Chambonchard sur le Cher en France, les géographes français P. Garnier et S. Rode relèvent ainsi l'apparition, dans la seconde moitié des années 1980, d'arguments nouveaux pour les associations d'opposants, fondés sur une vision négative des processus d'eutrophisation, qui sont explicitement identifiés. L'état eutrophisé du milieu s'oppose de plus en plus nettement à une vision dynamique, incarnée et intégrée des écosystèmes, dans laquelle l'eau est un liant qui circule (Garnier & Rode, 2007).

La dynamique observée depuis 2011 en Bretagne au sein des associations environnementalistes présente à cet égard un intérêt particulier : les pollutions en composés azotés et phosphorés ont fait l'objet, depuis les années 1980, d'une très forte mobilisation de la part de l'association Eau et Rivières de Bretagne, fondée par un petit groupe de militants environnementalistes passionnés de pêche (Mettoux, 2004). Mais l'accession des marées vertes au statut de problème environnemental majeur au niveau national à la fin des années 2000 implique au premier chef des militants d'associations locales, qui ne partagent que très partiellement l'histoire et la culture naturaliste d'Eau et Rivières de Bretagne, et s'opposent régulièrement à ses administrateurs. Ces associations centrées sur la lutte contre les marées vertes construisent un récit alternatif de la persistance des marées vertes : ce récit met l'accent à la fois sur la mise en danger de la population et l'inaction coupable des institutions, en menant un travail d'enquête fondé sur la recherche de victimes et la mesure des taux d'hydrogène sulfuré sur les grèves. Les algues vertes, davantage que l'eutrophisation, sont l'objet de ces enquêtes profanes et de cette forme d'épidémiologie populaire, qui s'appuie sur les témoignages et la production de données nouvelles plutôt que sur les savoirs scientifiques et l'expertise institutionnelle (Levain, 2014).

L'eutrophisation comme catégorie et comme objet d'action publique : les supports institutionnels des représentations

Catégorie experte, en voie d'appropriation et de traduction par le truchement de la montée en puissance des inquiétudes environnementales, l'eutrophisation est également devenue une catégorie importante de l'action publique. Elle est identifiée à la fois comme un problème à résoudre et comme un signe de la santé des milieux aquatiques, donnant lieu à un suivi par des batteries d'indicateurs de plus en plus fins. L'eutrophisation peut donc être considérée comme une catégorie de gestion, voire comme une catégorie politique, ce qui contribue à son déconfinement progressif. Celui-ci s'effectue dans un contexte de densification cognitive des politiques publiques environnementales et, en Europe, de gestion territorialisée des politiques de l'eau (voir partie 1).

Dans ce contexte, plusieurs auteurs soulignent l'importance de la confiance accordée aux autorités publiques dans la compréhension et le soutien apporté par les citoyens aux régulations environnementales. Dans une enquête récente menée en Suède, Zannakis et al. (2015) montrent par exemple que la perception de l'efficacité et de l'équité de l'action publique influence positivement l'engagement des propriétaires de résidences dont les réseaux d'assainissement individuel sont défaillants dans une mise aux normes de leur installation : la crédibilité des politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation s'avère, du fait de la difficulté à établir des connexions claires entre le comportement individuel et les dommages finaux sur le milieu, un facteur crucial d'adhésion. Qui plus est, le fait que les instruments d'action publique soient, en la matière, pour la plupart à large spectre et que leur mise en œuvre indifférenciée puisse conduire à des impacts variables accentue l'importance d'un dialogue ouvert autour des finalités plus générales de l'action menée (Goss & Barry, 1995).

L'action publique a également des effets par l'ouverture d'espaces de dialogue et de débat, la fourniture d'informations sur l'état des milieux, ainsi que par la mise en place d'instruments de politiques publiques. De façon indirecte, c'est par exemple ce qui ressort d'une enquête réalisée par la psychologue E. Michel-Guillou auprès de 74 agriculteurs sur le territoire de l'agence de l'eau Artois-

Picardie (Michel-Guillou, 2004). L'enquête cherchait à analyser les relations entre perception d'une pollution aux nitrates touchant les eaux souterraines, attribution de responsabilité et ce que la chercheuse nommait « l'implication personnelle » des agriculteurs (c'est-à-dire leur prédisposition à l'action). Les résultats font apparaître que la pollution de l'eau est identifiée par plus des ¾ des agriculteurs interrogés comme une pollution locale importante. Toutefois, une forte variabilité entre les sites est observée : les perceptions et attitudes varient en fonction du degré de pollution des sites, mais de façon non linéaire. Ainsi, dans les sites peu ou pas pollués, les agriculteurs interrogés semblent évoquer plus facilement l'existence d'une pollution locale de l'eau et identifient une responsabilité partagée entre l'industrie, les ménages et l'agriculture. Sur les sites où la pollution atteint un seuil plus important, la moitié des agriculteurs ne reconnaissent pas son existence. Enfin, sur les sites où les taux de nitrates atteignent des niveaux critiques, on retrouve une large reconnaissance de la pollution, ainsi qu'une implication personnelle plus importante. Comme le souligne E. Michel-Guillou, ces résultats permettent d'analyser les attitudes de déni comme étant directement liées au manque de contrôle perçu de l'environnement, lui-même corrélé à une absence d'implication personnelle. Deux des résultats indirects de cette étude méritent par ailleurs d'être mis en avant. D'abord, le fait qu'aucun des agriculteurs interrogés n'attribue la responsabilité de la pollution à l'agriculture seule. Ensuite, le fait qu'existent sur les sites les plus touchés par les pollutions azotées des eaux souterraines, des programmes locaux de lutte contre les pollutions, incluant des formes de contractualisation avec les agriculteurs.

Il est important de ne pas hâtivement interpréter les corrélations mises en évidence par des enquêtes de ce type comme des causalités : néanmoins, l'enquête semble indiquer que la possibilité de s'engager concrètement et l'accès à une information environnementale détaillée peuvent contribuer à réduire les situations d'inconfort psychologique vécues par les agriculteurs dans un contexte où leur pratiques sont globalement et localement régulièrement mises en cause. Ces situations d'inconfort psychologique, voire d'angoisse naissent du décalage croissant entre les attentes sociales perçues vis-à-vis de l'agriculture et les discours experts d'une part, la réalité des pratiques et des systèmes de production d'autre part. Elles sont relevées par plusieurs auteurs, qui montrent les coûts sociaux et psychologiques pour les agriculteurs de la reconstruction d'une cohérence cognitive et argumentative face à des signaux cognitifs, sociétaux et économiques contradictoires (Levain, 2011 ; Uekötter, 2014). L'historien allemand F. Uekötter montre ainsi, en étudiant l'évolution des pratiques de fertilisation en Allemagne depuis la 2ème Guerre Mondiale, qu'en présence d'une situation complexe, d'incertitudes scientifiques et de perspectives d'amélioration majeure des conditions de travail, la profession agricole a préféré risquer une surfertilisation (et des coûts supplémentaires) plutôt que d'investir dans l'acquisition de connaissances ajustées aux besoins. Au vu de la structuration de la profession, ce choix a été effectué collectivement, avec des conséquences, au vu du degré d'encadrement des individus par les organisations professionnelles, sur l'autonomie des agriculteurs et sur leur équipement cognitif. Pour l'auteur, ce processus a eu une conséquence indirecte sur le long terme : une anxiété profonde, du fait de l'écart croissant entre les pratiques et les discours publics des experts (Uekötter, 2014).

De façon plus ciblée, la construction des perceptions de la qualité de l'eau s'appuie également sur les politiques de labellisation des sites qui, pour ne pas être interprétées de façon uniforme par les usagers, les influence directement. A l'occasion d'une enquête menée auprès des usagers de 6 plages sud-africaines, dont trois disposant du label « pavillon bleu », Lucrezi et Van der Merwe (2015) montrent par exemple que plus de la moitié des usagers déclaraient connaître les principaux critères de son attribution. Les auteurs relèvent toutefois que cette proportion est bien moindre dans les enquêtes par questionnaire du même type réalisées en Europe, et les critères d'appréciation de la qualité de l'eau (centrés sur la bactériologie) ne sont pas détaillés. Il reste que ces études tendent à montrer, en tendance, un effet des processus de labellisation sur les représentations de la qualité des milieux. La portée des signaux institutionnels négatifs (interdictions ponctuelles de baignades ou de pêche, panneaux d'avertissement etc.) sur les perceptions des milieux n'a en revanche pas fait l'objet d'études approfondies à ce jour.

L'action publique contribue plus largement à la construction et à la transformation des représentations sociales associées à l'environnement, notamment à l'évaluation de la conformité et de l'adéquation des comportements à des normes et à des standards. Après 25 ans de politiques encourageant l'écologisation des pratiques agricoles et la multifactorialité de l'agriculture en Suède, le sociologue F.P. Saunders montre ainsi que les représentations des bonnes pratiques agricoles et les définitions même de ce qu'est un « bon agriculteur » se sont sensiblement diversifiées (Saunders, 2015), et ce y compris chez les agriculteurs eux-mêmes. L'action publique change en effet les règles du jeu en matière agricole et offre des opportunités de différenciation et de repositionnement à une partie des acteurs agricoles, jusqu'à toucher leurs représentations à propos d'eux-mêmes et de leur rôle social. Il faut noter, à cet égard, la difficulté à analyser aujourd'hui les représentations des agriculteurs à partir des discours tenus à l'occasion des entretiens, relevée par plusieurs auteurs, sans prendre en compte leur confrontation répétée à la critique : d'une part, les discours dépendent des contextes d'énonciation, d'autre part, le rapport à l'enquêteur et à ses propres représentations de l'agriculture est lui-même l'objet d'une évaluation lors des entretiens (voir par exemple, pour le cas de la Bretagne : Michel-Guillou, 2009b ; Levain, 2014).

#### *9.3.5.3. La mobilisation et la diffusion des connaissances expertes : catégories émergentes et diversité des représentations associées à l'eutrophisation*

##### *9.3.5.3.1.Perceptions et connaissances écologiques*

Une enquête interdisciplinaire analysant les perceptions de la qualité d'un cours d'eau en Nouvelle-Zélande a montré un écart important entre l'évaluation de la qualité de l'eau par les personnes enquêtées et par les indicateurs scientifiques : 58% des personnes enquêtées jugeaient que l'eau était de meilleure qualité que la description qu'en faisaient les enquêteurs à partir des données expertes. Le second résultat intéressant de l'étude était que ceux qui étaient en mesure de fournir leur propre lecture, circonstanciée, de l'état du cours d'eau, étaient ceux qui s'avéraient à la fois les plus méfiants vis-à-vis des gains à attendre des politiques publiques proposées à leur examen et ceux qui étaient les plus enclins à contribuer financièrement à une amélioration. L'une des conclusions de cette étude est que les connaissances écologiques constituent un paramètre déterminant de l'appréciation de la qualité. Les auteurs interprètent cet écart entre les deux groupes comme résultant d'une forme de réticence à voir se transformer quelque chose que l'on connaît bien (Marsh, Mkawa, Scarpa, 2011).

Les travaux de Cottet et al. sur les bras morts du Rhône, qui reposent sur des formes d'entretien plus ouvertes, mettent également en évidence que les savoirs écologiques, notamment lorsqu'ils sont fondés sur une fréquentation dans le long terme des milieux, est une variable déterminante dans la perception de la qualité de l'eau : ils permettent d'apprécier des tendances par rapport à un état de référence constitué et consolidé, ce qui facilite l'établissement de normes de qualité fixées par rapport à l'expérience personnelle (Cottet et al. 2010 ; Cottet et Piégay. 2013).

La convergence de cette connaissance expérientielle et des cadres interprétatifs qui lui confèrent un caractère signifiant et générique ne semble cependant concerner que des groupes sociaux experts, dans des contextes où les pollutions aquatiques ont fait l'objet de recherches anciennes et approfondies : l'eutrophisation apparaît ainsi désormais comme un des principaux attributs permettant d'évaluer la soutenabilité des pratiques agricoles auprès des experts gouvernementaux et des conseillers techniques agricoles dans une étude réalisée aux Pays-Bas, et ce avant même la pollution des nappes d'eau souterraines, la pollution des sols ou l'érosion de la biodiversité (Van Calker et al., 2003).

Dans le cas des marées vertes, la mise en relation entre les blooms de macroalgues, les apports de nutriments par les cours d'eau côtiers et les changements dans les paysages et dans les pratiques agricoles a pu être réalisée dès les premières occurrences du phénomène, dans les années 1970 et 1980, par un nombre limité d'habitants. Certains possédaient un équipement spécifique pour ce faire, en raison de leur familiarité avec les concepts de l'écologie scientifique et avec le fonctionnement des agroécosystèmes (comme des ingénieurs agronomes employés par les services de l'Etat ou de grandes

coopératives). D'autres, cependant, ne pouvaient s'appuyer sur des connaissances académiques ni ne pouvaient nommer l'eutrophisation littorale. Ils ont cependant rapidement pu mettre en relation l'ampleur et la nature des transformations agricoles avec l'évolution de la végétation estuarienne et littorale. Ces derniers avaient en commun une expérience intime des milieux aquatiques (notamment via leurs activités de pêche à la ligne, à la senne ou à pied) et une relative marginalité dans la société locale (propriétaires de très petites exploitations ou journaliers agricoles, par exemple). Les premiers ont pour la plupart joué un rôle très actif dans la mise en débat des connaissances et des politiques localement, les seconds n'ont jamais pris part au débat public. Les contraintes sociales entourant la prise de parole s'avèrent, dans le cas d'espèce, plus importantes que l'équipement cognitif pour comprendre la lenteur de la transformation des systèmes locaux d'interprétation des marées vertes (Levain, 2014).

Ces différents résultats incitent à envisager l'expertise comme incluant une diversité de compétences, dont certaines se constituent par l'expérience : l'expertise naît de la capacité à éprouver les propriétés matérielles des objets et de les confronter aux représentations qui peuvent lui être associés dans des réseaux dans lesquels l'objet circule. C'est bien ce qui distingue, selon Bessy et Châteauraynaud, l'expert du non-expert d'une part et du faussaire d'autre part, qui s'appuie sur la correspondance superficielle entre une représentation collective et des *repères* reflétés par l'objet (Bessy et Châteauraynaud, 1995). Dans cette perspective, l'expertise ne se limite pas aux connaissances scientifiques, mais inclut également la capacité à repérer et interpréter les prises qu'offre l'expérience sensorielle. Les enjeux et les modalités de la reconnaissance de cette pluralité des expériences et des savoirs seront étudiés dans le sous-chapitre 9.5.

##### *9.3.5.3.2.Education à l'environnement et rationalité des comportements*

Le fait que les connaissances écologiques constituent une variable discriminante dans le rapport à la qualité de l'eau et les représentations associées à sa dégradation appuie généralement l'idée que l'éducation à l'environnement constitue une clef pour faire évoluer les comportements vers des pratiques plus vertueuses d'un point de vue environnemental. Les quelques références du corpus qui s'intéressent à ce point tendent à nuancer, sinon invalider, ce constat.

En effet, les politiques d'éducation à l'environnement tendent à assimiler les comportements non désirés à des problèmes de méconnaissance des conséquences des actions, alors que les relations entre connaissances et comportements sont en fait plus complexes. C'est ce que montre, par exemple, une enquête menée auprès des habitants de l'agglomération de Perth (Australie), dans un contexte où la fertilisation excessive des jardins conduit à d'importants problèmes de qualité de l'eau. Le programme d'éducation à l'environnement mis en œuvre obtient des résultats très limités en termes de changements de pratiques : les habitants s'avèrent tout à fait conscients du lien entre leurs pratiques et la qualité de l'eau, mais l'évolution de leur comportement au jardin passe par une transformation de leur rapport aux produits fertilisants eux-mêmes, à l'identification de leurs propriétés précises et aux contraintes matérielles qui entourent leur achat (la disponibilité, le coût, notamment) et leur usage (leur caractère pratique, la perception de leur efficacité) (Hughes et al., 2012). De fait, le programme mis en œuvre s'est heurté à une incompréhension : l'expertise à acquérir concernait davantage les pratiques de consommation et les techniques alternatives à la fertilisation chimique, plutôt que le fonctionnement de l'écosystème.

Brownlie et al., à l'occasion d'une enquête menée auprès de 156 utilisateurs de systèmes d'assainissement individuels sur le bassin versant du Loch Leven (Ecosse), proposent une représentation stylisée du lien entre connaissances et changement de comportement (figures 9.17 et 9.18). Dans ce modèle, les connaissances n'influencent qu'indirectement et de façon limitée la capacité à agir : elles font partie des facteurs de contrôle situationnels et des prérequis pour la traduction d'intentions de comportement en comportement effectif (Story et Forsyth, 2008 ; Brownlie et al., 2015). Dans le cas étudié par Brownlie et al., où les problèmes d'eutrophisation étaient très liés aux émissions de phosphore en provenance de systèmes d'assainissement individuels défaillants, l'enquête fait ressortir le manque ressenti d'informations sur les façons de réduire les émissions de phosphore. Les auteurs

distinguent, de ce point de vue, deux ensembles de pratiques devant faire l'objet d'approches distinctes : d'une part, les pratiques quotidiennes routinisées (comme l'usage de détergents ménagers), pour lesquels une action publique visant la modification des pratiques de vente (composition et étiquetage des produits) paraît la plus efficace ; d'autre part, les pratiques plus occasionnelles, comme le curage des fosses septiques. Le niveau d'information sur les conséquences environnementales de la saturation des fosses est faible chez les personnes interrogées. Dans ce dernier cas, des actions d'éducation environnementales sont susceptibles de produire une modification sensible des comportements. Cependant, la conduite de programmes d'information, même intensifs, si elle est déconnectée d'une action simultanée sur les autres facteurs de contrôle, s'avère improductive.

**Fig. 1** Framework explaining the variables which influence behaviour and modify the relationship between behavioural intention and actual behaviour (modified from Barr 2004)

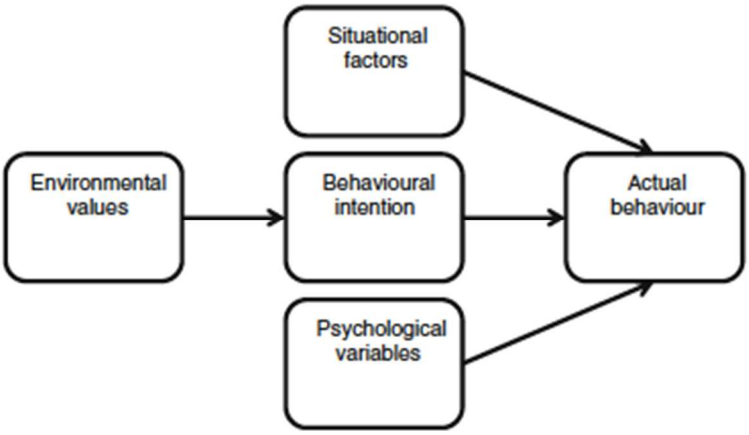


**Table 1** Controlling factors that influence behaviour and behavioural intention, proposed in the framework of Barr (2004)

| Variable group | Controlling factor | References |
|---|---|---|
| Situational factors | Provision of a range of facilities to perform behaviour | (Barr 2004) |
| | Socio-demographic variation | (Saphores *et al.* 2012; Schultz *et al.* 1995; Stern *et al.* 1993) |
| | Low cost-high benefit | (Ajzen 1991; De Groot and Steg 2008) |
| | Knowledge of the problem | (Barr 2004; Schahn and Holzer 1990) |
| | Knowledge of how the problem can be solved | (Barr 2004) |
| Psychological variables | Perceived behavioural control:<br>• self-efficacy to perform the behaviour<br>• responsibility to perform the behaviour<br>• optimism the result is successful | (Ajzen 1991; Klöckner 2013; Schwartz and Howard 1981; Stern 2000) |
| | Personalisation and localisation of the problem | (Eden 1993) |
| | Social Pressure | (Baca-Motes *et al.* 2013; Chan 1998; Tucker 1999) |
| Environmental values | Ecological world view<br>• Higher score on the new ecological paradigm (NEP) scale (Dunlap *et al.* 2000) | (Dunlap *et al.* 2000; Klöckner 2013; Steel 1996; Thompson and Barton 1994) |

*Figures 9.17 et 9.18 : Un modèle psychologique d'analyse des liens entre valeurs environnementales et écologisation des comportements des individus, tel qu'appliqué à l'étude d'un cas de pollution de cours d'eau au phosphore. Source : Brownlie et al., 2015.*

#### *9.3.5.3.3.La diversité des savoirs et des approches, une ressource essentielle à la prise en charge collective des problèmes environnementaux complexes*

L'expertise mérite ainsi d'être appréhendée dans sa double composante : elle ne repose pas uniquement sur une capacité à décrire des processus écologiques de façon générique, mais également sur la connaissance de l'histoire locale des milieux, en tant que socio-écosystèmes objets de formes d'appropriation et de perceptions multiples. Si l'expertise est entendue comme incluant les

connaissances expérientielles et les savoirs locaux, elle est susceptible de jouer un rôle médiateur pour la diffusion des connaissances environnementales locales dans une perspective de restauration écologique, en oeuvrant pour une réappropriation de l'histoire locale des cours d'eau et des plans d'eau (Cottet et al., 2013). Cela implique une attention particulière aux connaissances centrées sur les milieux et leur fonctionnement, comme complément à celles qui sont centrées sur les sources des pollutions.

La prise en compte de la diversité des formes de connaissances peut s'avérer déterminante pour la compréhension même des processus écologiques et la qualité des apprentissages : c'est ce qu'une expérience pédagogique réalisée avec des étudiants de 3ème cycle en sciences de la terre tend à démontrer (McNeal et al., 2008). Le thème de l'eutrophisation est particulièrement mobilisé par les équipes enseignantes de l'Université d'Etat du Mississipi, du fait de considérations locales (la proximité du Golfe du Mexique) et du caractère exemplaire, presque idéal-typique, de la complexité des interactions en jeu. Les auteurs montrent que la représentation graphique des phénomènes d'eutrophisation s'avère délicate y compris pour des étudiants très avancés dans leur cursus universitaire. Les méthodes pédagogiques qui s'appuient sur l'exploration et la confrontation de représentations multiples du processus s'avèrent plus productives du point de vue des apprentissages : elles accentuent la capacité des étudiants à développer des modèles conceptuels adaptés et à les traduire en représentations textuelles, symboliques et iconographiques. La capacité à représenter la complexité s'avère, selon eux, déterminante pour la compréhension mais également pour le dialogue avec les porteurs d'enjeux. Selon les auteurs, la démarche pourrait produire des résultats encore plus probants si elle était couplée avec un travail de terrain approfondi, dans lequel les étudiants se confronteraient à la fois aux objets qu'ils représentent et aux représentations alternatives produites par les acteurs sociaux.

Cette conclusion rejoint celle d'A. Freitag (Freitag, 2014 : voir supra, partie 1), dont l'hypothèse principale est que dans le cas des problèmes environnementaux complexes, l'absence de reconnaissance de la diversité des « façons de connaître» est une cause majeure d'échec des politiques négociées et d'absence de mobilisation de certaines parties prenantes. Autrement dit, une meilleure connaissance des perceptions de la qualité de l'eau et des problèmes qui l'affectent est susceptible de contribuer à transformer les porteurs d'enjeux et d'intérêts particuliers en contributeurs effectifs de la conception et de la mise en œuvre des politiques de gestion.

#### *9.3.5.4. Synthèse*

Mobilisations environnementales, dispositifs normatifs et production médiatique contribuent à faire exister et à cadrer les façons dont l'eutrophisation est vue, comprise, identifiée éventuellement comme problématique, débattue par chacun des acteurs de la société. Autrement dit, ils contribuent à l'acquisition d'une visibilité sociale secondaire de l'eutrophisation, progressivement intégrée dans les représentations et les perceptions.

L'intérêt des médias pour les phénomènes d'eutrophisation a notamment pour effet de renforcer leur lecture phénoménologique : leur intégration dans l'actualité passe par des « événements », comme un bloom algal visible et spectaculaire. Mais l'événement est le plus souvent, dans le cas de l'eutrophisation, construit par des mobilisations d'acteurs qui vont proposer aux journalistes des grilles de lecture que ces derniers vont pouvoir réutiliser. Dès lors que les phénomènes d'eutrophisation deviennent objets de mobilisations sociales et politiques, l'agenda médiatique est aussi gouverné par le renforcement des dispositifs métrologiques et des politiques publiques, qui se déploient dans le temps.

Catégorie experte, en voie d'appropriation et de traduction par le truchement de la montée en puissance des inquiétudes environnementales, l'eutrophisation est également devenue une catégorie importante de l'action publique. Elle est identifiée à la fois comme un problème à résoudre et comme un signe de la santé des milieux aquatiques, donnant lieu à un suivi par des ensembles d'indicateurs de plus en plus fins. L'eutrophisation peut donc être considérée comme une catégorie de gestion, voire comme une catégorie politique, ce qui contribue à son déconfinement progressif.

**Dans ce contexte, l'absence de reconnaissance de la diversité des représentations et des « façons de connaître» est une cause majeure d'échec des politiques négociées et d'absence de mobilisation de certaines parties prenantes. Autrement dit, une meilleure connaissance des perceptions de la qualité de l'eau et des problèmes qui l'affectent est susceptible de contribuer à transformer les porteurs d'enjeux et d'intérêts particuliers en contributeurs effectifs de la conception et de la mise en œuvre des politiques de gestion.**

### 9.3.6. Eutrophisation et valeur sociale de l'eau

Les représentations sociales constituent et reflètent des formes d'appropriation des éléments de l'environnement, auxquels sont attribués un sens et une valeur ; elles sont situées spatialement et historiquement. Dans cette section sont regroupées les analyses portant sur ces valeurs et les façons dont elles sont socialement construites.

#### *9.3.6.1. Des eaux plurielles, des valeurs problématiques*

Tous les types d'eau ne sont pas soumis aux mêmes mécanismes d'attribution de la valeur et l'attribution d'une valeur économique à l'eau ne concerne finalement, qu'une partie très limitée de celle-ci (Calvo-Mendieta et al., 2011). Ces asymétries dans les statuts de l'eau et des milieux aquatiques obligent à appliquer une éthique particulière dans le domaine du management de l'eau (Novo, 2012).

Plusieurs références du corpus se font l'écho de la nécessité de traduire cette exigence par la construction de catégories de pensée et d'action nouvelles, à même d'équiper les acteurs pour améliorer la prise en charge des enjeux liés à la gestion de la ressource en eau. Certains auteurs insistent ainsi sur la nécessité d'une approche par les droits fondamentaux, qui complète ou contrebalance le mouvement, porté par la plupart des institutions internationales, d'extension de l'attribution d'une valeur économique à l'eau, au-delà de l'eau se voyant attribuer une valeur marchande (Chebly, 2014) .

D'autres en appellent au développement de nouvelles approches permettant de dépasser les limites de l'approche néo-classique : les valeurs d'usage et de non-usage (ou d'existence) ne sont pas exclusives les unes des autres, la question de la répartition des gains entre les bénéficiaires finaux reste difficile à traiter dans le cadre de modèles micro-économiques, les agents sont considérés comme les porteurs d'un seul type de rationalité. Or, l'eau est investie de valeurs non marchandes qui font de la question même de sa marchandisation un sujet éminemment sensible (Calvo-Mendieta et al., 2011). La notion de patrimoine permet ainsi d'aborder l'eau comme un ensemble d'éléments matériels et immatériels propres à une communauté, à son autonomie comme à son identité (Calvo-Mendieta et al., 2011 ; Belaïdi et Euzen, 2009).

Une autre piste prometteuse est explorée par les chercheurs qui travaillent sur l'évaluation des services écosystémiques : Keeler et al. relèvent à ce sujet que les outils existant pour attribuer et évaluer les services écosystémiques peinent à traiter de la qualité de l'eau et de ses variations. En effet, les démarches d'évaluation ne prennent généralement pas en compte les changements dans la gestion des milieux, dans l'utilisation des sols ou autres actions ayant pour effet de modifier la qualité de l'eau. De ce fait, les recherches peinent à appuyer la décision publique : évaluer les coûts globaux de l'eutrophisation, par exemple, ne lui est utile que si des modèles permettant d'appréhender finement les effets d'une variation des conditions écologiques, économiques et sociales locales peuvent lui permettre de concevoir des alternatives et des leviers d'action (Keeler et al., 2012). Un autre aspect à prendre en compte est la liaison très forte entre qualité de l'eau et gestion quantitative, qui affecte à la fois les valeurs de non-usage et d'usage dans les cas de plans d'eau touchés par l'eutrophisation (Crase et Gillepsie, 2008).

Mais, quand bien même ces obstacles seraient surmontés, l'articulation entre le caractère non appropriable de la ressource et les usages et valeurs symboliques qu'elle véhicule s'avère dans la pratique épineuse à étudier (Belaïdi & Euzen, 2009) : elle implique un travail intellectuel (mobilisant

plusieurs disciplines) et politique autour de la patrimonialisation de l'eau d'une part, de la reconnexion entre petit cycle et grand cycle de l'eau d'autre part.

#### *9.3.6.2. Normes et valeur sociale de l'eau*

Ces évolutions semblent engagées dans les pays industrialisés. La substitution d'une approche plus holistique du cycle de l'eau à l'approche sanitaire qui a dominé la gestion de l'eau jusqu'aux années 1960, voire au-delà, s'accompagne ainsi d'une plus grande prise en compte des pollutions diffuses et nutrimentielles (Löwgren et al., 1989).

Les valeurs sociales associées à l'eau s'institutionnalisent, au travers de normes juridiques et de dispositifs d'action publique. La situation en France est de ce point de vue caractérisée par une unification progressive du statut de l'eau, consacrée notamment à l'occasion de la loi sur l'eau de 1992, qui fait de l'eau un « patrimoine commun de la nation ». L'approche patrimoniale, au-delà de la portée symbolique d'une telle affirmation, est le reflet d'évolutions historiques : aux problématiques de propriété et de domanialité, associées aux droits d'accès et à une gestion quantitative de l'eau et aux problématiques sanitaires, associées à la l'enjeu de la préservation de la qualité de l'eau potable, succède une approche plus intégrative (voir à ce sujet : Barraqué, 2001 et partie 1). La même tendance est observable au niveau communautaire, avec l'affirmation de la valeur patrimoniale de l'eau, mais dans une formulation qui fait coexister des registres de valuation que de nombreux auteurs du corpus tendent à présenter comme alternatifs : « L'eau n'est pas un bien marchand comme les autres mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel. »[25], stipule ainsi le premier considérant de la directive. Par ailleurs, l'approvisionnement en eau y est défini comme un service d'intérêt général. Les valeurs associées à l'eau dans les textes juridiques qui en organisent la gestion et la protection recoupent sans les rejoindre les catégories issues de la théorie économique. Calvo-Mendieta et al. (2011) relèvent à cet égard que la coexistence de valeurs marchandes et non-marchandes associées à l'eau est caractéristique de la façon dont les Européens ont envisagé jusqu'à présent la ressource en eau.

Qui plus est, l'organisation territorialisée de la gestion de l'eau et son évolution font que les valeurs de l'eau mises en avant et prises en charge par les gestionnaires évoluent dans le temps et dans l'espace (Ghiotti, 2006). S. Ghiotti montre ainsi que les normes et formes de gestion se différencient en fonction des usages locaux de l'eau et des formes d'organisation sociale qui les accompagnent. C'est à partir des années 1970 et 1980 (période C, fig. 9.19) que la dimension environnementale (l' « eau milieu ») et la dimension territoriale de la gestion de l'eau se dissocient assez clairement des enjeux liés aux activités économiques : l'écologisation de la gestion territorialisée de l'eau s'accompagne d'une faible prise en compte de sa valeur d'usage. Cette dissociation est à l'origine de nombreux conflits avec les professions qui dépendent au quotidien de l'eau et dont les usages sont remis en cause du fait de leurs effets environnementaux (voir sous-chapitre 9.4).

25 Considérant 1, DIRECTIVE 2000/60/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau ; voir à ce sujet : chapitre 3 (cadre réglementaire)

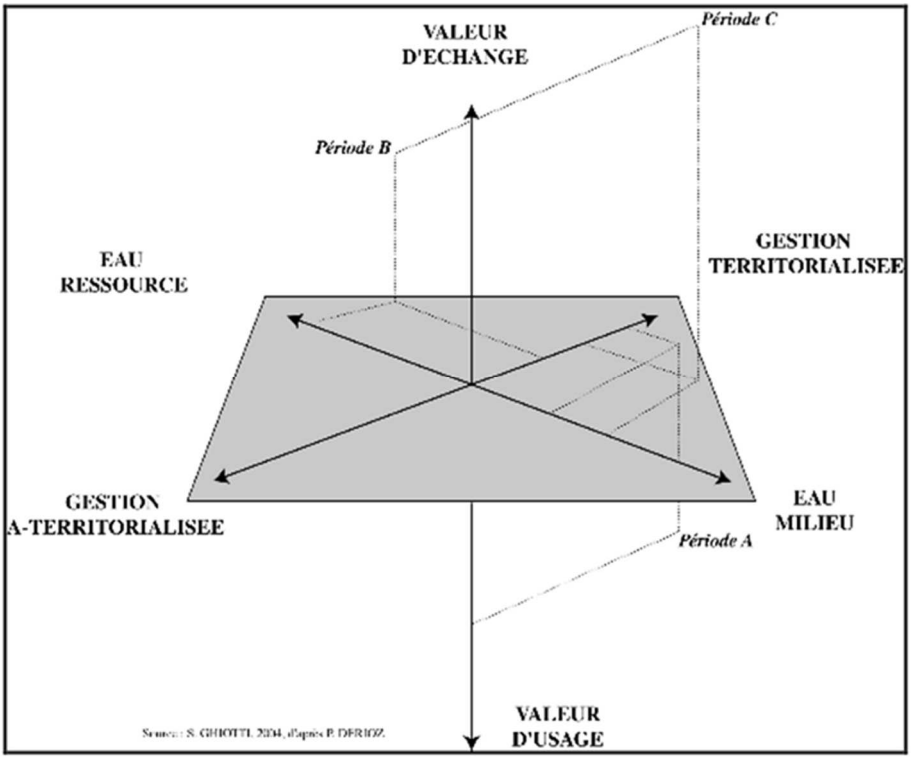


*Figure 9.19 - Tendances et évolutions d'une gestion territoriale de l'eau (XVIIIeme – XXeme siècle). Entre économie, territoire et environnement. Source : Ghiotti, 2006.*

#### *9.3.6.3. Valeur sociale de l'eau et eutrophisation : au delà de l'évaluation économique des dommages*

De nombreuses études de cas ont été réalisées, qui prennent appui principalement sur les formes d'organisation sociale associées à la gestion quantitative de l'eau, qui placent les infrastructures hydriques permettant une gestion et une répartition de l'eau au cœur des relations sociales et démontrent la centralité des valeurs associées à l'eau dans des sociétés très diverses (Strang, 2005 ; Wateau, 2011). En revanche les études de cas, a fortiori les études comparatives, qui pourraient éclairer la façon dont les processus d'eutrophisation mettent en jeu les valeurs sociales associées à l'eau restent peu nombreuses.

Les catégories descriptives et analytiques permettant d'appréhender l'eau comme bien commun et comme ressource fragile sont pourtant mobilisées dans le cas des risques d'eutrophisation par les acteurs sociaux. Cependant, leur articulation leur pose un certain nombre de difficultés, qu'une analyse transversale de la littérature permet au final de déceler, sans pour autant que les publications du corpus en traitent directement.

Une première difficulté est liée à la temporalité des phénomènes d'eutrophisation : les études environnementales en SHS tendent à mettre en avant le décalage né de la confrontation entre temporalité longue des phénomènes naturels et celle, plus courte, des dynamiques économiques et sociales (voir par exemple : Moser et al., 2004). Or, la rapidité des transformations liées à l'eutrophisation et les phénomènes de basculement observés contrastent avec la lenteur des processus de prise en charge de ces problèmes et des transformations socio-économiques que leur efficacité requiert : les représentations de l'eutrophisation sont aujourd'hui affectées par des temporalités plurielles, qui touchent l'ensemble des socio-écosystèmes considérés (Levain, 2014). D'un point de vue spatial, l'eutrophisation affecte selon les cas des milieux fortement investis socialement (du fait de l'intensité des usages) ou symboliquement (du fait de leur caractère emblématique), ou des milieux

beaucoup moins investis, voire désertés. Ensuite, les différents types de milieux aquatiques qui sont affectés par l'eutrophisation, comme les cours d'eau, les étangs et lacs, les estuaires et les baies côtières sont souvent appréhendés traditionnellement de façon segmentée, que ce soit par leurs usages, les représentations de leur fonctionnement ou par les valeurs qui leur sont associées. La lutte contre l'eutrophisation peut passer à la fois par des interventions humaines valorisant la renaturalisation des milieux et par des actions d'aménagement ou de gestion fondées sur leur artificialisation accentuée. Elle implique par ailleurs souvent une modification des représentations de l'espace et du continuum terre-eau-mer, et oblige à mettre en contact des groupes sociaux et des communautés locales développant des représentations différentes des processus écologiques. Les éléments qui participent à la problématisation de l'eutrophisation sont au final nombreux et les saillances qu'ils offrent sont diverses et souvent indirectes : cette complexité conduit de fait les acteurs sociaux à une reconstruction cognitive, émotionnelle et narrative compatible avec les systèmes interprétatifs existants, qui soit à même de prendre en charge à la fois la problématisation des sources et celle des dommages en sélectionnant les échelles spatiales et temporelles qui font sens pour les populations concernées.

#### *9.3.6.4. Synthèse*

Les représentations sociales constituent et reflètent des formes d'appropriation des éléments de l'environnement, auxquels sont attribués un sens et une valeur. Tous les types d'eau ne sont pas soumis aux mêmes mécanismes d'attribution de la valeur et l'attribution d'une valeur économique à l'eau ne concerne finalement, qu'une partie très limitée de celle-ci. Ces asymétries dans les statuts de l'eau et des milieux aquatiques mettent à jour des tensions structurantes qui ne sont pas toujours prises en compte dans la gestion publique de l'eau.

L'articulation entre le caractère non appropriable de la ressource et les usages et valeurs symboliques qu'elle véhicule s'avère en effet dans la pratique épineuse : elle implique un travail intellectuel, mais également une réflexion éthique et politique autour des droits fondamentaux et de la patrimonialisation de l'eau et des milieux aquatiques d'une part, de la reconnexion entre petit cycle et grand cycle de l'eau d'autre part.

## 9.4. Approches situées des coopérations et des conflits associés à l'eutrophisation

**Alix Levain**

Parmi les références examinées dans le cadre de l'expertise, 58 sont au moins pour partie consacrées à l'analyse des conflits liés à l'eutrophisation. Ce chiffre est à analyser avec recul : d'une part, il faut rappeler que l'existence même de travaux en sciences sociales est dépendante du travail de problématisation préalable effectué par les acteurs sociaux ; d'autre part, la catégorie même de « conflit » n'est pas homogène, elle recouvre une grande diversité de situations et d'approches.

Les situations de conflit entourant les processus d'eutrophisation ont intéressé les chercheurs en sciences sociales à deux titres principaux. D'abord, parce qu'elles révèlent des positionnements d'acteurs et des rapports de force, ainsi que des représentations de l'environnement parfois difficilement conciliables. Ensuite, parce que les conflits ont une dimension instituante, dans le sens où ils peuvent modifier en profondeur les régimes de pensée et d'action associés à la prise en charge des changements environnementaux[26]. De ce point de vue, les dynamiques de conflits et de coopération sont à considérer simultanément.

[26] Voir, à ce sujet, l'analyse des controverses proposée dans le sous-chapitre 9.2.

Cette partie s'appuiera ainsi sur quelques références spécifiques, mais surtout sur des références bibliographiques déjà mobilisées dans d'autres parties, qui seront examinées ici avec un point de vue différent.

### 9.4.1. Les approches des conflits et des coopérations associées à l'eutrophisation en sciences humaines et sociales : points de repère

#### *9.4.1.1. Conflits d'usage, changement social et rapports de force*

##### *9.4.1.1.1.Conflits ou mobilisations ?*

Les problèmes d'eutrophisation génèrent des interactions sociales conflictuelles de différents ordres, que beaucoup d'auteurs évoquent dans les publications. En rendre compte implique au préalable de rappeler, ce que les parties précédentes ont par ailleurs permis de largement mettre en évidence, que les conflits, dans une perspective sociologique, ne sont pas automatiquement appréhendés négativement : les conflits apparaissent, par exemple, lors de mobilisations de groupes sociaux, qui se structurent et s'équipent pour faire face à une situation problématique.

De telles lectures des conflits les inscrivent de fait comme des étapes presqu'incontournables dans la trajectoire de construction d'un problème public.

Les changements socio-démographiques rapides, comme ceux que connaissent les littoraux très attractifs, constituent un terrain privilégié pour le développement de ces conflits, dans lesquels les enjeux environnementaux constituent parfois davantage une ressource argumentative et un moyen de pression plutôt que la cause même du conflit (Cadoret, 2009). Ainsi, l'eutrophisation commence, à partir de la fin des années 1990, à apparaître comme un argument important des associations environnementalistes dans les conflits environnementaux entourant les grands projets d'aménagement, comme les barrages (Garnier & Rode, 2007), et dans la dénonciation du productivisme agricole, par exemple en France (Levain, 2012 ; Levain, 2014) ou au Canada (Dubé, 2012).

Il existe toutefois un panel de situations dans lesquelles des usages et des visions sociales de l'eau concurrentes s'affrontent : ces conflits sociaux à propos de l'environnement peuvent être abordés comme des luttes pour l'appropriation sociale des espaces naturels entre groupes porteurs d'intérêts, de conceptions et de sources de légitimation différentes. Ainsi, dans le cas des marais littoraux aménagés accueillant des pratiques de chasse, la gestion de la circulation de l'eau et de son niveau constituent un enjeu très clivant entre gestion écologique et gestion cynégétique (Raison du Cleuziou, 2007).

Dans ce contexte, l'appui des chercheurs et les connaissances scientifiques sont des ressources stratégiques mobilisées par les différents protagonistes, y compris par les institutions exposées à une mise en cause de leur action. Les scientifiques sont bien souvent dans ce contexte amenés à jouer un rôle de tiers et d'arbitre dont la neutralité est régulièrement mise à l'épreuve, ce qui les expose particulièrement dans le débat public (Levain, 2014 ; Baticle, 2015).

##### *9.4.1.1.2.L'eau, rassembleuse ou clivante ?*

De nombreux travaux de science politique et de géographie ont mis en avant le rôle fondamental de la gestion de l'eau dans la construction de solidarités sociales et territoriales (voir par exemple : Narcy et Mermet, 2003 ; Narcy, 2004 ; Grujard, 2003 ; Ghiotti, 2007 ; Cartier, 2007 ; Narcy, 2013 ; voir également : sous-chapitre 9.2).

Comme le relève l'anthropologue F. Wateau cependant, ce rôle central est à appréhender en termes de structuration et d'organisation collective : l'existence de dispositifs de coordination entre acteurs n'implique pas un traitement équitable des communautés parties prenantes. Son analyse montre que,

d'une certaine façon, les formes de gestion comme les principes qui président à la répartition de la ressource en eau reflètent des ordres locaux réputés justes, mais entérinent également potentiellement des situations inégalitaires (Wateau, 2011).

La pollution de l'eau apparaît dans ce contexte comme un terrain privilégié de développement des injustices environnementales et un certain nombre de travaux en sciences sociales s'en font désormais l'écho, qui s'attachent par exemple à démontrer l'inégal accès des populations à la gouvernance de l'eau (voir, pour le cas des premières nations au Canada : Mascarenhas, 2007 ; pour le cas des populations défavorisées des métropoles riveraines des Grands lacs d'Amérique du Nord : Gould, 1993) ou de relever la surexposition des populations les plus vulnérables à la pollution de l'eau, qu'elle soit prélevée directement dans le milieu ou distribuée. Plus rares sont les travaux qui se penchent sur les émissions de polluants, par exemple en explorant la corrélation entre gestion non durable des cours d'eau et dégradation des conditions de travail et de vie des populations agricoles. Des publications relatives à la gestion quantitative de l'eau ouvrent la voie, dans ce domaine (voir par exemple : Roberts & Emel, 1992). Quoique relevant d'approches théoriques et s'appliquant à des zones géographiques variées, ces travaux abordent généralement cinq dimensions récurrentes de l'analyse des clivages autour de la gestion des pollutions, en particulier des pollutions nutrimentielles et de leurs conséquences :

- le questionnement du principe pollueur-payeur, en raison de ses biais fondamentaux ou de ses difficultés d'application
- la gestion des asymétries de pouvoir dans les dispositifs de gouvernance de la qualité de l'eau, en particulier la prise en compte des minorités
- les conditions de la construction d'une solidarité entre amont et aval des bassins versants
- la gestion des situations d'absence de mobilisation de la part des acteurs *a priori* les plus concernés
- les échelles de référence de l'action.

L'eutrophisation est généralement abordée comme un problème local, car c'est à cette échelle que les politiques se structurent, que les effets se matérialisent, que les conflits les plus explicites se repèrent. Toutefois, l'analyse de ces conflits fait apparaître les déterminants extra-locaux de l'action des porteurs d'enjeux et les appels à une prise en charge de ces enjeux et de ces conflits à des niveaux d'organisation et de connaissance plus larges sont récurrents.

##### *9.4.1.2. L'impact des situations conflictuelles sur la prise en charge des problèmes environnementaux*

Les auteurs qui s'intéressent aux conflits environnementaux divergent quant à leur impact sur la prise en charge des pollutions aquatiques.

Certains travaux mettent plutôt en avant le fait que ces conflits interviennent dans des moments critiques de la construction d'un problème public et jouent un rôle important – parfois préalable – à la prise en charge institutionnelle (Gould, 1993), ou augmentent les possibilités d'innovation dans des processus institutionnels parfois très normés (Cadoret, 2009). Dans ce type de perspective, conflits et coopération ne s'opposent pas : ils constituent des formes complémentaires de mise en mouvement et d'intensification des interactions. C'est plutôt le silence et l'absence de mobilisation qui s'opposent à une réelle prise en charge du problème.

Mais d'autres auteurs montrent que les situations de conflit peuvent obérer les capacités collectives à prendre en charge des épisodes de crise. Le politiste V. Galaz souligne ainsi, dans un article de synthèse inspiré de la théorie de la résilience et fondé sur l'analyse de la gouvernance de bassin versant en Suède, que les conflits sociaux entre usagers des ressources naturelles affecte durablement les possibilités d'apprentissage social que nécessite la prise en charge des problèmes environnementaux complexes (Galaz, 2005). Il montre que l'analyse des dynamiques institutionnelles est essentielle à la compréhension des conflits socio-environnementaux et détermine largement leur impact sur la qualité

de la gestion : le changement institutionnel s'avère en effet indissociable de la prise en charge des pollutions, mais redistribue le pouvoir entre différents groupes sociaux.

> *« Les usagers des ressources naturelles n'ont pas uniquement à apprendre à partir des crises environnementales. Ils ont également à réaliser, au moins implicitement, des changements institutionnels. Ce dernier choix tend à avoir des impacts distribués différemment entre les parties impliquées dans la coopération. » (Galaz, 2005 : 569)*

D'autres auteurs insistent placent la notion d'engagement au cœur de la distinction entre tension et conflit :

> *« Une tension entre parties prenantes désigne une opposition sans engagement des protagonistes, alors qu'un conflit prend naissance avec l'engagement de l'une des parties. Cet engagement se définit par la mise en œuvre d'une menace crédible, qui peut prendre différentes formes :*
> *- le recours en justice (demande de jugement par les tribunaux) ;*
> *- la publicisation (différend porté devant des instances publiques ou des représentants des services de l'État) ;*
> *- la médiatisation (différend porté devant les médias, presse, radio, télévision...) ;*
> *- les voies de faits ou la confrontation verbale ;*
> *- la production de signes (panneaux interdisant un accès, barrières...). » (Torre et al., 2006 :419)*

Cette définition du conflit permet de mettre en évidence que les différends dont il est question peuvent directement opposer des groupes politiques ou sociaux à l'autorité publique. Les conflits liés à l'eutrophisation, comme dans la plupart des problèmes environnementaux, engagent généralement directement les institutions et c'est le mode d'engagement des institutions qui tend généralement à les distinguer les uns des autres.

O. Bouba-Olga et al. analysent les espaces institutionnalisés de négociation de proximité (typiquement, un bassin versant et l'établissement public chargé de sa gestion) comme une organisation politico-spatiale dans laquelle les acteurs confrontés à des dysfonctionnements (fig. 9.20) pratiquent la fuite (*exit*) ou l'expression (*voice*), ces deux attitudes n'étant pas toujours également possibles pour les acteurs. Le modèle *exit/voice* d'Hirschman (Hirschman, 1970) qui les inspire leur fait considérer les conflits comme « des moments particuliers d'un processus continuel de coordination entre acteurs » (Bouba-Olga et al., 2009 : 382).

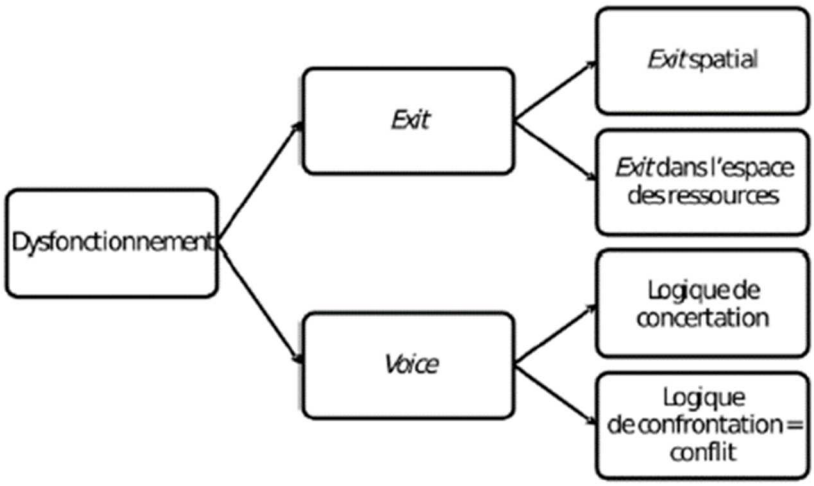


*Figure 9.20 – Les solutions de base aux dysfonctionnements dans le modèle exit-voice adapté d'Hirschmann. Source : Bouba-Olga et al., 2009.*

Or, de nombreux auteurs soulignent que les phénomènes d'eutrophisation sont à la fois marqués par des effets de seuil et de basculement, des crises soudaines, et un caractère récurrent, banal, chronique, diversement perceptible en dehors de ces épisodes, c'est-à-dire, si l'on reprend la terminologie proposée par K.G. Gould (Gould, 1993), qu'ils ont une visibilité sociale primaire souvent faible[27]. A cette diversité des formes correspond également une très grande diversité de contextes sociaux et politiques, qui se traduit par des prises en charge institutionnelles également très variées, allant de l'absence totale de politique publique à la construction de dispositifs d'action publique *ad hoc*, parfois très coûteux en énergie et en moyens financiers.

Les travaux étudiés font ainsi état de configurations sociales et institutionnelles plus ou moins stables, qui peuvent être associées soit à des états dégradés de la ressource en eau, soit à des états améliorés : il n'existe pas d'impulsion spontanée allant vers une résolution des problèmes d'eutrophisation, ni de mobilisation automatique des individus et des groupes sociaux que ces problèmes affectent. C'est en tout cas le résultat vers lequel tendent les travaux inspirés de la théorie des jeux, tels qu'ils ont été menés dans le cas de lacs eutrophisés au Japon (Iwasa et al., 2007) ou en Finlande (Grammatikopoulo et al., 2015)[28]. Dans les configurations instables, les dynamiques de mobilisation et de coopération entre acteurs semblent, qui plus est, dépendantes du niveau d'incertitude attaché à l'avènement de l'épisode redouté : la coopération entre les parties prenantes connaît un pic à un niveau intermédiaire d'incertitude (la menace est tangible mais peut être évitée), et chute très fortement ensuite (Kotani et al., 2014).

#### *9.4.1.3. Lectures culturalistes et lectures politiques des conflits liés à l'eutrophisation : entre usages et représentations conflictuels*

En contexte démocratique et lorsque l'environnement est devenu un objet légitime d'action publique et de mobilisation, les représentations idéal-typiques associées à l'environnement trouvent à s'exprimer avec une particulière netteté : c'est en tout cas le point de vue largement développé par les auteurs qui s'inspirent de la théorie culturelle du risque de M. Douglas et A. Wildavsky (Douglas & Wildavsky, 1982 ; 1983 ; Douglas, 2004) pour analyser les arguments développés par les coalitions d'acteurs soutenant ou s'opposant à des transformations massives de l'environnement. Cette théorie repose sur une vision dynamique de la culture, fondée sur la mise en évidence de rationalités plurielles et de relations d'opposition. La culture est ici entendue comme un ensemble de solidarités et de modes de vie, ensemble déterminé à la fois par un ensemble de valeurs, de croyances et d'émotions partagées et par un ensemble structuré de relations sociales, que ces représentations partagées tendent à stabiliser dans le temps. M. Douglas élabore sur cette base une typologie des institutions sociales, en fonction de deux variables : le degré de contrôle des individus par le groupe (faible ou fort) et le degré d'accord sur les normes collectives (faible ou fort) (Tab. 9.9).

***Tableau 9.9 – Typologie grid-group des institutions sociales.*** *Source : Calvez, 2006, d'après Douglas, 2004.*

| | | |
|---|---|---|
| Rôle prescrit | *B – Subordination ou isolement social*<br>*Assignation des rôles<br>*Absence d'autonomie<br>*Sujétion sociale | *C – Hiérarchique communautaire*<br>*Frontières externes<br>*Rôles et statuts différenciés et interdépendants<br>*Prédominance du groupe |
| Rôle construit | *A – Individualiste*<br>* Concurrence<br>* Choix maximaux<br>* Mobilité sociale | *D – Égalitaire*<br>* Frontières externes<br>* Rôles ambigus, sujets à la négociation |
| | Individu | Groupe |

[27] Voir, à ce sujet, le sous-chapitre 9.3.

[28] Voir également à ce sujet, le volet « économie » de l'expertise (chapitre 8).

Cette grille « offre un cadre de référence pour expliquer l'orientation des valeurs et des croyances en les examinant dans leur cohérence avec les modalités d'organisation des relations sociales. […]Les tensions et les contradictions dans lesquelles l'individu peut se trouver sont regardées comme des désajustements entre des principes culturels et un type de participation sociale. Pour pouvoir agir avec les autres, il est conduit à rechercher une consonance entre le type de relation qu'il engage et les principes auxquels il se réfère dans son action. Cette recherche de consonance est l'essence des changements dans ses conduites ou dans ses représentations du monde dans lequel il agit. » (Calvez, 2006 : 9).

Dans cette perspective, le risque est conçu comme une construction sociale, résultant à la fois de jugements et d'attentes concernant la connaissance de l'avenir et du consentement vis-à-vis des transformations les plus probables de celui-ci. C'est pourquoi cette grille (fig. 9.21), bien que critiquée, a été et reste très utilisée par les chercheurs dans l'analyse des disputes et conflits environnementaux, qu'elle permet de mettre en perspective (Hänninen, 1992).

| | | KNOWLEDGE | |
|---|---|---|---|
| | | **Certain** | **Uncertain** |
| CONSENT | **Complete** | Problem: *Technical*<br>Solution: *Calculation* | Problem: *Information*<br>Solution: *Research* |
| | **Contested** | Problem: *(dis)Agreement*<br>Solution: *Coercion or Discussion* | Problem: *Knowledge and Consent*<br>Solution: *?* |

*Figure 9.21 – Les quatre types de problème associés au risque dans le modèle Douglas-Wildavsky. Le schéma vise à situer les positions adverses mais également à les caractériser, par la façon principale dont elles cadrent le problème considéré et par leur levier d'action privilégié. Source : Hänninen, 1992, d'après : Douglas et Wildavsky, 1982.*

Cette grille d'analyse inspire des sociologues et anthropologues, notamment pour l'analyse des déterminants socio-culturels des mobilisations environnementales (par exemple, pour la qualité de vie à Helsinki : Hänninen, 1992 et : sous-chapitre 9.2). Mais elle nourrit également des approches plus interdisciplinaires qui associent à l'analyse des conflits l'existence de représentations de l'environnement fondamentalement divergentes.

C'est avec cette grille que S. Kim décrit par exemple le conflit entre partisans d'un vaste projet de poldérisation de la baie de Saemanguem (Mer Jaune, Corée du Sud), afin d'étendre les terres agricoles et de créer un lac artificiel et ses opposants (Kim, 2003)[29]. Ce projet a fait l'objet de très importantes mobilisations institutionnelles et de la société civile, qui lui permettent d'identifier deux grandes coalitions d'acteurs aux positions symétriques et inconciliables, qui interprètent les mêmes informations de façon totalement différente : une coalition pour le développement, et une coalition conservationniste (tableau 9.10).

[29] Pour un exposé détaillé de ces représentations polarisées, voir sous-chapitre 9.3.

*Tableau 9.10 – Une application du modèle Douglas-Wildavsky à un conflit portant l'artificialisation d'une zone estuarienne en Corée du Sud. Source : d'après Kim, 2003.*

| | Coalition pour le développement | Coalition conservationniste |
|---|---|---|
| Caractéristiques | Logique hiérarchique | Logique égalitariste |
| Membres | Grandes entreprises publiques et leurs filiales<br>Fonctionnaires du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt<br>Elus nationaux et élus locaux<br>Résidents intéressés par les retombées individuelles du projet | Organisations environnementalistes nationales et locales<br>Organisations féministes<br>Organisations religieuses<br>Résidents « fatalistes » : personnes expropriables, pêcheurs… |
| Orientation culturelle de base vis-à-vis de la nature, du risque environnemental et de la technologie | Prévisibilité du comportement de la nature<br>Forte résilience de la nature vis-à-vis des pollutions et des perturbations anthropiques<br>Caractère inexorable du processus de développement (même si pas toujours perçu positivement)<br>Progrès et croissance économique comme facteurs de résolution des problèmes environnementaux<br>Caractère gouvernable des risques, par l'accession à une connaissance complète et organisée<br>Problèmes sociaux et économiques plus importants que les problèmes environnementaux | Vulnérabilité au déclenchement de catastrophes inattendues<br>Forte sensibilité à l'inquiétude environnementale et faible confiance dans la capacité des écosystèmes à se régénérer, accent mis sur le caractère non renouvelable des ressources<br>Interdiction et auto-limitation comme instruments principaux de lutte contre les pollutions<br>Défiance vis-à-vis du profit et dénonciation de la foi dans le progrès technique<br>Haut niveau de préoccupation pour les risques et défiance vis-à-vis des procédures visant à garantir la sécurité des populations<br>Investissement dans l'identification des risques irréversibles<br>Confiance limitée dans la science et dans l'expertise<br>Accent mis sur la prévention et la précaution |
| Culture politique | Régulation comme outil de disciplinarisation des comportements<br>Règles détaillées comme outil de maintien de l'ordre social | Défiance envers les institutions et les gouvernements<br>Participation, gestion communautaire et lancements d'alerte comme remèdes aux défaillances du système |
| Imputation des responsabilités / système de justice | Echec des politiques interprété comme le résultat du non-respect des normes, de l'inefficacité des opérateurs chargés de les appliquer ou de l'insuffisance de l'expertise<br>Responsabilité d'un désastre attribuée au comportement individuel des acteurs, y compris ceux qui critiquent le système institutionnel | Echec des politiques interprété comme un manquement des gouvernements vis-à-vis de leur obligation de protection contre les accidents, les catastrophes et les inégalités<br>Responsabilité d'un désastre attribuée à l'ineptie du système et à l'irresponsabilité des gouvernements |
| Gestion de l'eutrophisation et des pollutions aquatiques | 1) Réguler de façon stricte la qualité de l'eau dans les rivières alimentant le lac<br>2) Construire des zones humides artificielles<br>3) Développer le drainage et les dispositifs d'irrigation<br>4) Renforcer la coopération entre les gouvernements locaux et le gouvernement central<br>5) Aménager des étangs et lacs intermédiaires pour éviter la stagnation de l'eau<br>6) Améliorer le niveau global du réseau d'assainissement et optimiser l'irrigation<br>7) Expérimenter des technologies nouvelles de déphosphatation, testées en laboratoire<br>8) Faire confiance à l'apprentissage sociale et procéder étape par étape | 1) Impossibilité d'assurer un renouvellement suffisant des masses d'eau pour prévenir la pollution<br>2) Nécessité de définir les plans de gestion à partir des scénarios les moins favorables<br>3) Refus de toute forme d'expérimentation technologique et de toute référence à un modèle théorique pour la résolution des problèmes réels<br>4) Refus de toute approche fondée sur les bénéfices supposés à court terme, du fait de la lenteur des processus d'épuration des milieux s'agissant des pollutions à l'azote et au phosphore<br>5) Critique de la sous-estimation systématique des conséquences sociales et environnementales non monétarisables d'une dégradation de l'environnement<br>6) Proposition de changement du système agro-alimentaire dominant (culture intensive du riz), au profit d'une alimentation plus locale<br>7) Critique systématique des intérêts cachés des parties prenantes |

S. Kim utilise ce cas pour mettre en évidence les limites, en termes de résolution de conflits, des approches par la modification des équilibres coût/bénéfice des parties prenantes. L'auteur formule en ce sens une série de préconisations pour prendre en compte le biais culturel qui lui paraît l'emporter sur les logiques d'intérêt :

> *« Pour résoudre ces divisions inconciliables, les personnes en charge de la résolution de problèmes devraient prendre en considération des alternatives directes, comme revoir la répartition des indemnisations entre les porteurs d'enjeux, tout en prenant en compte les alternatives orientées par les systèmes de valeurs, en termes de valeur culturelle – par exemple :*
> *1. L'association à la résolution de problème d'un usage approprié de la métaphore […] ;*
> *2. La familiarité et l'expertise dans l'utilisation d'interactions fondées sur la culture et égalité des participants dans la résolution de conflits impliquant différents groupes […] ;*
> *3. Une double boucle d'apprentissage connectant les effets observes de l'action avec les stratégies et les valeurs servies par les stratégies, par la critique des changements eux-mêmes et l'enquête […];*
> *4. La prise en compte du passé pour l'apprentissage par l'expérience […] ;*
> *5. La mise en place de règles de dialogue et d'interaction, la mise à distance des freins à l'échange de vues […]*
> *et 6. L'institutionnalisation de la conversation réflexive autour des cadrages (Kim, 2003 :145)*

Ce type d'analyse aide à comprendre les effets de l'émergence de politiques s'appuyant sur une conception inclusive, protectrice et systémique de l'environnement : de la même façon que les projets d'artificialisation d'espaces naturels, notamment de milieux aquatiques, heurtent frontalement des représentations sociales de l'environnement et contribuent dans le même temps à structurer des coalitions entre opposants, l'écologisation des politiques publiques est susceptible de modifier profondément les antagonismes et les formes de coordination entre acteurs locaux. De ce point de vue, les parties précédentes ont permis de mettre en évidence l'inclusion croissante de l'eutrophisation comme catégorie d'action publique pertinente pour évaluer la qualité des milieux aquatiques. Les dispositifs d'action publique interviennent ainsi directement dans la problématisation, à l'échelon local, d'un grand nombre de situations dans lesquelles le phénomène faisait l'objet d'une socialisation faible, voire inexistante. Dans l'Union Européenne, les effets de ces changements récents sont encore peu étudiés. Dans la plupart des références étudiées ici, c'est plutôt par le truchement de la restauration de la continuité physique des cours d'eau, qui conduit à envisager le démantèlement des obstacles divers à sa circulation, que l'eutrophisation apparaît dans les conflits autour de la ressource en eau. Mais, dans le cas français, les études historiques sur la gestion locale de la ressource en eau montrent à quel point l'application de dispositifs législatifs impliquant une standardisation des valeurs et des usages associés à l'eau se heurte à la très grande hétérogénéité des formes de gestion et leur lien avec les usages locaux (voir par exemple : Le Lay et Permingeat, 2008). Dans la pratique, les dispositifs d'intervention publique dans le domaine de la gestion de la qualité de l'eau empruntent à différentes logiques consistant à la fois à organiser, favoriser et contrôler la concertation sur les bassins versants, autour d'acteurs à l'identité hybride, comme les Agences de l'eau en France.

Jusqu'aux années 1990, les seuls cas d'étude en France où l'eutrophisation a joué un rôle central et manifeste dans les conflits locaux sont les cas où des professions maritimes structurées ont eu à faire face à des blooms de phytoplancton toxique. Mais on voit aussi comment l'écologisation des politiques publiques et la diffusion des catégories expertes auprès, notamment, des associations de protection de l'environnement entrent en résonnance sur la période la plus récente.

Tant du point de vue des représentations qu'elles véhiculent, des acteurs qu'elles reconnaissent et contribuent à instituer, que des instruments qu'elles mettent en place, les politiques publiques sont ainsi susceptibles de créer des tensions sur les usages, d'activer des représentations conflictuelles des enjeux et d'ouvrir de nouveaux espaces dans lesquels celles-ci trouvent à s'exprimer.

#### *9.4.1.4. Méthodes d'enquête sur les conflits*

Il faut souligner qu'un certain nombre d'articles du corpus ne se réfèrent pas à des méthodologies précises ou s'appuient sur des dispositifs expérimentaux qui ne sont pas mis à l'épreuve des conflits réels. Ces articles ne seront pas mobilisés dans l'analyse qui suit.

Les géographes et économistes français de la proximité développent un panel de méthodes assez homogène, en adéquation avec les définitions qu'ils retiennent des conflits, et reposant essentiellement sur des recensions : presse locale, plaintes et des jugements des tribunaux, rapports des services en charge de la protection des sites ou des masses d'eau... De façon plus hétérogène, ils ont recours à des entretiens. La plupart restent concentrés sur un panel d'experts et de représentants politiques et/ou professionnels. D'autres, dans le souci de rendre compte de la diversité des représentations en jeu et considérant que cette diversité peut jouer un rôle dans les dynamiques de coopération ou dans la construction des antagonismes, s'attachent à élargir le panel des personnes interrogées et à analyser les entretiens plus en profondeur, au-delà de leur caractère informatif sur les configurations locales d'acteurs.

Dans le cas des conflits entourant l'eutrophisation comme dans la plupart des conflits environnementaux (voir supra et sous-chapitre 9.2), le rapport à la connaissance et les conditions de sa production constituent des enjeux de premier plan. De ce fait, la question de la neutralité axiologique se pose de façon récurrente aux chercheurs qui sont confrontés à ces situations, qu'ils en soient partie prenante directement ou indirectement, en tentant d'en restituer la teneur. Celle-ci, pourtant, n'est pas toujours abordée directement dans les articles. Trois dimensions de cette difficulté peuvent être évoquées :

d'abord, une même situation peut être qualifiée ou pas de conflictuelle, ou le conflit considéré comme opposant des parties prenantes différentes, suivant le point de vue de l'auteur de l'article ;

ensuite, des conceptions différentes de la responsabilité sociale et politique de la recherche en situation de tension et/ou de conflit transparaissent, qui sont liées à des formes d'engagement différentes dans les situations (accompagnement des acteurs, expertise, évaluation indépendante etc.) ;

enfin, les chercheurs peuvent être directement exposés à des situations de conflit qui incluent une mise en cause par des parties prenantes de la robustesse des connaissances qu'ils produisent.

Quoique ces situations semblent fréquentes, comme l'a montré l'analyse de la trajectoire de l'eutrophisation en tant que problème public (sous-chapitre 9.2), les conséquences de cette implication des chercheurs au cœur de situations de conflit qui accompagnent souvent la difficulté à gérer les problèmes environnementaux sont rarement explicitées : en témoignent dans l'actualité récente, en France, les prises de position contrastées des scientifiques impliqués dans l'expertise des plans locaux de lutte contre les algues vertes à l'occasion du Plan gouvernemental mis en place en 2010, de même que les enseignements en demi-teinte qu'ils tirent de leur expérience (Aquilina et al., 2013; Levain, 2014).

#### *9.4.1.5. Synthèse*

Pour analyser les conflits associés aux problèmes d'eutrophisation, la combinaison de plusieurs approches est nécessaire. En effet, les conflits peuvent être globalement appréhendés d'une part, comme des moments d'un processus de coordination, d'autre part, comme une forme d'engagement plus ou moins symétrique de groupes sociaux impliquant une confrontation organisée.

La lecture traditionnelle des conflits d'environnement en termes de conflits d'usage associés à l'enjeu d'appropriation d'une ressource rare ne suffit pas à rendre compte de leur complexité et de leur dynamique contemporaine. En effet, des problèmes environnementaux comme l'eutrophisation ont une certaine épaisseur historique, font l'objet de politiques publiques structurées, sont attachés à des milieux investis d'une valeur sociale et culturelle, dans des sociétés où les connaissances scientifiques

sont accessibles à un large public. Par ailleurs, la dépendance à une même ressource en eau est au moins autant facteur de renforcement des solidarités et de négociation que d'antagonismes durables.

Dans ce contexte, les acteurs de conflits politiques et sociaux peuvent utiliser les problèmes environnementaux comme une ressource argumentative et un moyen de pression. Les problèmes environnementaux peuvent aussi constituer une infrastructure invisible sur laquelle se reproduisent ou s'accentuent des inégalités sociales, économiques ou politiques, sans se traduire par des conflits explicites.

### 9.4.2. Une analyse de la littérature par type de configuration hydro-sociale

#### *9.4.2.1. Du cycle à la configuration hydro-sociale*

Une entrée par les configurations hydro-sociales est apparue comme la plus à même de rendre compte de cette grande diversité d'approches et de contextes. Cette catégorie analytique est inspirée de la notion de cycle hydro-social (Swyngedouw, 2009), qui sert de point d'appui à plusieurs auteurs du corpus retenu pour caractériser le caractère socialement et politiquement construit des transformations affectant les écosystèmes aquatiques dans le contexte de milieux fortement anthropisés (voir notamment : Lyytimäki & Assmuth, 2015 ; Bourblanc & Blanchon, 2014 ; Bouleau, 2014):

> *« Cette notion vise à transcender la dichotomie profondément ancrée entre nature et société et à intégrer l'analyse des processus hydrologiques et les connaissances sociales, culturelles et historiques. […] Les environnements hydrauliques sont des constructions socio-physiques qui sont activement et historiquement produites, tant dans leurs caractéristiques sociales que physiques." (Lyttimäki & Assmuth, 2015 : 114)*

Il ne s'agit donc pas ici uniquement de considérer l'organisation et les dynamiques sociales sur le plan des représentations, mais également comme facteurs matériels de transformation physique des milieux. La notion de cycle hydro-social permet ainsi de rendre compte de la fragmentation de différents assemblages de nature et de technique, dont la rencontre est susceptible de déstabiliser un ordre socio-politique, occasionnant des conflits entre porteurs d'enjeux insérés dans des assemblages habituellement étrangers les uns aux autres. L'eutrophisation des milieux aquatiques apparaît, dans ce contexte, comme un sujet peu étudié, malgré la liaison très étroite existant entre dynamiques de développement, modes de gestion de l'eau et renforcement des crises dystrophiques. Cette relation étroite peut être appréhendée à différentes échelles, qu'il s'agisse de la gestion locale de l'eau, ou des grandes évolutions socio-économiques observables à l'échelle mondiale : améliorer la connaissance de ces processus permettrait de rendre plus intelligibles et de resituer dans le temps long des dynamiques conflictuelles souvent complexes. Ainsi, les études menées en Sicile ont permis de montrer que l'échec des politiques de lutte contre l'eutrophisation y était étroitement corrélée à un cadrage politique faisant de l'eau un problème avant tout quantitatif, l'eau devant être stockée et les réserves artificialisées dans un objectif de continuité de l'approvisionnement (Giglioli & Swyngedouw 2008 ; Naselli-Flores, 2011).

Au terme de « cycle », nous préférerons donc ici celui de « configuration » et considérerons qu'à chacune d'entre elles correspond une typologie de conflits : les situations documentées dans la littérature sont en effet nombreuses, mais ne sont pas en l'état actuel des recherches en sciences humaines et sociales articulées les unes aux autres de façon à permettre une mise en relation systématique avec les trajectoires de développement et les formes de problématisation observables.

L'identification de grands types de configurations hydro-sociales dans lesquels se déploient des conflits permettra d'analyser la littérature internationale dans la perspective de caractériser de façon fine la situation de la France aujourd'hui. Aussi étonnant que cela puisse paraître étant donné le caractère très manifeste et fortement relayé par les médias de certains de ces conflits, le faire est en effet malaisé à partir de la littérature. La France, à la différence d'autres pays, ne s'est pour le moment pas dotée de

dispositifs de suivi accessibles au grand public des dynamiques d'eutrophisation touchant l'ensemble des masses d'eau au niveau national[30]. Des approximations peuvent être réalisées en mobilisant les dires d'experts, les efforts d'inventaire des plans d'eau (Bartout & Touchart, 2013), la littérature grise produite dans le cadre de la mise en œuvre du droit communautaire de l'eau. Mais très peu de cas ont retenu l'attention des chercheurs en sciences humaines et sociales en France. Une façon de surmonter cet obstacle est donc de croiser types de problèmes et types de conflits pour faciliter la mobilisation des exemples internationaux dans l'analyse de la situation en France. Plusieurs dimensions sont en particulier analysées :

- la situation de l'écosystème : type de pollution, intensité de la pollution, toxicité, chronicité,
- le type de milieu considéré,
- les activités humaines déterminant les transformations de l'écosystème,
- les dommages qui en résultent pour les populations locales,
- les cadrages attachés à la pollution,
- les formes de gestion des problèmes écologiques : équipement scientifique, mobilisation de moyens, degré d'ouverture du débat public.

Dans le cadre de cette expertise, cette typologie reste élaborée de façon très rudimentaire et devra être approfondie et affinée dans le cadre de travaux ultérieurs si ses qualités analytiques sont suffisamment prometteuses.

#### *9.4.2.2. Présentation des quatre configurations repérées dans la littérature*

L'analyse du corpus permet de dégager 4 grandes configurations, qui font l'objet d'une présentation générale ci-dessous.

Ces configurations ne sont pas limitatives, ni ne correspondent à des catégories exclusives les unes des autres : en effet, la visibilité sociale de l'eutrophisation peut évoluer au cours du temps, les cadres de formalisation des antagonismes et les ressources des acteurs également.

**Configuration 1 : Eutrophisation avec forte visibilité sociale primaire : confrontation directe entre les populations et les phénomènes d'eutrophisation, faiblement régulée par les organisations gouvernementales**

Les cas représentant cette configuration sont essentiellement les **crises dystrophiques mettant à mal la survie de filières économiques entières (comme la pêche ou l'aquaculture), voire la réponse aux besoins fondamentaux des populations**. Ce type de configuration est notamment lié à l'eutrophisation côtière et aux épisodes de blooms de phytoplancton toxique. Il s'agit donc de configurations qui posent très directement des questions de justice sociale et environnementale, en exposant des populations vulnérables à une dégradation de leurs conditions de vie.

Nous considèrerons ici que ce cas n'est que très marginalement rencontré en France, même si les interdictions de pêche et de collecte qui affectent, parfois de façon récurrente, la pêche à pied et la conchyliculture peuvent avoir des effets tout à fait significatifs sur certaines filières et groupes professionnels (effets qui sont par ailleurs peu documentés à l'heure actuelle). Parmi les cas les mieux documentés dans la littérature figurent le Golfe du Mexique, les Philippines, les mers intérieures d'Asie mineure. De façon générique, ces conflits peuvent être décrits comme des conflits directs entre des

[30] En France, il existe une information directe du public sous forme d'une application accessible en ligne qui concerne les paramètres DCE aux stations des réseaux de surveillance dans le milieu continental. Il est possible de connaitre le statut écologique de ces stations et les variables de déclassement éventuel. Il s'agit d'informations moyennées, qui ne vont pas jusqu'à un niveau de précision spatiale ou temporelle adapté pour suivre un phénomène saisonnier d'eutrophisation. A notre connaissance, il n'existe pas non plus de réseau d'épidémiologie relatif aux blooms algaux, en particulier aux blooms à cyanobactéries toxiques.

sociétés et leur environnement, dans un contexte de très grande vulnérabilité de certains groupes aux changements environnementaux, du fait de la faiblesse de leur capital économique et social et de l'absence de prise en charge institutionnelle satisfaisante. Les interventions régulatrices sont en effet limitées, soit par l'absence chronique de moyens des institutions publiques, soit par des cadrages très restrictifs cantonnant leurs politiques à certaines zones géographiques ou à certains aspects du problème (par exemple, le contrôle de la vente des produits contaminés). Les pays connaissant à la fois des dynamiques de développement rapide, de fortes inégalités sociales et des situations politiques instables sont donc particulièrement concernés par cette configuration.

**Configuration 2 : Eutrophisation avec forte visibilité sociale secondaire : conflits structurés autour de l'eutrophisation de masses d'eaux fortement investies socialement, donnant lieu à l'émergence de dispositifs complexes de régulation publique.**

Cette classe regroupe les configurations dans lesquelles l'eutrophisation a donné ou donne lieu à des conflits structurés et structurants au-delà de leur espace originel de développement. Ces configurations sont très représentées dans la littérature en sciences sociales, et ont largement été abordées dans les parties précédentes. Elles se rencontrent autour de lieux emblématiques, objets d'attachements multiples, qui contribuent à la formation et à la transformation des cadrages de l'eutrophisation comme problème public (comme problème de santé publique, problème pour la biodiversité, problème de survie même des écosystèmes aquatiques). Les **crises dystrophiques affectant périodiquement des masses d'eaux où se déroulent de multiples activités (pêche récréative, tourisme, etc) sont les cas les plus documentés.** Dans cette classe, les mobilisations sociales et politiques sont fréquentes et la littérature en rend compte. Les cas les plus documentés concernent des rivages fréquentés des lacs ou des littoraux des pays industrialisés (Mer Baltique, Grands Lacs nord-américains, littoraux de l'Atlantique, de la Méditerranée et de l'Adriatique en Europe de l'Ouest). La France est particulièrement concernée par cette configuration, au-travers du cas des marées vertes dans l'Ouest.

Au sein de cet ensemble de cas, les conflits ont une très grande épaisseur et impliquent une pluralité d'acteurs du fait, dans la plupart des cas, de l'ancienneté des problèmes d'eutrophisation, de la diversité des intérêts en jeu et de la superposition de plusieurs clivages structurants : usages récréatifs vs développement industriel (agriculture comprise, dans un certain nombre de cas) ; urbanité vs ruralité ; localité vs extra-territorialité etc. Des cadrages concurrents des problèmes sont représentés et discutés dans l'espace public et la production d'expertise est dense.

**Configuration 3 : L'eutrophisation silencieuse (visibilité sociale primaire et secondaire faibles ou inexistantes)**

Cette classe est la plus hétérogène et, par définition, la plus difficile à appréhender. Elle est en effet caractérisée par l'absence de conflit déclaré ou perceptible par les observateurs : la visibilité sociale du problème est faible. **Les mobilisations locales, qu'elles soient institutionnelles ou issues de la société civile, sont faibles ou inexistantes.**

Deux sous-ensembles peuvent être identifiés :

- les cas où la visibilité sociale primaire de l'eutrophisation est faible.

Les situations ne sont pas problématisées par les acteurs locaux, dans des contextes d'expression pourtant libre, ce qui traduit soit une distance importante avec le milieu, soit l'absence d'épisodes de crise mettant en danger les équilibres sociaux et économiques locaux. La conflictualisation apparaît avec l'intervention d'acteurs déterritorialisés, par exemple par l'entremise de dispositifs normatifs nouveaux. La problématisation s'effectue principalement alors par le canal de la déclinaison locale de politiques publiques conçues à des échelles plus larges. Dans ce type de configuration, l'eutrophisation apparaît non pas comme un élément central dans la structuration des conflits mais plutôt comme l'une des problématiques par lesquelles les institutions perturbent des ordres sociaux et politiques locaux, dans un contexte d'écologisation de l'action publique (années 2000) et de gestion intégrée de la ressource en eau. Ces perturbations peuvent être de différents types : inquiétudes nouvelles, tensions sur les

usages, représentations conflictuelles des enjeux (eutrophisation et autres causes environnementales, accentuation de la concurrence entre activités, déstabilisations symboliques…). Deux grands types de situations sont repérables dans la littérature, qui ont en commun de concerner des écosystèmes fortement anthropisés : un ensemble de situations concerne les écosystèmes urbains et les plans d'eau artificiels, c'est-à-dire que le degré d'artificialisation de l'environnement est très important et que la gestion de la ressource en eau s'effectue principalement dans le cadre d'opérations d'aménagement souvent lourdes. Le deuxième ensemble, sans doute le moins bien documenté dans le corpus, concerne la multiplicité des cas où l'état des cours d'eau et des masses d'eau se trouve requalifié par la mise en œuvre de critères de qualité nouveaux – par exemple, dans l'Union Européenne, dans le cadre de la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE).

- Les cas où c'est la visibilité sociale secondaire de l'eutrophisation qui est faible, c'est-à-dire où la problématisation de l'eutrophisation, qu'il s'agisse de ses dommages ou de ses causes, pourtant bien identifiés, est impossible.

Se retrouvent, dans cette catégorie, des cas où les problématiques de développement concentrent l'essentiel des préoccupations et ne sont pas questionnables, du fait de la force des cadrages politiques ou du caractère autoritaire du régime en place. Il faut relever que les deux paramètres ne sont pas indépendants l'un de l'autre : l'investissement politique des grandes opérations d'aménagement impliquant à la fois des intérêts économiques forts et une artificialisation de l'environnement s'accompagnent parfois de tentatives de contrôle des prises de parole critiques par les autorités. La conflictualisation de l'eutrophisation s'opère via des mobilisations émergentes, qui débordent les autorités, comme en Corée ou en Chine.

**Configuration 4 : L'eutrophisation liée aux pollutions nutrimentielles diffuses d'origine agricole : visibilité secondaire croissante, liée à la problématisation conjointe des causes et des dommages**

Cette configuration est devenue majoritaire dans les pays anciennement industrialisés, en particulier en Europe. Elle est désormais la cible principale des politiques publiques d'amélioration de la qualité de l'eau (D'Elia et al., 2003) . Tout en regroupant, suivant les sites et les pays concernés, des caractéristiques des autres configurations évoquées plus haut, elle possède ses dynamiques spécifiques, en particulier du fait de la liaison que l'eutrophisation opère entre des espaces, des cultures politiques, des champs critiques disjoints. Du fait des enjeux qui président à cette expertise et de la spécificité des problématiques et des formes de structuration qui les accompagnent, nous identifions ici les **conflits liés aux pollutions diffuses d'origine agricole** comme une catégorie en tant que telle. L'identification à part de cette configuration témoigne du nombre relativement important de travaux qui s'inscrivent dans le contexte de la mise en œuvre du droit communautaire de l'eau et de la réduction tendanciellement très forte des sources de pollution industrielles et urbaines. Sont associés à ce type de configuration des conflits d'une nature particulière. D'abord, parce qu'ils placent au centre un groupe professionnel très structuré, confronté à des transformations rapides de son cadre d'activité, de ses référentiels et de ses répertoires d'action collective. Ensuite, parce que ces conflits prennent appui sur une histoire politique longue. Les travaux consacrés à cette problématique ne prennent généralement pas pour objet principal le caractère conflictuel de leur gestion, mais plutôt les difficultés chroniques de celle-ci. Leur lecture croisée fait cependant ressortir à la fois la densité de ces conflits et des caractéristiques qui leur sont communes, et que nous tenterons d'expliciter dans la présentation de cette quatrième configuration.

#### *9.4.2.3. Synthèse*

Les notions de cycle hydro-social et de configuration hydro-sociale constituent des outils pour appréhender les dynamiques des socio-écosystèmes en intégrant leur caractère profondément anthropisé et, par conséquent, l'historicité de leurs formes de gestion et des contextes dans lesquels se construisent à la fois les cadrages, les pressions et les impacts sur les populations locales. Cette approche vise ainsi à mieux caractériser les types de conflits qui entourent les changements environnementaux affectant les écosystèmes aquatiques.

Appliquée à l'analyse des différents cas étudiés dans la littérature internationale traitant des problèmes d'eutrophisation, la notion de configuration hydro-sociale permet de mettre en évidence quatre grandes classes :

- les configurations dominées par une confrontation directe entre des populations vulnérables et des formes d'eutrophisation compromettant directement la réponse à leurs besoins quotidiens, sans intervention régulatrice,
- les configurations où l'eutrophisation acquiert une visibilité sociale secondaire forte, du fait notamment de la valeur sociale associée aux espaces qu'elle affecte,
- les configurations d'eutrophisation muette, qui regroupent des situations où l'eutrophisation n'est pas construite comme problème : soit du fait d'une visibilité sociale primaire faible, soit du fait d'un contrôle social et/ou politique pesant sur les alertes environnementales,
- les configurations dominées par la problématique des pollutions diffuses d'origine agricole: cette configuration, désormais dominante dans les pays industrialisés, emprunte à chacune des classes précédentes quelques caractéristiques. Elle s'en singularise par la difficulté à prendre en charge socialement et à articuler la question de la responsabilité avec celle du dommage.

L'homogénéité de ces classes est variable, et celles-ci doivent être considérées d'un point de vue dynamique, en prenant en compte des évolutions institutionnelles et sociétales qui peuvent être rapides. De même, aucun des cas décrits par la littérature ne peut être considéré comme relevant d'une seule classe, il s'agit plutôt d'une approche en termes d'assemblage socio-écologique dominant.

### 9.4.3. Examen détaillé des quatre configurations hydro-sociales

#### *9.4.3.1. La confrontation directe entre les populations et les phénomènes d'eutrophisation, faiblement régulée par les organisations gouvernementales*

##### *9.4.3.1.1.Des droits fondamentaux mis à mal*

Les populations très dépendantes de la pêche sont les premières victimes de l'accentuation des épisodes dystrophiques.

L'historien G. Bankoff analyse ainsi les marées rouges très toxiques qui ont lieu depuis le début des années 1980 aux Philippines comme un conflit entre deux sociétés, celle des algues dinoflagellées et celle des hommes, qui entrent en compétition pour l'appropriation des ressources apportées par les eaux côtières, la première tendant à l'emporter sur la seconde (Bankoff, 1999).

> *« L'usage irraisonné des eaux côtières dans le monde en développement (et le monde développé) comme réceptacle des déchets et sous-produits des sociétés industrielles d'une part, et la quête inexorable de sources de protéines de moins en moins chères par des populations de plus en plus pauvres d'autre part, créent les conditions dans lesquelles les marées rouges s'épanouissent et la consommation de coquillages s'accroît" (p.108)*

Bankoff rappelle ainsi le nombre très important d'épisodes de toxicité aigüe ayant causé de nombreuses victimes humaines chez les populations insulaires et littorales riveraines de l'Océan Indien et du Pacifique Occidental depuis les années 1970. L'impact des blooms phyto-planctoniques sur la société philippine est majeur. De façon directe, la consommation de produits de la mer (notamment de coquillages) contaminés est à l'origine, a minima, de plusieurs dizaines de morts et de plusieurs centaines d'hospitalisations en 1983. Le phénomène se reproduit, avec les mêmes conséquences, dans les années qui suivent. Enfants et personnes âgées sont particulièrement touchés. De façon plus indirecte, le gouvernement philippin a tenté de faire face à cette recrudescence de mortalité en mettant en place un système de suivi du taux de toxines dans les produits pêchés et des interdictions temporaires de consommation et de vente dans les zones les plus touchées. Les populations pauvres et marginalisées dépendant de la pêche, à la fois pour leur subsistance quotidienne et pour la

commercialisation des produits de leur activité, sont ainsi soumises à des aléas supplémentaires. Leur activité alimente qui plus est des secteurs importants de l'économie formelle : la totalité de l'industrie de la pêche est affectée par les blooms et les interdictions, du fait d'une chute massive de la demande du fait des alertes répétées relayées par les médias et de restrictions à l'exportation. Il en résulte une double insécurité, sanitaire et économique, qui pèse sur des centaines de milliers de Philippins, en particulier les populations pauvres et urbaines.

Plusieurs travaux récents mettent en évidence l'accentuation probable de ces difficultés dans les années à venir, notamment en Asie. C'est le cas, par exemple, dans la baie du Bengale, où l'accroissement exponentiel de la population urbaine à proximité des côtes, sans que les dispositifs d'approvisionnement en eau et d'assainissement puissent suivre le même rythme, est susceptible à la fois d'accentuer les phénomènes d'eutrophisation côtière (les blooms de phytoplancton toxique touchant, dans le cas d'espèce, la quasi-totalité des eaux de la baie à l'horizon 2050) et le nombre de personnes vulnérables (Zinia & Kroeze, 2015).

L'aquaculture côtière est également très durement touchée, comme en témoignent les crises à répétition qui touchent la filière du saumon au Chili ou en Suède. L'analyse comparée de ces deux cas, à laquelle se sont livrés Bailey et al. à l'occasion d'un programme de recherche interdisciplinaire sur l'eutrophisation côtière stimulé par l'effondrement de la filière du saumon d'élevage au Chili (Bailey et al., 2015). Dans une perspective un peu similaire à celle proposée par G.Bankoff, l'une des idées directrices du projet était d'appréhender de façon symétrique les facteurs de vulnérabilité et les dynamiques adaptatives des écosystèmes d'un côté, des communautés locales de l'autre, du point de vue des effets associés à l'eutrophisation. Mais ce que le volet « sciences humaines et sociales » du projet met finalement en évidence, c'est que la vulnérabilité des communautés et des filières halieutiques locales aux phénomènes de blooms algaux est finalement bien plus fonction des formes d'organisation sociale et politique associées à la gouvernance de la ressource qu'aux aléas environnementaux eux-mêmes, au point que le dialogue entre les chercheurs et les porteurs d'enjeux locaux sur la façon dont les recherches menées sur l'eutrophisation peuvent aider à la décision s'avère in fine délicat : il y a très peu de recoupement, dans le cas chilien comme dans le cas norvégien, entre leurs préoccupations respectives. Pour les chercheurs, les blooms algaux représentent le paramètre le plus difficile à contrôler, mais celui sur lequel ils espèrent pouvoir agir.

> *«Au Chili, il apparut rapidement que de nombreux porteurs d'enjeux étaient particulièrement concernés par l'incapacité de l'Etat chilien à suivre et mettre en oeuvre l'application de ses propres mesures de gestion. Les Norvégiens, vivant dans un pays où la confiance dans les institutions étatiques est en règle générale beaucoup plus importante, étaient davantage préoccupés par les problèmes sociaux qu'une croissance de l'aquaculture pourrait générer : le besoin de main d'oeuvre s'est déjà traduit par un large flux de travailleurs étrangers, posant des défis nouveaux aux communautés locales. Plus d'aquaculture est susceptible d'accentuer les enjeux déjà existants. Dans ces deux cas, donc, il y avait peu de correspondance entre les préoccupations des experts et ceux des porteurs d'enjeux locaux. Cela nous ramène (encore) au problème de la pertinence politique du projet CINTERA, le facteur clef de son interdisciplinarité. L'eutrophisation et ses effets sont un problème clef pour notre groupe de chercheurs en sciences biophysiques, mais qui n'apparaissait pas sur le radar des porteurs d'enjeux, si sur celui des chercheurs en sciences sociales qui travaillaient habituellement sur les questions d'aquaculture.» (Bailey et al., 2015: 9131)*

Au final, même dans les cas critiques d'eutrophisation à phytoplancton toxique, les acteurs sociaux, dans la mesure où leur activité et l'interlocution avec les institutions est suffisamment structurée, ne semblent pas se concentrer sur l'analyse du phénomène mais développent une analyse systémique dans laquelle le positionnement et le rôle des autres acteurs occupe la place la plus importante.

#### *9.4.3.1.2.Crises dystrophiques et justice environnementale*

Cette complexité de la confrontation à l'eutrophisation a d'autres visages : les phénomènes locaux s'inscrivent dans des dynamiques de transformation rapide des milieux aquatiques, dont l'exploitation

à des fins commerciales met en présence à la fois des groupes locaux et des intérêts extérieurs aux territoires concernés. Les bouleversements d'origine anthropique des écosystèmes lacustres, notamment des réseaux trophiques (introduction de nouvelles espèces de poissons destinées à l'exploitation à grande échelle, disparition des espèces locales, introduction involontaire d'espèces végétales envahissantes) sont parfois à l'origine d'une aggravation rapide des phénomènes d'eutrophisation qui paupérisent des populations locales de pêcheurs devenues très dépendantes de l'exportation des ressources halieutiques, comme dans le cas – controversé – de l'introduction de la perche du Nil dans le lac Victoria (Pratt, 1996). La satisfaction des besoins fondamentaux des populations locales entre en compétition avec le maintien d'une activité de pêche spécifiquement destinée à l'exportation. Le même type de dynamiques est observé au Mexique, dans les communautés côtières de pêcheurs de l'état du Sinaloa : le développement massif de l'élevage de crevettes s'est accompagné de la chronicisation des marées rouges, qui privent les pêcheurs locaux de leurs ressources. Cette situation conduit à une accélération de l'émigration des populations côtières d'une part, à leur intégration dans la filière de la crevette d'autre part, au prix d'une précarisation accrue. Comme dans le cas étudié par M. Pratt, ces bouleversements socio-écologiques se sont traduits par d'autres transformations sociales importantes, notamment une féminisation accélérée de la main d'œuvre, dans des conditions d'emploi encore plus défavorables que celles des hommes (Cruz-Torres, 2001). Dans ce type de configuration, dégradations environnementales et dégradation des conditions de vie vont de pair, l'eutrophisation apparaissant comme une conséquence indirecte de l'exploitation à grande échelle des ressources côtières : ces situations matérialisent bien souvent la confrontation asymétrique entre des acteurs puissants, internationalisés et fortement structurés et des communautés locales dotées de faibles ressources et de peu de points d'appui institutionnels.

L'anoxie dans les « zones mortes » a, pour les populations locales, potentiellement des conséquences catastrophiques. Mais ces effets, par exemple dans des zones très bien documentées dans la littérature en sciences biophysiques comme les mers fermées ou semi-fermées (telles que la Mer Noire ou la Mer Caspienne) ou les zones côtières à proximité de grands estuaires (comme le Golfe du Mexique) sont en revanche très peu documentés en sciences humaines et sociales : le corpus de cette expertise ne contient aucune publication relative à l'expérience des populations riveraines. Cette absence peut être liée à la complexité et à la densité des pollutions qui affectent ces écosystèmes, ce qui a pu conduire les auteurs à ne pas se référer à l'eutrophisation en tant que telle dans leurs textes. Des recherches documentaires plus approfondies seraient donc à conduire sur ce point.

#### *9.4.3.2. Les crises dystrophiques affectant périodiquement des masses d'eaux emblématiques où se déroulent de multiples activités*

Cette configuration hydro-sociale se rencontre principalement dans les pays démocratiques urbanisés et tertiarisés, dans lesquels les activités de loisirs et les mobilisations environnementalistes se sont développées depuis plusieurs dizaines d'années.

##### *9.4.3.2.1.L'intensification des mobilisations et des « fronts » conflictuels*

Les cas les plus emblématiques et les plus étudiés restent, comme cela a été à plusieurs reprises mentionné dans cette contribution, ceux de l'Amérique du Nord et de la Scandinavie, régions dans lesquelles lacs et littoraux constituent des destinations et des lieux de résidence privilégiés des populations urbaines. Mais la littérature comporte également des études de cas plus dispersées, qui témoignent d'une montée en puissance des conflits opposant différents groupes sociaux dont les représentations et les usages des écosystèmes aquatiques diffèrent.

Plusieurs articles récents mentionnent des dynamiques de ce type pour le cas du Japon, et relèvent une intensification de la « pression sociale », définie comme « un facteur psychologique qui encourage la coopération » (Suzuki & Iwasa, 2009), aux abords de certains lacs emblématiques (Suzuki & Iwasa, 2009 ; Iwasa et al., 2007 ; Asano, 2007). T. Asano relève le rôle croissant des mouvements environnementalistes locaux dans la dénonciation de l'eutrophisation du lac Kasumigaura (Honshu) et

montre leur coopération avec les collectivités locales pour faire pression sur les autorités gouvernementales et obtenir la mise à l'agenda de l'eutrophisation comme problème environnemental majeur. Il n'évoque pas, en revanche, la façon dont ces mobilisations très denses entrent en conflit avec les activités à l'origine des pollutions nutrimentielles qui l'alimentent, ou la diversité des représentations et des cadrages du problème en présence. L'approche par la théorie des jeux retenue par Y. Suzuki et Y. Iwasa (2009) ne permet pas, non plus, d'en savoir davantage : leur approche d'économie expérimentale les conduit à envisager l'eutrophisation d'un lac davantage comme un modèle permettant de mettre en évidence les facteurs de coopération et de conflit que comme une situation réelle, ce qui les conduit à ne livrer aucune information sociologique ou contextuelle.

Historiquement, la possibilité d'accéder à un usage récréatif des littoraux, lacs et cours d'eau a constitué, y compris pour des riverains aux ressources économiques modestes, un facteur important de mobilisation et de structuration d'associations locales, demandant ainsi aux autorités d'intervenir pour lutter contre l'eutrophisation. C'est le cas, par exemple, dans la région d'Helsinki (Finlande) dans les années 1930 (Hänninen, 1992)[31], ou de la région des Grands Lacs de façon également très précoce (Kehoe, 1992). L'étude de ces mouvements montre que, d'abord structurés autour de revendications en direction des autorités publiques, ils effectuent un travail de problématisation qui les conduit à prendre l'attache avec des experts et à identifier un ou plusieurs adversaires locaux ou extra-territoriaux, comme l'industrie papetière ou l'industrie des détergents[32]. Comme le soulignent l'ensemble des auteurs néanmoins, les conflits n'opposent jamais un bloc solidaire d'habitants à une personne physique ou morale implantée localement et identifiée comme à l'origine des pollutions. D'une part, les conflits ont plutôt lieu entre plusieurs secteurs d'activité, et restent dans ce cas confinés ; d'autre part, le cas dominant est celui où la société locale est divisée et où l'argument du développement et de la préservation de l'emploi pèse très lourd dans les débats. Certains auteurs font même de cette division entre développement et conservation la trame de leur analyse des conflits relatifs à la préservation des milieux aquatiques (voir supra : Kim, 2003).

##### *9.4.3.2.2.Ecologisation, imbrication des enjeux et complexité des dynamiques conflictuelles*

Le cas des Grands Lacs américains a été étudié avec une pluralité d'approches et a également donné lieu à des témoignages d'acteurs qui mettent en évidence la diversité même des expériences vécues du conflit. Ainsi, K.G. Gould privilégie une analyse micro-sociologique des mobilisations autour de la pollution des Grands Lacs, en étudiant six cas de part et d'autre de la frontière entre le Canada et les Etats-Unis. Il montre leur dépendance aux facteurs sociaux locaux et, en revanche, leur relative indépendance vis-à-vis de la gravité des pollutions elles-mêmes (Gould, 1993). Mais, appréhendée à une échelle plus large par des acteurs ayant participé à ces mobilisations, la situation peut être décrite comme une situation de confrontation très dure (Kehoe, 1997), voire par les journalistes spécialisés, comme une série de guerres (Annin, 2009).

L'ancienneté des pollutions et des programmes de gestion a également pour effet de transformer les écosystèmes eux-mêmes et les pratiques des usagers des lacs. L'anthropologue F. Berkes relève ainsi que les programmes de lutte contre l'eutrophisation du lac Erie se sont accompagnés d'une évolution des pratiques de pêche, du fait de modes différents de gestion des pêcheries : la pêche professionnelle s'est concentrée du côté canadien du lac et a disparu du côté états-unien. En revanche, de nouvelles espèces de poissons, supposées plus résistantes, ont été introduites. Au début des années 1980, ces transformations conjointes des écosystèmes et des pratiques de pêche se sont traduites par des confrontations nouvelles entre pêcheurs amateurs et pêcheurs professionnels sur les rives canadiennes du lac (Berkes, 1984). Comme le relève toutefois l'auteur, ces conflits ne sont pas directement liés à une compétition effective pour les zones de pêche et les espèces capturées, mais sont à mettre en relation avec l'intensité des usages sur les berges et l'histoire douloureuse des pêcheries dans la région.

[31] Voir également : sous-chapitre 9-2.

[32] Pour un exposé détaillé de ces mobilisations et conflits : voir sous-chapitre 9.2.

La géographe A. Cadoret analyse ainsi les dynamiques socio-spatiales entourant les conflits d'aménagement et de gestion côtière dans le Languedoc-Roussillon (Cadoret, 2009). Elle étudie ainsi, dans une perspective comparée, l'émergence, les formes d'expression et la régulation des conflits environnementaux sur différents sites. L'un des sites étudiés, l'étang de Thau, connaît depuis les années 1980, comme la plupart des lagunes du Languedoc-Roussillon, une accentuation des phénomènes d'eutrophisation avec prolifération d'algues, phénomène connu localement sous le nom de *malaïgue*. L'eutrophisation de l'étang a servi de point d'appui aux aquaculteurs pour peser dans les négociations locales en tant que garants de la qualité de l'eau et obtenir d'élus réticents l'adoption d'un Schéma de mise en valeur de la mer. Les blooms d'*Alexandrium* en 2003 et 2004 donnent lieu à des interdictions de commercialisation, des manifestations d'aquaculteurs et conchyliculteurs, à des violences vis-à-vis des organismes chargés d'expertiser la toxicité, ainsi qu'à des divisions internes aux groupes professionnels concernés. L'enjeu est, au-delà des interdictions ponctuelles, le déclassement de l'étang de Thau comme zone conchylicole (Cadoret, 2006). Si la partie la plus visible du conflit, dans sa phase de crise, met aux prises les conchyliculteurs avec les représentants de l'Etat, de fait le conflit oblige sur la longue durée à prendre en compte les choix d'aménagement réalisés par les élus locaux, gestionnaires des réseaux d'assainissement et des stations d'épuration, dont l'ajustement à l'afflux touristique massif de la période estivale, par ailleurs encouragé, n'est jamais garanti. L'épisode du déclassement et des manifestations qui l'ont accompagné est un marqueur doté localement d'une forte valeur symbolique : il rend visibles des antagonismes anciens et profonds, ainsi que des incohérences dans les choix politiques. En effet, il a été précédé de crises de moins grande intensité pendant les décennies 1980 et 1990 : la convergence de la mobilisation locale, de nouveaux outils réglementaires et de nouveaux cadres d'action publique a ainsi conduit à reformuler les enjeux attachés à la qualité de la masse d'eau et à rééquilibrer le monitoring entre santé publique (les mesures de toxicité) et protection de l'environnement (les mesures de pollution, au plus près de leur source).

#### *9.4.3.3. L' « eutrophisation silencieuse» : tensions sans conflits ou absence de problématisation ?*

##### *9.4.3.3.1.L'eutrophisation invisible*

Il a été relevé plus haut que, dans ce contexte, l'eutrophisation se trouvait « embarquée » dans les débats entourant les choix d'aménagement et de gestion de la ressource en eau. C'est le cas, par exemple, dans les conflits liés à l'usage de l'eau sur le bassin versant de la Charente, étudiés par l'économiste O. Bouba-Olga, spécialiste de l'innovation territorialisée dont les travaux cherchent à analyser la relation entre proximité géographique des porteurs d'enjeux et potentiel de coopération (Bouba-Olga et al., 2006 ; Bouba-Olga et al., 2009). Le bassin versant de la Charente est ici considéré comme une organisation. Dans cet espace organisé, un recensement des conflits environnementaux par l'analyse de la presse quotidienne régionale a permis de mettre en évidence que 40% des conflits identifiés avaient trait à la gestion de la ressource en eau à l'aval du bassin. Ceux-ci impliquent au premier chef les agriculteurs irrigants (l'irrigation du maïs s'étant développée massivement depuis les années 1980 sur le bassin), les ostréiculteurs affectés à la fois par l'accentuation des variations de débit du cours d'eau et de sa composition biochimique qui résultent notamment de l'irrigation, les associations de protection de la nature et l'Etat. La proximité géographique des deux activités est historiquement essentiellement subie, les contraintes économiques globales et registres d'action des agriculteurs et des ostréiculteurs se construisant dans des mondes disjoints. Mais la mise en place d'espaces de dialogue institutionnalisés a progressivement permis d'aboutir à une gestion concertée des étiages : entre ostréiculteurs et agriculteurs, le *voice* l'emporte désormais sur l'*exit,* si l'on se réfère au modèle d'Hirschman présenté plus haut. Cependant, seule la gestion quantitative est concernée en 2009 par ce type d'évolution : dans le cas d'espèce cependant, il existe une très grande interdépendance entre gestion quantitative et qualité de l'eau à l'aval. Cette interdépendance se manifeste en particulier lors des expertises sur un projet de barrage sur un affluent de la Charente : les risques d'eutrophisation liés au développement des retenues d'eau peuvent avoir des effets importants sur la conchyliculture.

Mais il est important de relever que les acteurs qui intègrent cet espace de la proximité organisée par des prises de position sur la qualité de l'eau, comme les associations de protection de la nature, se trouvent de fait les seuls à ne pas trouver leur place dans la construction de cette proximité organisée et de cette coordination entre acteurs : plusieurs conflits se superposent. Le premier, entre l'amont et l'aval et entre professionnels, trouve un espace pour se structurer et se résoudre éventuellement, des objets de négociation, des tiers régulateurs, des compromis quantifiables. Le second, entre groupes porteurs d'enjeux et d'écologies politiques distinctes, peine à évoluer en dialogue effectif dans les espaces institutionnalisés de négociation. Le cas de la Charente permet ainsi de mettre en évidence que l'eutrophisation reste, dans les années 2000, un phénomène qui n'est que rarement évoqué directement par les porteurs d'enjeux et que c'est la logique de conciliation d'activités économiques locales qui rend la construction d'accords locaux incontournable.

Comme le relève la géographe F. Barataud, les politiques publiques jouent dans ce contexte en France un rôle important dans la mise à l'agenda local des problèmes d'eutrophisation, bien que de façon indirecte : la gestion locale des pollutions nutrimentielles s'effectue avant tout, jusqu'aux seuils réglementaires, en fonction des objectifs d'approvisionnement en eau (donc du respect de la norme des 50mg/L de nitrates aux points de captage), et non de l'état des milieux. C'est le cas sur le petit bassin versant d'Harol (Vosges), que l'auteure a étudié : l'inscription d'un des captages d'eau sur la liste des captages les plus sensibles, consécutive au Grenelle de l'environnement en 2008, déclenche la mobilisation des services déconcentrés de l'Etat et des Agences de l'eau et révèle un problème métrologique, dont la correction a fait soudain basculer les teneurs en nitrate au point de captage au-dessus des normes en vigueur. L'aire d'alimentation et de captage est de petite taille : moins d'une dizaine d'agriculteurs y travaillent. Puis, en 2012, les services de l'Etat annoncent un classement en zone vulnérable de l'ensemble du territoire communal (sur le critère de l'occurrence de dépassements de la norme de 50mg/L survenus sur la période 2005-2009). Deux types de conflits apparaissent sur la période : des tensions entre agriculteurs, évoluant parfois vers des conflits ouverts, du fait de la nécessité de répartir l'effort d'évolution des pratiques et des opportunités inégales que procure la mobilisation de l'outil foncier par les collectivités locales (des relocalisations parcellaires sont envisagées). Mais également un conflit entre les élus d'Harol et les services de l'Etat, qui se solde par l'abandon du classement en zone vulnérable (Barataud et al. 2013). Ce cas illustre à la fois l'existence de conflits liés à la mise en œuvre des dispositifs réglementaires visant l'amélioration de la qualité de l'eau qui restent relativement confinés, la primauté des cadrages par la norme sur les cadrages par l'état de l'environnement, ainsi que les effets déstabilisants des politiques privilégiant le zonage. En creux, il semble aussi indiquer (comme le fait celui de la Charente, étudié par O. Bouba-Olga) que l'eutrophisation des cours d'eau est socialement beaucoup moins visible que celle des lacs et étangs.

##### *9.4.3.3.2.L'eutrophisation indicible*

La densité des problèmes et des risques environnementaux ne suscite pas (encore ?) dans tous les pays de conflits visibles, et l'eutrophisation, même sévère, n'en est pas systématiquement la porte d'entrée. C'est le cas en Chine, pays où ces situations se multiplient depuis les années 1990, alimentées par l'urbanisation très rapide des côtes et des grands lacs intérieurs, ainsi que par le développement de l'élevage intensif et de l'aquaculture (Gao & Zhang, 2010). Il semble, mais les travaux en sciences humaines et sociales sont encore très parcellaires sur le sujet, que l'eutrophisation de certains grands lacs (comme le lac Tai, 3ème lac de Chine par sa surface de 2250 km², à la frontière entre les provinces du Jiangsu et du Zhejiang) et la Mer Jaune joue un rôle structurant dans la montée des mobilisations environnementales en Chine (Ma et al., 2008 ; Levain, 2017). Le caractère très lacunaire des données disponibles empêche cependant à ce jour de caractériser finement ces conflits et les dynamiques socio-environnementales dans lesquelles ils s'inscrivent.

Le cas chinois met en évidence la conjonction spécifique entre cadrage des enjeux environnementaux par le développement et contraintes sociales et politiques limitant l'expression des inquiétudes environnementales et les mobilisations. Dans ce contexte, l'eutrophisation peine à accéder à une visibilité sociale secondaire et à se traduire en conflits structurés.

Le géographe P.-A. Barthel a consacré deux publications en 2006 au cas de l'aménagement de la lagune de Tunis : il montre les efforts fournis par les porteurs de projets, bailleurs de fonds internationaux publics et privés et notables politiques, pour évacuer, dans le contexte d'un aménagement autoritaire, toute forme possible de politisation et de critique d'un très lourd projet d'artificialisation de la lagune. Ils prennent pour ce faire appui sur son insalubrité et sur l'eutrophisation sévère qui l'affecte depuis une centaine d'années : la lagune est marquée par une désaffection généralisée liée aux odeurs pestilentielles qui s'en dégagent et son statut d'espace naturel ou anthropisé, du fait de son état d'abandon, est incertain. Elle est désormais investie désormais comme un espace « maritime urbain ludique », l'amélioration des réseaux d'assainissement et la disparition des proliférations algales agissant comme un facteur de légitimation d'une action urbaine autoritaire (Barthel, 2006a ; 2006b).

Ce cas illustre la façon dont l'eutrophisation peut être abordée par les autorités publiques pour justifier d'une action transformatrice des milieux. Dans plusieurs situations décrites par les auteurs représentés dans le corpus, le contrôle de la circulation de l'eau est une cause majeure de développement des crises dystrophiques (voir par exemple, pour la gestion des estuaires aux Pays-Bas : De Vries et al., 1996) ; mais l'artificialisation apparaît également, historiquement et sur la période la plus contemporaine, comme une solution aux problèmes de qualité d'eau, ou comme une nécessité pour de nombreux acteurs, dès lors que c'est un cadrage par l'assainissement qui prédomine. La dépolitisation des problèmes d'assainissement (voir partie 1) implique de ce fait de distinguer assez nettement les conflits associés aux masses d'eau situées en milieu urbain de celles qui sont situées en milieu rural ou au sein d'espaces naturels.

#### *9.4.3.4. Les conflits liés aux pollutions nutrimentielles diffuses : problématiser la source, problématiser le dommage*

Depuis les années 1990, l'eutrophisation des milieux aquatiques est largement associée, dans les pays anciennement industrialisés, à une activité agricole qui génère d'importants flux d'azote et de phosphore dans les cours d'eau. C'est cette activité qui concentre désormais l'essentiel des efforts de maîtrise menés au niveau fédéral en Amérique du Nord et communautaire en Europe. La qualification des nutriments en polluants et l'existence de dispositifs de gestion ad hoc témoignent de cette accession des pollutions diffuses d'origine agricole au statut de problème public durant les trente dernières années.

Par rapport à d'autres configurations hydrosociales, celle-ci se distingue par le fait que la problématisation du modèle agricole productiviste s'effectue par une multiplicité de canaux et se construit à différentes échelles : l'eutrophisation apparaît désormais comme une illustration, voire un symbole des dommages environnementaux de l'agriculture intensive et des politiques qui la soutiennent. Une multiplicité d'acteurs, du niveau local au niveau international, des particuliers aux institutions, des groupes de militants aux groupes professionnels, s'y trouve potentiellement engagée.

- Le caractère **diffus** :

La spécificité des enjeux associés aux pollutions diffuses par rapport aux pollutions ponctuelles est soulignée par plusieurs auteurs du corpus (voir par exemple : Kehoe, 1992 ; Bourblanc et Brives, 2009 ; Whitney, 2010). Sur un plan général, la distribution des sources démultiplie les configurations sociales possibles et les mécanismes d'imputation et de gestion des responsabilités s'avèrent d'autant plus complexes. Elle rend également complexe une coordination entre acteurs et une régulation institutionnelle, dans la mesure où ceux-ci sont trop nombreux pour intégrer un espace de négociation restreint. Cette dispersion joue donc, vis-à-vis de la conflictualité sociale, un double rôle.

D'un côté, elle pèse sur l'engagement des acteurs sociaux, suscitant de ce fait davantage de tensions diffuses que de conflits constitués. En effet, les pratiques et les usages problématiques vis-à-vis de l'eau concernent potentiellement tous les acteurs sociaux disposant d'un système d'assainissement individuel et/ou gérant de fait des espaces dans lesquels l'eau circule.

D'un autre côté, dès lors que les pollutions diffuses accèdent au statut de problème public, elles sont porteuses d'un renforcement des antagonismes au sein des sociétés concernées, dans la mesure où les pratiques individuelles deviennent l'objet d'une vigilance sociale renforcée, phénomène accentué par les limites évidentes des dispositifs publics de contrôle.

Les instruments d'action publique adaptés à ce type de configuration sont peu nombreux et leur application délicate[33]. En effet, les pratiques individuelles ne sont pas forcément délictuelles mais peuvent pour autant poser problème lorsqu'elles sont agrégées : le bon dosage entre accompagnement et répression n'est susceptible d'être atteint que par ajustements successifs et les politiques atteignent rarement leurs objectifs. De plus, à la différence de ce qui a pu être observé pour la gestion des pollutions industrielles, les institutions se trouvent face à la difficulté de désigner des interlocuteurs sur qui faire reposer un engagement symétrique : elles font face à des « gestionnaires de fait » des milieux qui, pour partie, ne sont pas des personnalités morales et avec lesquels elles sont en situation de forte asymétrie, risquant de ce fait la construction d'oppositions locales ou de pratiques de contournement.

- Les pollutions **nutrimentielles** :

La faible visibilité sociale primaire des pollutions nutrimentielles[34] fait que le travail de problématisation des acteurs sociaux s'appuie largement sur des ressources cognitives expertes. De ce fait, les connaissances scientifiques, la façon dont elles sont rendues publiques et débattues, les politiques de la connaissance menées par les différents porteurs d'enjeu jouent un rôle central dans la dynamique des conflits (Levain, 2014 ; Barataud et Petit, 2015 ; voir également : sous-chapitre 9.5).

A cet égard, s'opposent dans les conflits autour des pollutions diffuses de façon presque systématique des arguments presque incontournables, qui font écho aux débats internes à la communauté scientifique, tout en les référant plus explicitement aux contextes et micro-variations locales. Ces échanges d'arguments matérialisent l'intensité du travail social d'imputation des responsabilités et des fautes : le phénomène est-il d'origine naturelle ou anthropique ? Quel est le poids respectif des différents facteurs d'origine anthropique ? D'où viennent les flux et quelle est l'étendue du système à considérer ? Les émetteurs sont-ils les vrais responsables ou sont-ils « agis » par d'autres acteurs ou des facteurs structurels ? etc.

Les acteurs sociaux investissent ainsi les espaces d'incertitude (parfois fondamentaux, parfois en apparence marginaux) que les connaissances scientifiques produites laissent persister en fonction de l'écho qu'ils renvoient à leurs lectures du monde et des enjeux auxquels ils font face.

De façon plus générale, cette faible visibilité a pour effet une dynamique très heurtée de mobilisation des acteurs et une conflictualité qui s'exprime majoritairement dans des moments de crise environnementale et de façon très différenciée suivant les espaces considérés.

- Les pollutions d'**origine agricole:**

La gestion des pollutions nutrimentielles diffuses d'origine agricole s'avère un cas particulièrement délicat.

D'abord, parce que les intérêts des agriculteurs sont particulièrement structurés, généralement dans les pays industrialisés par des organisations syndicales à vocation unitaire qui ont institué, avec les représentants des Etats, des espaces de négociation bilatéraux. Dans ce contexte, l'écologisation des politiques publiques et notamment des politiques de l'eau se traduit par une forme de dédoublement institutionnel : coexistent des espaces de négociation confinés sur les questions agricoles avec de nouveaux espaces, plus inclusifs, dans lesquels la coordination entre acteurs pose problème. Ainsi, en France, l'entrée dans les questions agricoles par les problèmes de pollutions diffuses occasionne, dans les instances locales de gouvernance de la qualité de l'eau, des situations de blocage, accentuées par la densité, la complexité et l'instabilité des cadres de discussion (Barataud et al., 2013). Plusieurs auteurs

[33] Voir partie économie (chapitre 8).
[34] Voir sous-chapitre 9.3.

imputent largement cette situation de blocage à la posture et aux stratégies des organisations professionnelles agricoles majoritaires (Busca, 2003), ainsi qu'aux ambivalences des autorités publiques qui peinent à sortir d'un arrangement institutionnel très stable les liant à la « profession » et à reconnaître comme légitimes d'autres interlocuteurs sur les questions agricoles (Brun, 2003 ; Bourblanc et Brives, 2009 ; Bourblanc, 2011). A tout le moins, peut-on constater que la conception et la mise en œuvre des politiques agricoles et des politiques de l'eau sont fondées sur des formes de coordination et de légitimation très différentes.

Ces tensions montrent le besoin de légitimer et d'instituer des interlocuteurs pour coordonner les acteurs, dans un contexte où l'industrialisation de l'agriculture ne s'est pas traduite par un abandon du modèle de l'agriculture familiale dans certains pays européens, comme la France : la complexité du conflit autour de la gestion des pollutions diffuses peut être à la fois conçue comme résultant d'une contradiction dans les cadres de coordination des acteurs concernés par les pollutions et d'une contradiction interne à la politique agricole. Dans le domaine environnemental, singulièrement dans le domaine des pollutions aquatiques, cette situation conduit à une très forte polarisation des arènes de négociation aux niveaux communautaire, national et régional, alors même que sur d'autres sujets environnementaux, des formes nombreuses de coordination entre acteurs agricoles et non agricoles peuvent être identifiées (Beuret & Trehet, 2001). Qui plus est, la visibilité des organisations politiques agricoles dans les débats s'accompagne dans de nombreux cas d'une invisibilité des organisations économiques agricoles (Bourblanc, 2008), comme leur très faible implication et leur stratégie d'*exit* dans la gouvernance du premier Plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes a pu l'illustrer (Aquilina et al., 2013).

Par contraste, des situations d'industrialisation massive de l'agriculture par intégration totale des fermes dans de grands groupes multinationaux donnent lieu à des conflits d'une toute autre nature, dans lesquels les acteurs industriels sont clairement identifiés par de nombreux mouvements locaux comme responsables d'une dégradation massive de l'environnement. C'est par exemple le cas en Caroline du Nord (Ladd & Edward, 2002) : les grands groupes industriels développant massivement l'élevage porcin (et les porcs eux-mêmes) sont identifiés comme des ennemis envahissant le territoire, dans une configuration où l'agriculteur lui-même a disparu du paysage. Cette conceptualisation du conflit et cette représentation des adversaires n'est pas possible dans les cas où l'industrialisation est moins radicale ou s'accompagne d'un maintien de l'exploitation familiale, incarnant une continuité historique avec la polyculture-élevage et disposant d'un important capital d'autochtonie, même si leur dépendance aux filières n'est en réalité pas moins grande.

Ce contexte général ne doit pas occulter la très grande variabilité territoriale de la coordination des acteurs agricoles avec les gestionnaires de l'eau et les autres groupes sociaux impliqués, comme les associations environnementalistes. Cette variabilité est pour partie liée à la complexité de l'action collective en agriculture et à l'attachement des agriculteurs à leur autonomie décisionnelle (Lundqvist, 2001). Elle est également liée à la diversité interne au monde agricole.

Le caractère multidimensionnel de l'activité agricole, qui se traduit par la confusion entre entité économique, lieu de vie, lieu de travail et gestion de fait de biens communs sur un espace privé, est également un élément à prendre en compte. Il explique pourquoi les politiques de gestion des pollutions agricoles et la mise en débat des pratiques agricoles par des acteurs critiques peuvent apparaître comme des coups portés à des agriculteurs déjà fragilisés par la rapidité des transformations structurelles et par la volatilité des cours des denrées, qui affectent à la fois leurs conditions de travail, leurs revenus et leur capacité à se projeter dans l'avenir. Ce point est souligné par de nombreux auteurs, suivant différents points de vue, depuis la fin des années 1980 (voir par exemple, pour le cas danois : Norgärd & Christensen, 1989). R. Cedrins résume ainsi, pour le cas de la Mer Baltique dans les années 1990, le dilemme dans lequel se trouvent beaucoup d'observateurs, d'experts et de décideurs vis-à-vis des pollutions agricoles :

*« Si les conditions sociales et économiques éprouvées par les agriculteurs sont très dégradées, alors ils seront moins enclins à accorder la priorité à des objectifs environnementaux. Une personne qui se noie est indifférente au fait de savoir si l'eau est sale ou non. De toute évidence, tous les projets environnementaux concernant la région de la Mer Baltique doivent être accompagnés de projets de développement rural, qui se concentrent sur la stimulation de l'entrepreneuriat local et la réduction du chômage.» (Cedrins, 1997: 470).*

Les représentations même de la responsabilité des agriculteurs dans les situations de pollutions nutrimentielles sont ainsi à l'origine de tensions, parfois de francs conflits, au sein de communautés par ailleurs cohésives. En effet, une posture qui se veut ou s'affiche protectrice des agriculteurs peut correspondre à deux types de position. D'une part, elle peut conduire à privilégier la distribution des coûts des pollutions agricoles et de leur gestion sur l'ensemble de la communauté nationale, les instruments incitatifs par rapport aux instruments normatifs, la mise en œuvre progressive par rapport à l'application rapide : elle agit ce faisant dans le sens d'un maintien du statu quo. D'autre part, elle peut aussi matérialiser des tensions locales et des conflits de loyauté, comme illustré plus haut dans le cas des conflits liés au développement qui mettent en jeu l'emploi local et suscitent des sentiments d'identification et d'empathie. Dans les deux cas, les agriculteurs sont présentés comme victimes soit d'un modèle économique, soit de politiques qui les fragilisent.

Cette complexité est un élément fondamental à prendre en compte, qui explique la variabilité des situations locales. Elle limite la portée prédictive des modèles dans lesquels les agriculteurs sont envisagés comme des individus déconnectés de leurs affiliations professionnelles, des relations entre pairs, de leur inscription dans des réseaux d'interconnaissance locale, des contraintes particulières liées à l'histoire et à la configuration des exploitations (pour un exemple de ces approches, voir : Möhring & Troitzsch, 2001).

Par rapport à d'autres pollutions d'origine agricole, en particulier celles liées à l'usage des produits phytosanitaires, le cas des pollutions nutrimentielles met par ailleurs en jeu non seulement un ensemble de pratiques quotidiennes, mais également des représentations positives liées à la fertilisation des sols dans les systèmes de polyculture-élevage : les valeurs associées aux effluents d'élevage ne sont pas univoques et la dialectique ressource-déchets joue un grand rôle dans la structuration et l'évolution des représentations des éleveurs interpelés pour leur responsabilité dans l'eutrophisation (Bratt, 2002). Ces représentations évolutives de la fertilité et de la fertilisation restent cependant peu étudiées, que ce soit chez les éleveurs ou chez les populations non agricoles.

Ces caractéristiques cumulées font que les territoires les plus vulnérables aux conflits liés aux pollutions agricoles, y compris les pollutions nutrimentielles, ne sont pas uniquement ceux dans lesquels elles se matérialisent le plus directement, mais aussi ceux dans lesquels l'entremêlement entre populations rurbaines et exploitations agricoles conventionnelles est le plus important (Kohler et al., 2014). Dans les territoires les plus attractifs pour les populations non agricoles, l'augmentation de la pression démographique se traduit certes par la persistance de pollutions nutrimentielles issues d'autres sources, mais surtout par une accentuation de la pression sur l'agriculture pour obtenir une eau de consommation humaine de bonne qualité (Gasteyer, 2008).

C'est sans doute le cas des marées vertes en France qui permet le mieux d'illustrer la densité de cette conflictualité et ses caractéristiques : les marées vertes touchent un territoire attractif, fortement investi par un tourisme balnéaire et de nature, et questionnent un « modèle » agricole devenu emblématique au-delà des frontières et qui sert de figure répulsive, y compris chez les éleveurs d'autres régions (Bonnaud & Nicourt, 2006). L'anthropologue M. Le Chêne met ainsi en évidence, à partir d'une enquête ethnographique menée en baie de Saint-Brieuc, la très grande polarisation de la société locale, polarisation perceptible également dans les représentations des mécanismes de l'eutrophisation et de la gravité des dommages occasionnés par les marées vertes (Le Chêne, 2012) : pour une partie importante des habitants (que M. Le Chêne nomme les « néo-ruraux »), les marées vertes sont conçues comme un sous-produit de l'élevage et comme un déchet dans leur essence même. La gravité de la

pollution est évaluée en fonction du jugement porté sur l'agriculture. Du côté des éleveurs, porteurs de représentations différentes du phénomène, le sentiment d'être stigmatisés appelle des réactions immédiates et l'expression, dans l'espace public, d'émotions difficiles à maîtriser (Quéré, 2012 ; Levain, 2014 ; 2017). Sur la période la plus récente et de façon symétrique, une exacerbation et une radicalisation des critiques environnementalistes est observable, qui rend la relativisation des impacts des marées vertes suspecte : le déplacement du problème du risque environnemental vers le risque sanitaire tend à évacuer, au moins sur le plan des discours, toute perspective de compromis. La densité du conflit, qui se traduit à la fois par des mobilisations collectives, des actions en justice, des prises de position dans les médias, se comprend en prenant en compte le temps long : l'opposition entre associations environnementalistes et représentants professionnels agricoles s'est structurée à la fois localement et régionalement dès la mise en œuvre de la directive « nitrates » au début des années 1990. Quoique les phénomènes de marée verte soient anciens dans la région, ils ont longtemps été appréhendés comme des problèmes très locaux, dont le traitement restait relativement confiné, du fait de l'investissement des principales associations environnementalistes au niveau régional dans la problématique de l'eau potable et dans la dénonciation des extensions d'élevage (Bourblanc, 2016). Aussi, la dénonciation du danger sanitaire associé aux échouages d'algues vertes apparaît-elle comme une étape – et pour les représentants majoritaires de la profession agricole, comme une offensive particulièrement violente - dans un conflit déjà bien structuré. Il reste que la dénonciation des pollutions agricoles, dans les territoires touchés par les marées vertes, suscite au sein même de groupes sociaux a priori homogènes des divisions, parce qu'elle met en jeu la loyauté des personnes vis-à-vis de leur territoire et la pluralité de leurs attachements (Levain, 2014 ; Levain et al. 2015).

Le cas des marées vertes est devenu, en France et en Europe, emblématique. Il n'est en aucun cas représentatif des situations d'eutrophisation très diverses rencontrées sur le territoire; en revanche, il participe, par des voies de circulation institutionnelles, médiatiques ou militantes, à modifier la problématisation et les formes de prise en charge des phénomènes d'eutrophisation qui sont mis en problème et en conflit. Les conflits, pour être singuliers et situés, contribuent en effet à forger des polarisations et des cadrages qui produisent des effets au-delà de leur aire d'origine.

#### *9.4.3.5. Synthèse*

Les quatre configurations hydro-sociales identifiées ne sont pas documentées avec le même degré de détail par les recherches en sciences sociales : l'analyse permet ainsi d'identifier à la fois des espaces et des dynamiques socio-écologiques qui restent peu connues, pour des raisons de distance aux milieux aquatiques, d'absence d'enjeu ou de contrôle politique et social des mobilisations. De ce fait, ces configurations s'emboîtent et doivent être considérées simultanément à différentes échelles spatiales et temporelles.

Dans le cas des pays industrialisés d'Europe de l'Ouest, plusieurs configurations coexistent. Les configurations où les crises dystrophiques tendent à affecter le quotidien des populations produisent des dommages difficiles à évaluer et la littérature permet uniquement de repérer les cas où des filières professionnelles structurées (dans le domaine de la pêche et de l'aquaculture essentiellement, plus rarement du tourisme) sont directement touchées. Leur mobilisation se traduit dans des cas limités par une conflictualité récurrente avec les autorités locales.

Tant les politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation que la conflictualité sociale qui entoure le phénomène se concentrent aujourd'hui sur les activités agricoles. Les formes que prennent les conflits liés aux pollutions nutrimentielles d'origine agricole sont variées, mais elles sont marquées par la même tension entre les modes de coordination disponibles et les leviers de négociation très faibles au niveau local.

### 9.4.4. Conclusion

L'analyse de la littérature en sciences humaines et sociales souligne que les conflits, nombreux, qui émaillent la prise en charge des problèmes de qualité de l'eau et de santé des milieux aquatiques sont tout autant liés aux conséquences dommageables des dégradations environnementales qu'à leur prise en charge institutionnelle. Les conflits apparaissent comme des moments dans le processus de coordination des acteurs. Aussi, l'intensité des conflits dépend moins de la gravité des effets de l'eutrophisation, que de la visibilité sociale de celle-ci et du niveau de structuration des acteurs, qu'il s'agisse des institutions, des groupes professionnels, dont la responsabilité est engagée ou l'activité menacée, ou de la société civile. L'impact de ces conflits sur l'efficacité de la prise en charge de l'eutrophisation est discuté, et sans doute variable. Par ailleurs, malgré l'abondante littérature dédiée à l'analyse des conflits hydriques, les conflits liés à l'eutrophisation restent très peu étudiés pour eux-mêmes.

Pour les analyser, les approches qui privilégient une lecture stratégiste et celles qui s'attachent à analyser les représentations conflictuelles de l'environnement et des risques qui sont attachés à sa dégradation s'avèrent complémentaires. Mais elles sont souvent abordées dans la littérature de façon exclusive les unes des autres. Qui plus est, l'aggravation des phénomènes d'eutrophisation étant indissociable des dynamiques de développement, des recherches beaucoup plus poussées seraient à conduire pour resituer ces conflits dans des trajectoires plus amples d'évolution structurelle des socio-écosystèmes, par exemple en prenant appui sur le concept de cycle hydro-social.

Ce chapitre pose quelques jalons en ce sens : il montre la difficulté, pour les acteurs sociaux comme pour les auteurs, à traduire la dimension systémique des problèmes d'eutrophisation en des analyses intégrées de l'évolution des socio-écosystèmes, qui prennent en compte à la fois la multiplicité des échelles et la temporalité des changements. Au regard de l'effort institutionnel sans précédent de problématisation et de gestion de l'eutrophisation, une problématique particulièrement utile à explorer serait celle des circulations entre configurations locales et de l'émergence de dispositifs de coordination des acteurs sociaux pour changer d'échelle et/ou faire parler les situations muettes…

Comme le soulignait en 2012 la Mission interministérielle chargée d'analyser les causes des marées vertes, les sciences humaines et sociales restent peu mobilisées sur ces sujets, alors même que les tensions et conflits accompagnant la prise en charge des problèmes d'eutrophisation sont aussi liées à la distance sociale séparant les porteurs d'enjeux et à l'absence d'éléments de définition partagée du problème (Ministères de l'écologie et de l'agriculture, 2012).

L'entrée par les pollutions diffuses d'origine agricole, dominante aujourd'hui dans l'Union européenne, met en effet en présence dans un même espace des acteurs fréquentant des mondes sociaux différenciés, voire totalement disjoints. C'est a fortiori le cas pour l'eutrophisation, qui par son caractère multifactoriel et non-linéaire, oblige à penser et à mettre en débat non plus seulement une pratique et ses conséquences, mais des conceptions du fonctionnement de la nature et de la responsabilité anthropique vis-à-vis de ce fonctionnement. Une prise en charge collective effective ne peut donc évacuer la question de la diversité des façons d'appréhender les savoirs qui fondent l'action remédiatrice.

## 9.5. Enjeux, principes et pratiques de la gestion intégrée des problèmes d'eutrophisation

**Carole Bathélémy**

**Jean-Marc Douguet**

**Alix Levain**

Une partie de la littérature en sciences sociales traitant d'eutrophisation concerne la prise en charge de ce problème à travers des activités de gestion, représentant, au sein de notre corpus, une quarantaine de références. A la différence des trois chapitres précédents (les trajectoires des politiques publiques ; les représentations et perceptions sociales et les coopérations et conflits), la notion de gestion n'est pas un concept théorique issu des sciences sociales. L'entrée analytique de ce chapitre est donc ambivalente. Elle relève plus spécifiquement du domaine de l'action sociale concernant l'eutrophisation et de l'appui scientifique qui l'accompagne. Les auteurs de ces articles peuvent être des chercheurs en sciences de l'environnement impliqués dans des actions de gestion, qui vont discuter de principes et de démarches pour participer à son amélioration. Il peut également s'agir de chercheurs en sciences sociales (sociologues, anthropologues, géographes, politistes, économistes) sollicités pour apporter leurs compétences dans ce type de démarche à des fins appliquées.

La diversité disciplinaire des auteurs participe ainsi d'un domaine de production scientifique hétéroclite, qui a comme spécificité de réfléchir à de nouvelles approches conceptuelles de la gestion de l'eau et dont l'eutrophisation constitue, dans ce cadre, un potentiel cas d'école.

Deux points communs sont partagés peu ou prou par l'ensemble des articles. Premièrement, les approches développées répondent globalement au principe d'une gestion intégrée de l'eau, rapidement définie comme la prise en compte des processus socio-naturels et de leurs interactions à l'échelle d'un territoire donné (un bassin versant, par exemple). De par cet ancrage conceptuel, le second point commun réside dans le questionnement de la production des savoirs au sein de la gestion intégrée. Quels savoirs doit-on et peut-on mobiliser pour rendre compte des processus socio-naturels qui concourent à l'eutrophisation des cours d'eau et des zones littorales ? Comment peut-on les élaborer afin de les rendre opérants pour la gestion ? De manière mono-disciplinaire ? Pluridisciplinaire ? Comment doit-on les présenter aux acteurs qui sont susceptibles de prendre, par la suite, des décisions ou changer leurs pratiques ? A travers des indicateurs, des modèles et si oui, lesquels ? Comment élaborer et évaluer les situations de confrontation, diffusion et/ou de partage des savoirs ? Participations, focus-groups, co-constructions sont ainsi discutées dans leur efficacité et limites respectives.

Après avoir rapidement présenté les principes fédérateurs de la gestion intégrée de l'eau (sous-chapitre 9.5.1), la question des savoirs relatifs à l'eutrophisation est le fil conducteur de ce chapitre. Deux « gradients » sont utilisés pour l'organiser. Le premier « de la théorie à l'expérience » présente des travaux allant d'approches conceptuelles (sous-chapitre 9.5.2) jusqu'à des démarches appliquées (sous-chapitres 9.5.3 et 9.5.6). En effet, les articles ne reposent pas sur les mêmes matériaux. Si certains relèvent de principes de gestion qu'il serait souhaitable d'appliquer, d'autres, au contraire, présentent des expériences concrètes et appliquées. Le second gradient «des experts aux non-experts » relève plus spécifiquement de la mise en débat des savoirs relatifs à l'eutrophisation. Certains articles relatent des travaux scientifiques (sous-chapitre 9.5.4). D'autres discutent de la diffusion de ces savoirs auprès des gestionnaires (sous-chapitre 9.5.5). Enfin, certains relatent des essais de co-construction avec des non scientifiques (sous-chapitre 9.5.6). Dans ce dernier cadre, les chercheurs expérimentent majoritairement leurs dispositifs dans les espaces agricoles accordant aux agriculteurs un nouvel espace d'échanges, dans des formes alternatives aux propositions cadrées jusqu'alors par les institutions.

### 9.5.1. Les grands principes fédérateurs de la gestion intégrée de l'eau : principaux points de repère

La littérature concernant la gestion des problèmes d'eutrophisation s'inscrit dans un domaine de réflexions scientifiques prenant forme à la fin des années 1980 et dont les principes de la gestion intégrée de l'eau constituent un socle commun. La Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) émane des instances internationales, depuis la conférence de Rio en 1992 (Petit, 2009). La définition institutionnalisée est ainsi diffusée par le Parlement Mondial de l'Eau : « La gestion intégrée des ressources en eau désigne un processus qui favorise le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux » (cité par Petit, 2009). Cette définition portée initialement par les instances internationales œuvrant avec les grands groupes privés est discutée et appréhendée de manière différente par les chercheurs. L'économiste Olivier Petit propose la définition suivante reprenant les grands principes que l'on retrouvera dans la littérature : « Entendue au départ comme une gestion par bassin versant, la notion a progressivement évolué pour désigner, dans une perspective inspirée de la systémique, une gestion de l'eau visant à prendre en compte les aspects qualitatifs et quantitatifs, le court terme et le long terme, les eaux de surface et les eaux souterraines, envisagée sous l'angle d'une gestion durable et concertée, organisée dans un cadre territorial cohérent – le bassin-versant pour les eaux de surface et le système aquifère pour les eaux souterraines – et reconnaissant l'eau comme un bien économique […] » (2009, p.50).

La diffusion de la gestion intégrée s'est appuyée sur des expériences nationales et supranationales, notamment en France et en Europe. Pour le cas français, la loi sur l'eau de 1964, en instaurant les Agences de l'Eau, a consacré un principe de territorialisation de la gestion, à travers les bassins versants et de démocratisation participative avec les différentes instances et déclinaisons locales telles que les Schémas d'Aménagement de Gestion des Eaux (SAGE) (Barraqué, 2012). La gestion par district géographique impulsée, dès 2000, par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) à l'aide de plans de gestion et de programmes de mesures a renforcé les principes de gestion intégrée. Un des objectifs de la DCE est la transparence des mesures adoptées et la participation du public, suscitant nombre de travaux qui vont être présentés dans le cadre de ce chapitre.

La gestion intégrée de l'eau rassemble plusieurs principes qui ne sont pas propres aux ressources en eau mais au domaine plus global de l'environnement. Nous allons succinctement en présenter quatre qui sont transversaux aux études relatives à l'eutrophisation : l'approche socio-écosystémique, la gestion « adaptative », la prise en compte des connaissances « profanes » et l'importance accordée aux dispositifs de participation.

#### *9.5.1.1. L'approche socio-écosystémique de l'environnement*

Celle-ci veut rendre compte des interactions entre l'environnement et les activités humaines dans une démarche qui focalise son attention sur les processus et les dynamiques et moins sur les effets linéaires entre une cause (de pollution, par exemple) et son impact immédiat. Cette pensée systémique donne lieu à une approche en termes de « socio-ecological system » ou SES dans le cadre de laquelle le système articule Nature et Société : « Social-ecological systems are complex, integrated systems in which humans are part of nature » (Berkes et Folke, 1998). La notion de « Water systems » décrite par Claudia Pahl-Wostl s'inscrit dans cette perspective en s'intéressant aux interactions entre les composantes humaines, physiques, biologiques et biogéochimiques de l'eau (2007, p. 50).

Le fonctionnement des SES est pensé à travers le concept de « résilience » initialement défini dans le champ de l'écologie par C.S. Holling et étendu à de multiples travaux interdisciplinaires. Celle-ci peut être définie comme « the capacity of a system to undergo disturbance and maintain its functions and controls » (Carpenter et al., 2001). La résilience des socioécosystèmes accompagne les réflexions

relatives à la soutenabilité de nos sociétés dans leurs rapports à l'environnement. Le réseau « Resilience alliance »[35] (voir sous-chapitre 9.2) rend compte des travaux impulsés par ce cadre conceptuel appelant à l'interdisciplinarité et dont la revue Ecology and Society se fait l'écho[36].

L'eutrophisation est plus particulièrement étudiée à travers le concept de « l'adaptive cycle » caractérisé par quatre phases caractéristiques des dynamiques des SES : croissance rapide et exploitation, conservation, effondrement du système et libération ou « destruction créatrice », renouvellement et réorganisation (Carpenter, op.cit.). Les processus biophysiques de l'eutrophisation et ses effets sur les sociétés locales se prêtent bien à l'évaluation empirique de l'"adaptive cycle", nous y reviendrons.

*9.5.1.2. L' « adaptive management » et le « social learning »*

Toujours dans le cadre conceptuel de la résilience, de nouveaux objectifs sont associés à la gestion environnementale. Celle-ci, selon Pahl-Wostl (op.cit.), ne doit pas se centrer sur les solutions techniques mais sur « l'humain » et être capable de s'adapter aux changements environnementaux et notamment climatiques. « L'adaptive management » ou la « gestion adaptative » traduit ce souhait, face à la difficulté d'anticiper les changements, d'adapter la gestion à l'aune de nouvelles expériences et résultats dans une amélioration en continu. Le système doué d'une « capacité adaptative » doit être capable de traiter et d'intégrer de nouvelles informations via des institutions et des réseaux d'acteurs qui interagissent. L'apprentissage social ou le « social learning », toujours selon Pahl-Wostl (op.cit.), concerne la capacité des différentes autorités, experts, groupes d'intérêt et grand public à gérer collectivement l'environnement, dans une interconnaissance réciproque : « Adaptive management is learning to manage by managing to learn » (Bormann et al. cité par Pahl-Wostl, op.cit.). La gestion incombe alors à une multiplicité d'acteurs, bien au delà des représentants de l'Etat et des seuls experts.

*9.5.1.3. La prise en compte des savoirs « profanes »*

Se pose alors la question des types et des modalités de connaissances à partager. Les travaux sur la gestion intégrée s'inspirent d'un domaine de recherche très prolixe en sciences humaines autour des « sciences studies » ayant élargi le spectre des possibilités en termes de partage des savoirs. Le sociologue Michel Callon, pionnier de ces questions en France, propose trois formes possibles de « démocratie technique » et de déclinaison de la construction des savoirs (1998) :

a) « l'instruction publique » dans le cadre de laquelle seule la science détient la vérité sur les processus socio-environnementaux ; les scientifiques n'ont rien à apprendre des profanes,

b) dans le cadre du « débat public », les limites de la science sont prises en compte d'où découle la nécessité de mettre les savoirs en débat, de les confronter avec les savoirs profanes,

c) la « co-production des savoirs » postule que les non savants peuvent co-construire les connaissances dans le cadre « d'un apprentissage collectif croisé ». Les groupes sociaux concernés doivent parvenir à rendre légitimes leurs connaissances pour participer à leur mise en débat.

Les processus socio-environnementaux tels que l'eutrophisation se prêtent bien à l'exercice pour plusieurs raisons (Levain, 2014) : la complexité des dynamiques bio-chimiques et écologiques qui questionnent l'élaboration des connaissances scientifiques, l'interpellation des acteurs profanes par des biais cognitifs différents (par l'alerte, des événements marquants (les marées vertes, par exemple)…), les interrogations quant à la pertinence de l'action publique engagée pour atténuer l'eutrophisation.

[35] http://www.resalliance.org/
[36] http://www.ecologyandsociety.org/

#### *9.5.1.4. Les dispositifs de participation*

La mise en pratique ou l'expérimentation de la co-construction des savoirs transitent par des dispositifs variés de participation. Dans le domaine de l'environnement, ceux-ci se sont institutionnalisés et multipliés : consultations du grand public via Internet, conférences et jurys citoyens, débats publics, commissions locales…

Selon Fiorino cité par Tsouvalis et Waterton (2012), trois justifications quant à l'intégration des acteurs profanes dans les processus d'action publique co-existent : une légitimité « normative » ou « éthique », il faut associer les non experts pour prendre en compte leurs points de vue dans un souci d'équité et de justice sociale face aux impacts potentiels d'un projet environnemental ; la légitimité « instrumentale » qui associe, à la participation, la fonction majeure d'accompagner et de faciliter les prises de décisions ; et enfin, la légitimité « substantielle » qui souligne la qualité différente de la production scientifique et des prises de décisions lorsque celles-ci sont co-construites. Les dispositifs de participation générés par les cas d'eutrophisation pourraient ainsi être catégorisés en fonction de leur légitimité.

Cependant, les auteurs consultés livrent plus une réflexion concernant le processus même de la participation, ses atouts et ses limites qu'une analyse du contexte sociopolitique de son émergence et de sa réalisation. Ainsi, les exercices de modélisation et de prédiction qui servent de support à la participation occupent une large partie des articles (Cf paragraphe 9.5.5). Certains auteurs ont proposé plus récemment une posture plus critique sur l'efficacité de ces démarches, notamment à travers leurs trajectoires et leurs devenirs face aux dispositifs institutionnels « classiques » (Levain et al., 2015 ; Tsouvalis et Waterton, op.cit.). Les limites reposent sur la difficile représentation de l'ensemble des acteurs ne partageant pas les mêmes connaissances et n'étant pas dotées des mêmes aptitudes pour participer aux concertations. Les intérêts socioéconomiques et politiques contribuent également à la mise en échec d'une possible mise en partage.

Les cas d'eutrophisation permettent ainsi de rendre compte à la fois de l'engouement pour les méthodes participatives comme une alternative possible aux démarches plus classiques générées par la régulation économique et/ou réglementaire des problèmes environnementaux et des limites que ces mêmes méthodes donnent à penser en termes d'action publique.

### 9.5.2. La conceptualisation systémique en réponse à la complexité des processus socio-naturels de l'eutrophisation

Beaucoup d'auteurs s'accordent sur la complexité des processus d'eutrophisation qui n'induit pas de réponses simples à appliquer : « C'est la première difficulté, cette fertilisation déclenche un enchaînement de processus qui, le plus souvent, interagissent de manière non linéaire et se traduisent par une cascade d'effets touchant pratiquement toutes les composantes de l'écosystème » (Capblanq et Décamps, 2002, p. 15).

A ce sujet, la littérature peut être scindée en deux parties. La première regroupe des auteurs qui proposent de conceptualiser la complexité des processus d'eutrophisation dans leurs dimensions spatiale, sociale et, d'une manière plus aboutie, systémique. Dans la seconde catégorie d'articles, les auteurs répondent à la complexité par des nouveaux modes de gestion appliquée.

#### *9.5.2.1. La conceptualisation de la complexité : la pensée systémique*

La cascade d'effets dont parlent Capblanq et Décamps (op.cit.) incite les chercheurs à proposer des modèles conceptuels qui prennent en compte à la fois les réactions des écosystèmes et les impacts des activités socio-économiques. Les écologues insistent sur les décisions en termes d'aménagement et de restauration écologique qui, selon eux, devraient être pensés en termes de dynamiques entre deux systèmes écologiques et socio-économiques (Capblanq et Décamps, op.cit.). Dans une perspective similaire, l'océanographe C. Lundberg propose un modèle conceptuel basé sur le cas de l'eutrophisation

de la mer Baltique et décliné en cinq éléments qui interagissent : les causes, les effets primaires (biologiques, physiques et chimiques) et secondaires (effets sur la faune), les réponses sociales (déclin des pêcheries, remise en cause des valeurs esthétiques, récréatives et touristiques des sites impactés) et les options de gestion (2005).

La démarche systémique répond à un élargissement de la prise en compte des problèmes d'eutrophisation depuis une approche sectorielle et localisée qui prévalait, selon Elliot et de Jong, des années 1960 aux années 1980 à une approche multi-sectorielle de la pollution diffuse amorcée à partir des années 1990 (Elliot et de Jong, 2002). Les échelles d'appréhension de ce nouveau cadrage (Freitag, 2014) sont ainsi multipliées : depuis les lieux originels de la pollution aux lieux de ses impacts plus ou moins différés, de l'amont des bassins versants aux lacs, fleuves et zones côtières.

La trajectoire physique de la pollution pose un certain nombre de questions aux chercheurs. Les économistes Elofsson, Folmer et Gren soulignent la distance parfois considérable entre les origines potentielles de la pollution et les espaces côtiers impactés et la difficulté pour « estimer » ces déplacements (Elofsson et al., 2003). Les mesures de réduction des polluants potentiellement étudiés par les économistes relèvent d'actions publiques qui n'ont pas les mêmes limites que la pollution, souvent bien plus étendue et globale. Cela se pose avec plus d'acuité quand il s'agit de pollutions transfrontalières avec des actions de réduction des polluants différentes. Les modèles les mieux renseignés sont ceux qui appréhendent une échelle très locale, notamment car les données disponibles sont plus faciles à obtenir et à modéliser.

A cette lecture horizontale des transferts de polluants, Elliot et de Jong adjoignent une approche verticale articulant les causes « bottom up » aux conséquences « top down » de l'eutrophisation (2002, op.cit.). Les causes de l'eutrophisation relèvent du cycle biogéochimique de l'écosystème générant des conséquences écologiques (le « bottom up ») et ces conséquences sur le système macro-biologique (perturbations au niveau des poissons, de la faune marine, des oiseaux) relèvent du modèle « top down » : elles sont observables par les scientifiques et potentiellement par le grand public, et peuvent ainsi générer des actions socio-économiques et/ou de conservation de la nature.

A cette complexité spatiale, s'articule la complexité sociale, par la diversification des acteurs potentiellement concernés par les processus d'eutrophisation. L'approche désignée de « basique » par les économistes repose sur le principe d'un unique gestionnaire, dont l'objectif est de minimiser les coûts liées à la moindre utilisation d'un polluant (Elofson et al., op.cit.). Dans cette approche, un ou deux secteurs économiques sont concernés, le plus souvent, l'agriculture et le traitement des eaux usées. Les auteurs plaident pour un élargissement de la prise en compte des acteurs sociaux et de leurs activités qui puisse mieux rendre compte de la complexité des transferts de polluants et de leurs conséquences.

La complexité sociale est également largement questionnée par les chercheurs en sciences sociales (sociologues, anthropologues, politistes et géographes) qui vont développer des approches en termes de représentations et perceptions sociales diversifiées (voir sous-chapitre 9.3), d'enjeux socio-économiques et politiques potentiellement contradictoires (sous-chapitre 9.4) et de prises en charge publiques contrastées (sous-chapitre 9.2).

Tentant une synthèse à la fois des processus biochimiques, de la spatialisation de la pollution et du rôle des acteurs sociaux, la démarche scientifique liée au concept de « résilience » propose une lecture systémique de l'eutrophisation à travers la notion de « cycle d'adaptation » (Carpenter et al., op.cit.). L'exemple traité par Carpenter et al. est celui du lac Mendota aux USA (Wisconsin), représentatif d'une longue phase de détérioration suivie de tentatives répétées pour restaurer la qualité de l'eau. Carpenter et al. définissent quatre cycles rendant compte de la gestion de ce lac, chaque cycle connaissant quatre phases (Figure 9.22).

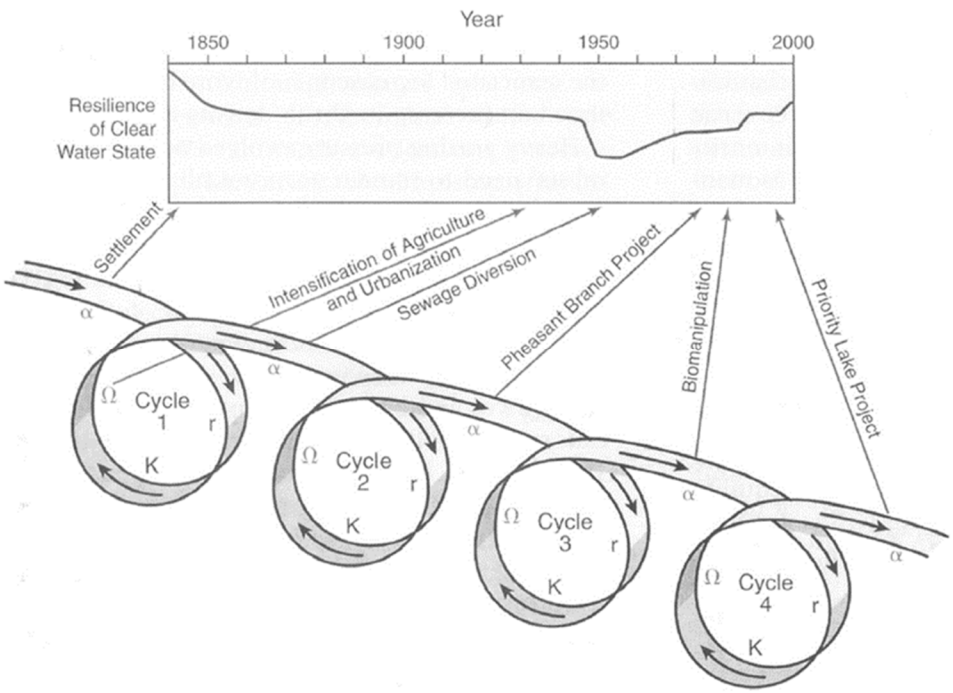


*Figure 9.22 - Cycles de gestion du Lac Mendota, Wisconsin (USA). Source : Carpenter et al., 2001.*

Le cycle 1 débute avec l'arrivée des immigrés européens autour de 1840 développant l'agriculture et réduisant la résilience du lac, du fait des ruissellements des sols labourés et des sédiments entrainés qui réduisent la transparence de l'eau du lac. Cet état d'exploitation connaît une longue transition. La population croît mais de manière lente ainsi que l'impact de l'agriculture sur le lac. L'intensification de l'agriculture et de l'urbanisation après la seconde guerre mondiale génère la phase 3 ou l'effondrement du système, clôturant le cycle 1. Le cycle 2 débute par la phase de renouvellement et de réorganisation. Dès les années 1970, plusieurs projets concernent le détournement des eaux usées, sans grand succès. Des épisodes de croissance d'espèces végétales envahissantes génèrent une nouvelle mise en visibilité de l'eutrophisation. Pour les auteurs, le cycle 2 s'achève sur une transition institutionnelle (qui prend en charge le problème) mais pas sur un changement d'ordre écologique. Un nouveau cycle est impulsé par les gestionnaires du lac afin de réduire le phosphore à l'échelle du sous-bassin hydrographique. Le faible engagement des agriculteurs explique, en partie, l'échec rapide de ce cycle. Le quatrième commence dans les années 1980 avec une approche en termes de biomanipulation, à l'aide de poissons piscivores introduits (l'idée directrice de cette pratique est que ces carnivores exercent une forte pression de prédation sur les poissons planctonophages, ce qui permet alors au zooplancton brouteur plus abondant d'exercer une plus forte pression de broutage sur le phytoplancton et ainsi réduire la concentration en algues). Mais cette action de manipulation artificielle ne fonctionne que quelques années, et elle est mise en défaut par la pêche et par de forts événements pluvieux s'accompagnant de fortes reprises d'érosion et d'entrainement de sédiment et de phosphore au lac, clôturant le quatrième cycle. Le cinquième et dernier cycle émane de la collaboration entre les gestionnaires et les chercheurs qui se lancent, à la fin des années 1990, dans un nouveau programme d'actions ambitieux (réduction de 50 % des apports de P) liant la participation des agriculteurs, le contrôle de l'érosion et la préservation ou la restauration des zones ripariennes et des zones humides. Les niveaux de phosphore ont tendance à se stabiliser voire décliner (sans que les auteurs puissent encore l'associer avec certitude aux actions entreprises).

Une telle démarche met en évidence la résilience d'un socio-écosystème et les interactions permanentes mais non linéaires entre l'état biochimique du lac et les actions sociales et institutionnelles le concernant. Elle est une réponse potentielle à une meilleure compréhension de la complexité des processus d'eutrophisation.

#### *9.5.2.2. La prise en compte pratique de la complexité : la gestion intégrée*

Pour plusieurs auteurs, la complexité peut s'exprimer dans le cadre d'une gestion intégrée. L'hydrologue et experte internationale M. Falkenmark (2003), qui s'inscrit dans une approche écosystémique de l'environnement, propose quatre perspectives afin de concilier l'utilisation de l'espace et celle de l'eau, les humains et les écosystèmes, l'aval et l'amont des bassins versants, les générations présentes et futures. La perspective écologique consiste à prendre soin des écosystèmes terrestres et aquatiques dans un souci de long terme et dans leurs capacités à rendre des services (les services écosystémiques) ; la perspective sociale inclut les besoins des populations en matière de ressource en eau et la mise en place d'une gestion participative ; la perspective économique doit conduire à partager la ressource en prêtant attention aux relations coûts-bénéfices des infrastructures créées et la dernière perspective concerne la durabilité des ressources. Comment articuler les besoins sociaux immédiats avec une gestion adéquate des services rendus par les écosystèmes et les besoins sur le long terme de ces mêmes écosystèmes tout en sécurisant le développement social et économique ? Une des réponses résiderait dans la gestion socio-écohydrologique des bassins versants articulant gestion de l'eau et gestion de l'espace.

En France, le programme de recherche intitulé « Eaux et Territoires » conduit entre 2007 et 2015, conjointement par le Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie, IRSTEA et le CNRS avait pour objectif « de mettre en relation les connaissances relatives au fonctionnement des hydrosystèmes et celles portant sur les territoires, afin d'éclairer les politiques actuelles ou à venir portées par les acteurs publics responsables de la gestion des territoires et de la gestion de l'eau » (Goeldner-Gianella et al., 2016, p. 4). Le chapitre rédigé par F. Barataud (2016) porte plus spécifiquement sur les articulations problématiques entre les pratiques agricoles et la lutte contre la pollution de l'eau. La comparaison de quatre terrains d'étude (deux liés à des captages Grenelle et les cas plus singuliers de Vittel-Contrex et de la baie de Douarnenez concernant les algues vertes) souligne l'extrême diversité des actions publiques qui s'offrent aux acteurs locaux. Politiques de l'eau et politiques agricoles présentent, selon les auteurs, des « formes d'action collective » peu compatibles. Les premières sont plus instrumentées mais peu institutionnalisées tandis que les secondes sont, au contraire, stabilisées institutionnellement mais peu instrumentées. Ces décalages sont source d'incompréhensions et de difficultés pour dialoguer et insérer la qualité de l'eau dans une réflexion plus globale sur l'aménagement du territoire.

Cette articulation difficile est au centre de plusieurs réflexions en termes de gestion intégrée et d'eutrophisation. En réponse aux objectifs de la DCE, Alahuhta et al. proposent d'intégrer les objectifs de protection de l'eau dans une logique de « land use planning » et de créer des interfaces entre la gestion des cours d'eau et celle des usages de l'espace (2010). Les auteurs s'inscrivent dans le champ des « Environmental Policy Integration » dont la logique est d'intégrer l'environnement dans l'ensemble des politiques publiques et pas seulement celles qui lui sont généralement dévolues comme l'énergie, le transport ou l'aménagement du territoire. L'intégration peut se faire de deux manières : verticale, lorsque la planification de l'espace fusionne avec les objectifs de la gestion d'un bassin versant à différents niveaux ou horizontale, lorsque une autorité compétente coordonne l'intégration des différents secteurs.

En Finlande, la gestion du paysage et celle des cours d'eau sont segmentées entre deux services ministériels relevant de réglementations différentes. Si la gestion de l'eau se décline à l'échelle d'un district, celle de l'espace se décline en quatre niveaux (national, provincial, régional et local). Deux bassins versants finlandais sont comparés : le premier où dominent des milieux forestiers (Kainuu) et le second, des espaces agricoles (Karvia).

Dans le cadre de la province du Kainuu, l'action publique prend peu en compte la protection de l'eau, plus centrée sur les enjeux économiques du territoire. En matière d'eutrophisation, les auteurs préconisent de cartographier les secteurs à enjeux, notamment pour rendre compte des articulations possibles en matière de protection des bassins versants. L'appropriation majoritairement privée des

zones forestières induirait le recours au principe du paiement pour services rendus par les écosystèmes, dans le cadre duquel la pollution diffuse pourrait être estimée. Dans le cadre du secteur agricole de Karvia, la prise en compte de la pollution diffuse reste difficile à intégrer dans les outils de la planification territoriale. Cela est seulement rendu possible par le zonage de zones humides et de champs d'expansion des crues affectant directement les espaces agricoles. Pour Alahuhta et al., la coordination entre la gestion de l'espace et la prise en compte des milieux aquatiques est encore trop peu préconisée pour pouvoir atteindre une véritable intégration dans le cadre de la lutte contre l'eutrophisation.

Cette difficulté est également relevée dans le cadre des impacts sur le milieu marin. L'océanographe A.D. Guerry préconise un « ecosystem-based management », afin de tendre vers une gestion holistique qui reconnaisse les interactions entre la structure, le fonctionnement et les services de l'écosystème ; la terre et la mer ; les habitats marins ; les espèces ; les divers facteurs de stress et les savoirs et l'incertitude (Guerry, 2005). Guerry insiste sur les relations entre la terre et la mer, notamment pour œuvrer à l'échelle des bassins versants qui drainent la grande majorité des polluants. Les exemples de la gestion des baies de Tampa et Chesapeake (USA) sont cités comme des réussites quant à leurs efforts exercés sur les bassins versants et leurs impacts sur le milieu marin. L'ecosystem-based management demande de repenser les principes de la gouvernance pour gérer en tenant compte de l'incomplétude des savoirs, des possibles interactions attendues et inattendues entre les éléments de l'écosystème et ne pas gérer ces derniers de manière isolée.

Plus spécifiquement lié au changement climatique, Brack et al. traitent, quant à eux, de « risk-based management » (2009). Cette démarche notamment diffusée aux Etats-Unis par l'Environmental Protection Agency (EPA) repose à nouveau sur une perspective intégrée : estimer les potentiels impacts du changement climatique en termes de pénurie d'eau, d'inondations et de pollutions. Il s'agit de connaître le système « terre/eau/climat » de chaque bassin versant et de pouvoir anticiper les diverses pressions qui peuvent s'exercer sur lui, à différentes échelles.

La gestion intégrée de l'environnement incite, enfin, à des formalisations souvent déclinées en principes d'action, tels que ceux cités par Lundberg (op.cit., 2005, Figure 9.23). Ceux-ci se partagent entre l'adoption d'une perspective sociale et économiquement faisable, réalisée avec des technologies appropriées. Elle doit être légale à l'échelle nationale et internationale ; enfin, administrativement possible et durable.

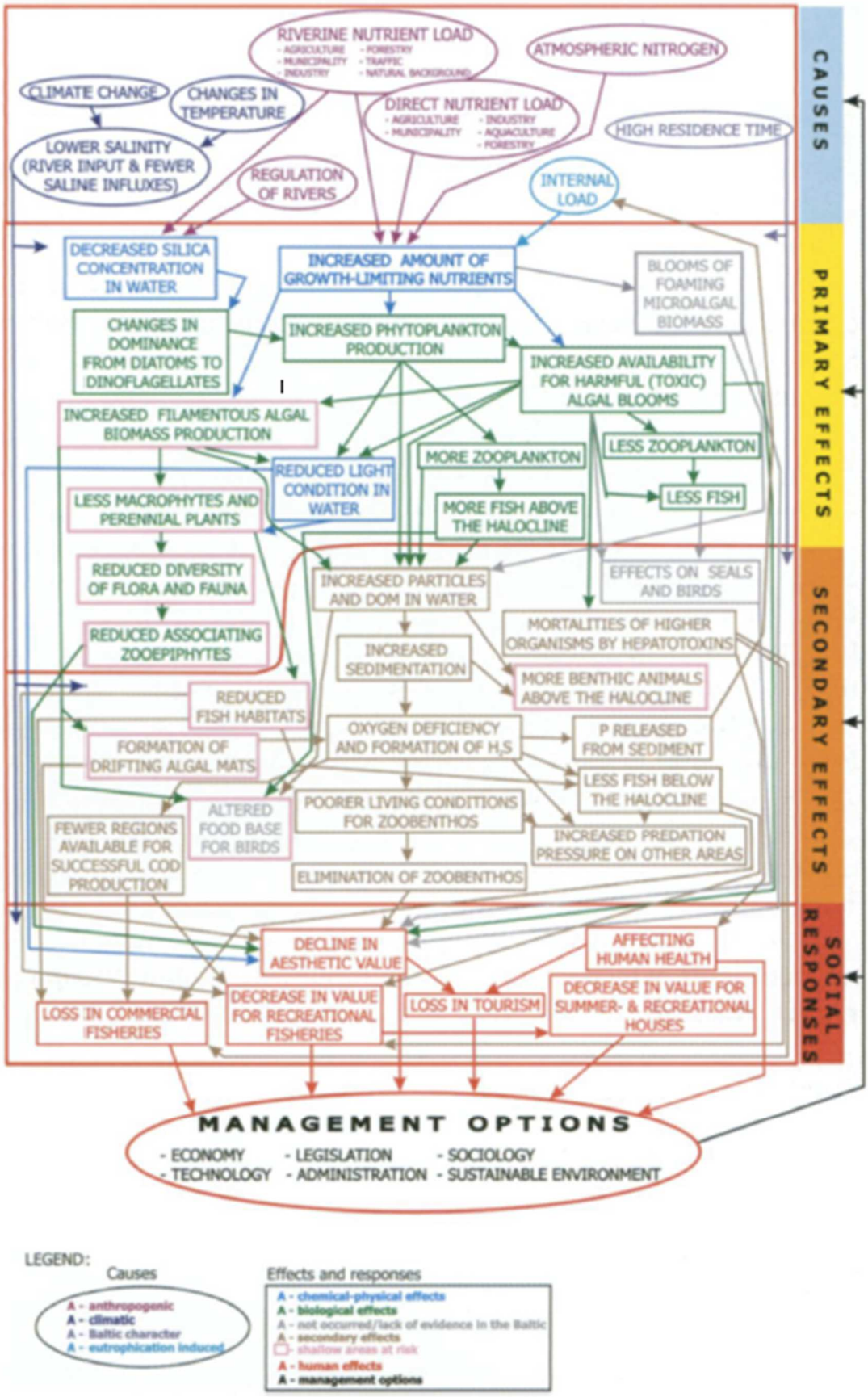


*Figure 9.23 – Modèle conceptuel intégré représentant les causes et effets de l'eutrophisation en Mer Baltique. Source : Lundberg, 2005.*

#### *9.5.2.3. Synthèse*

Les principes de la gestion intégrée de l'eau se déclinent à travers diverses démarches conceptuelles afin de mieux appréhender la complexité des processus socio-naturels de l'eutrophisation. Un large consensus se dessine concernant la nécessité d'aborder de manière globalisée et non plus localisée ce type de pollutions et ses effets ; de penser conjointement dynamiques écologiques et sociales dans une perspective de durabilité (entendue au sens large). Ce consensus agit à deux niveaux différents. Il questionne la production scientifique dans sa capacité à rendre compte d'un tel fonctionnement systémique ou il suggère, par la pratique de la gestion, de mettre en place cette pensée ; les deux niveaux sont bien évidemment liés, nombre de chercheurs étant impliqués dans des programmes de recherche appliquée. Cette littérature donne lieu à des conceptualisations le plus souvent schématisées, montrant les interactions permanentes entre les éléments du système, peu soumises à l'expérience du terrain mais servant prioritairement de cadres de pensée. D'autres articles vont cependant prendre le chemin de l'expérimentation pour tenter d'appliquer ces grands principes. Le premier d'entre eux est celui du rapprochement entre disciplines scientifiques.

### 9.5.3. Stratégies d'atténuation, d'adaptation et de restauration dans des situations d'eutrophisation

Romstad (2014) propose une discussion sur les formes de procédures de régulation (régulation par le système d'autorisation et de contrôle, des régulations procédurales, la taxation ou subventions...) dans des situations de dégradation de l'environnement. Dans des situations d'eutrophisation, les stratégies peuvent avoir un caractère d'atténuation, d'adaptation, de restauration.

La stratégie d'atténuation (ou de mitigation) vise à mettre en œuvre des mesures destinées à atténuer ou à prévenir les dommages de l'eutrophisation. Il s'agit, en d'autres termes, de réduire l'intensité de certains aléas (ici, l'eutrophisation) et la vulnérabilité des enjeux des impacts de l'eutrophisation sur de l'environnement et sur la société en sorte que les coûts des dommages soient acceptables par la société. La stratégie d'adaptation a pour objectif également de réduire, en prenant les mesures adaptées, la vulnérabilité des systèmes écologiques et humains permettant de renforcer leur robustesse et leur résilience. Enfin, la stratégie de restauration vise à restaurer la qualité physique et écologique de milieux naturels et des paysages dégradés. L'objectif est un retour vers un bon état écologique, une biodiversité, un paysage de qualité ou un état disparu. Évaluer les impacts de l'eutrophisation amène à s'interroger sur la mobilisation des connaissances scientifiques pour identifier les vulnérabilités de l'environnement et de la société, de leur capacité de résilience et sur l'acceptabilité des choix à effectuer dans le cadre stratégies de gestion de l'eutrophisation variées.

Les politiques d'atténuation de l'eutrophisation, principalement, en réduction les nutriments d'azote et de phosphore, ont été prônée pour la gestion des eaux continentales, littorales et marines. Pour les eaux continentales, des études ont été menées pour évaluer les coûts associés stratégies de contrôle des nutriments sous forme de phosphore (Ancev , 2006 ; Carpenter, 1999 ; Jarvie et al., 2013, Lürling, 2016) ou de l'eutrophisation (Duarte et al., 2009 ; Naevdal, 2001 ; Pretty, 2008). Une présentation synthétique des coûts est présentée dans le tableau 9.11. Iwasa (2007) souligne l'importance de la coopération des acteurs locaux pour que la réduction des nutriments soit importante. Enfin, d'autres études ont cherché à établir l'efficacité des stratégies pour l'atteinte des objectifs définis, par exemple, dans la Directive européenne sur l'eau, sous forme d'analyse coût-efficacité (Zanou, 2003 ; Zanou, 2010), ou d'analyse coûts -bénéfices (Barton, 2008 ; Termignon, 2014) ou d'analyse éco-exergétique et émergétique (Marchi, 2012). Jimenez (2011) met en exergue l'importance d'utiliser les dimensions économiques et environnementales des impacts de l'eutrophisation, mais également la dimension sociale.

Pour les eaux littorales, peu d'articles scientifiques retenus concerne les stratégies d'atténuation. Ils traitent de la réduction des nutriments à travers des solutions techniques (Duarte, 2009 ; Laukkanen et al., 2009) et des dynamiques et des innovations sociales (Diaz et al., 2013) et de la nécessité de faire évoluer le cadre conceptuel (Cloern, 2001).

Pour les eaux marines, Ahtiainen et Vanhatalo (2012) ont estimé les bénéfices associés à la réduction de l'eutrophisation dans les zones marines en Europe à partir du calcul du consentement à payer. Il s'élève à 6 - 235 US$ par personne, respectivement pour des petits changements à l'échelle locale et pour des changements à grande échelle. La Directive Cadre européenne sur la stratégie pour le milieu marin pose un sérieux défi pour la recherche socio-économique sur les zones marines en obligeant les États membres à mener des analyses coût-efficacité et coût-bénéfices pour évaluer leurs plans de protection de l'eau (encadré 9.4). De nombreux travaux ont été développés en termes d'analyse coût-efficacité (Ahlvik et al., 2014 ; Elofsson, 2003; Elofsson, 2010a ; Elofsson, 2010b ; Gren et al., 1997; Gren, 2008 ; Gren et Destouni, 2012 ; Gren et al., 2013) et d'analyse coût-bénéfice (Hyytiäinen et al., 2015 ; Turner, 1999). Différents régimes de partage de coûts et de formes de coopération ont été simulés (Ahlvik et Pavlova, 2013 ; Elofsson, 2007 ; Gren, 2001 ; Gren et Folmer, 2003 ; Markowska et Zylicz, 1999 ; Meier, 2014 ; Soderqvist, 1998). Les tentatives d'estimation des coûts pour l'atteinte des objectifs de la Directive Cadre européenne sont accessibles dans le tableau 9.11.

*Encadré 9.4 - Analyse Coût-Efficacité (ACE) et Analyse Coût-Bénéfices (ACB)*

L'ACE constitue une comparaison entre, d'une part, la capacité d'un programme d'actions à produire des résultats positifs pour atteindre des objectifs bien définis et, d'autre part, la valeur monétaire des ressources qu'on doit mobiliser pour produire ces résultats.
L'ACB est un instrument d'aide à la décision qui vise à évaluer un investissement ou un changement de politique en prenant en compte l'ensemble des coûts et avantages induits, en termes monétaires. Dans le cas présent, le principe de base de l'ACB est d'identifier les usagers et non-usagers concernés par une amélioration ou une dégradation de la qualité des eaux et d'évaluer les pertes et les gains causés par cette modification. Il s'agit donc de comparer les coûts des mesures d'atteinte du bon état aux bénéfices marchands et non-marchands générés par l'atteinte du bon état (Termignon et al., 2014, p. 4).

Les stratégies d'adaptation sont traitées par Ahlvik et Hyytiäinen (2015) sous l'angle de l'impact économique d'une tendance incertaine de l'évolution des dommages causés par la détérioration de la qualité de la Mer Baltique et des coûts de réduction des nutriments pour contenir leur développement et des coûts ajustés engendrés par un apprentissage incertain et imparfait. Ils estiment que les coûts ajustés varient de 90 millions d'euros dans le cas d'une gestion adaptative fondée sur un apprentissage bayésien à 7 960 millions d'euros dans une variation extrême d'une gestion inadaptative reposant sur des niveaux constants de réduction des nutriments. Gren (2008) compare les coûts relatifs d'une stratégie d'atténuation et d'une stratégie d'adaptation pour une pollution de l'eau transfrontière et la corrélation entre la mise en œuvre des deux stratégies, sous forme, par exemple, de la construction des zones humides. Cette étude montre que l'allocation des risques entre les stratégies d'atténuation et d'adaptation peut avoir des impacts très forts sur la détermination des coûts totaux. Différents formes d'allocations ont été évaluées : situations de mise en œuvre de politiques de coopération au niveau international ou aux politiques nationales avec des normes communes ou différenciées. Les coûts relatifs aux politiques avec coordination internationale sont de l'ordre de 359 - 370 millions €, de politiques nationales avec un objectif différencié de 718 - 1 470 millions € et de politiques nationales avec un objectif uniforme de 624 - 1 323 millions €.

La question des stratégies de restauration ne concerne, dans les articles retenus, que les eaux continentales. Selon Capblancq (2002), les politiques de restauration de la qualité des eaux d'un lac sont de deux ordres: les premières font appel à des interrogations relevant des sciences de l'homme et de la société (limiter les sources de phosphore, nouvelles concertations avec les utilisateurs (voir notamment Fonyo, 1989), les secondes, à des interrogation relevant des sciences de l'ingénieur envisager la déphosphatation des sédiments, envisager un mélange et une déstratification artificielle, envisager une

biomanipulation, envisager un renouvellement et un pompage des sédiments). Deux aspects complémentaires sont à souligner : (1) les leviers d'action possible sur le processus d'eutrophisation sont externes au système (réduction des éléments nutritifs, aménagements des caractéristiques morphométriques et hydrodynamiques, biomanipulation des réseaux trophiques et (2) ces leviers d'action et leurs effets doivent s'inscrire dans une conception dynamique de l'aménagement des eaux continentales, intégrant les processus socio-économiques. De nouvelles stratégies d'aménagement, prenant en compte le degré de stabilité des états souhaitables et la sensibilité de ces états aux mesures d'aménagement, sont à développer, dans une démarche d'adaptation plutôt que de recherche d'un état stable. La maîtrise des oscillations entre ces états suppose de développer des approches qui permettent de concilier la coévolution des systèmes écologique et socioéconomiques (Zanou et al. 2003).

Martin (2004) fait le lien entre la résilience des systèmes écologiques et les coûts de restauration après une perturbation (eutrophisation). Cette démarche repose sur la détermination de l'état du système, des objectifs à maintenir, des perturbations anticipées pour définir les coûts et les mesures de contrôle. Différentes approches sont proposées : l'évaluation des dommages (Natural Resource Damage Assessment, NRDA, en anglais) pour calibrer les mesures de restauration compensatoire par rapport aux pertes provisoires subies à la suite d'une pollution (Ofiara, 2002) ; l'Analyse d'Équivalence (Habitat Equivalency Analysis, HEA) pour définir la compensation suite à des dommages environnementaux (Roach, 2005) ou sans références à l'habitat (Resource Equivalency Analysis, REA) (Quétier et Lavorel, 2011); l'estimation du coût environnemental imputable à un projet d'aménagement (Habitat Evaluation Procedures, HEP et HEP adapté) (Dumax et Rozan, 2011). Un questionnement est commun à ces démarches, celui d'identifier le niveau de base auquel maintenir le fonctionnement écologique (Duarte et al., 2009) plutôt que de se référer au bien-être humain pour déterminer le niveau de compensation.

Dans ces trois stratégies de gestion de l'eutrophisation, la détermination d'un état environnemental est cruciale. Quels sont les indicateurs pour définir un bon état environnemental (voir Encadré 9.5) ? Est-ce que cela signifie une acceptabilité sociale de l'état environnemental ou du coût pour l'atteindre ?

*Encadré 9.5 - Le bon état écologique et chimique*

Pour les masses d'eau superficielles, deux critères doivent être remplis pour que la masse d'eau soit en bon état : un bon état dit « écologique » et un bon état dit « chimique ».
L'état écologique est l'appréciation de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface. Il s'appuie sur des critères de nature biologique (animaux et végétaux), physico-chimiques (turbidité, température, pH, oxygène, salinité, nutriments et polluants spécifiques comme le phosphore et les nitrates, etc.) et hydromorphologiques (état des berges ou de la côte, continuité de la rivière, régime des marées, etc.). Il comporte cinq classes, de « mauvais » à « très bon ».
L'état chimique est l'appréciation de la qualité d'une eau sur la base de concentration en polluants spécifiques incluant des substances dangereuses prioritaires. Au total, une quarantaine de substances chimiques a été identifiée par la Commission Européenne (métaux lourds : cadmium, mercure, nickel ; pesticides : atrazine, alachlore ; polluants industriels : benzène, hydrocarbures etc.). Cette liste est évolutive : elle est révisée tous les quatre ans. Si la concentration mesurée dans le milieu dépasse une valeur limite, alors la masse d'eau n'est pas en bon état chimique. Cette valeur limite est définie de manière à protéger la santé humaine et l'environnement (Termignon et al., 2014, p. 53).

Pour les eaux continentales, la directive cadre européenne sur l'eau stipule que l'état écologique des eaux doit être estimé par une quantification de la déviation par rapport à un ensemble de conditions de référence qui représente un état stable d'un écosystème en l'absence de perturbation significative humaine (Bouleau et Pont, 2015). La définition de conditions de références, outre la diversité des indicateurs à retenir, se réfère à une situation d'atteinte d'un "climax" par l'écosystème. Ceci contredit les concepts modernes en écologie, sous-estime l'évolution naturelle permanente de notre environnement et ne prend pas en compte les interactions à long terme entre l'homme et la nature. Cependant, la stabilité relative d'un écosystème pendant une période de temps courte, est souvent une référence utile pour détecter et mesurer les changements locaux. Une stratégie possible pour la restauration pour le futur serait de combiner la santé des écosystèmes, les services écosystémiques et

la productivité de manière soutenable pour les bénéfices sociaux. Ceci nécessiterait une participation plus grande des gestionnaires, des parties prenantes, de différents niveaux pour définir les besoins de la société. Du fait de la complexité des dynamiques écosystémiques, il est nécessaire de prendre en compte les valeurs écologiques, sociales et économiques et les incertitudes autour des objectifs de restauration. Une gestion adaptative semble être une voie intéressante à suivre.

Pour les eaux littorales et marines, la directive cadre de stratégie pour le milieu marin impose aux États Membres d'atteindre un bon état environnemental en 2020. Rendre opérationnelle une telle démarche pose un certain nombre de questions concernant les indicateurs et critères à considérer, les échelles, les méthodes, les outils... (Borja et al., 2014 ; Kitsiou et Karydis, 2011 ; Perrot, 2014). Borja et al. (2013) propose dans la Figure 9.23, une manière de définir, de manière pragmatique un bon état environnemental. Il présente le défi d'arriver à avoir une vue large et à définir les critères de qualité à un niveau régional. Les auteurs soulignent également l'importance de tenir compte, pas seulement des besoins de protection et de conservation de la nature, mais également de la fourniture des services écosystémiques et des bénéfices sociaux. Cela nécessite, notamment, de considérer les coûts et les avantages dans la gestion intégrée des activités économiques et humaines mais également les effets sur l'atteinte du bon état environnemental (Gren et Destouni, 2012 ; Kosenius, 2010).

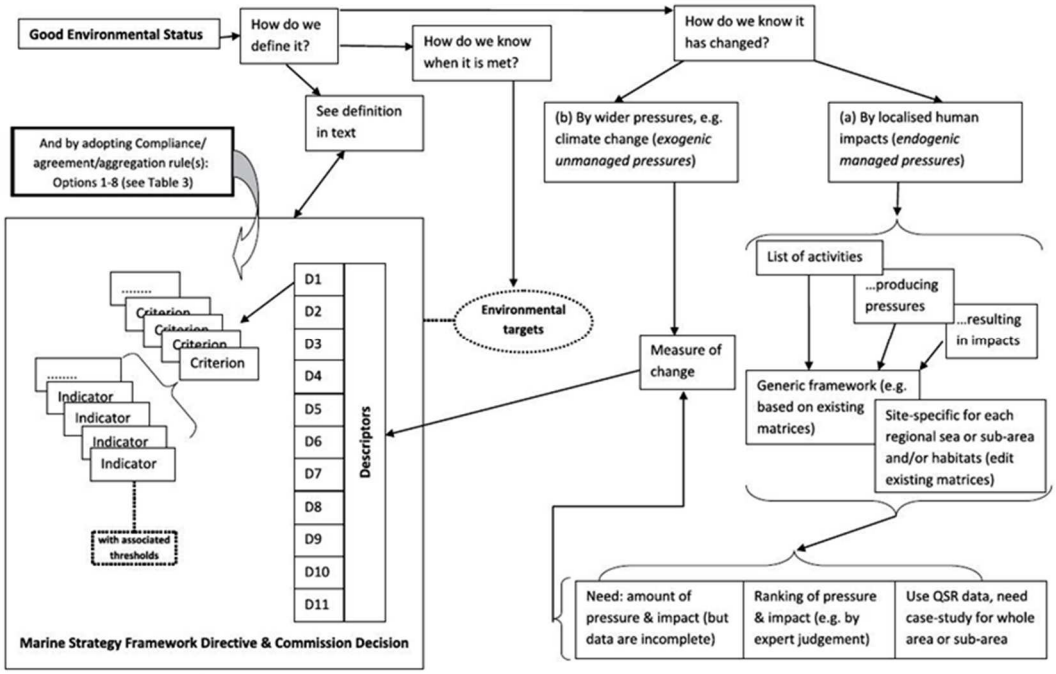


*Figure 9.23 - Rendre opérationnel la définition du statut d'état environnemental. Source : Borja et al., 2013.*

Le développement d'interfaces Science-Politique constitue un défi pour permettre la compréhension, la sensibilisation, la mobilisation des acteurs et leur démarche participation dans des processus politiques. Udovyk et Gilek (2013) ont souligné l'importance de l'insertion des incertitudes dans les démarches de gestion environnementale, en prônant une approche holistique et inclusive, et, sur des recommandations fondées sur les connaissances scientifiques. La participation des acteurs est aussi sollicitée, à travers l'utilisation de leur connaissance, de la construction et l'interprétation de résultats d'analyse et de simulation (Fedra 1985 ; Honti, 2015) ou dans le cadre de processus délibératif (van der Sluijs et al., 2008) et de décision.

*Tableau 9.11 : Démarches d'évaluations économique et environnementale des coûts de mise en place des stratégies, des modes de gouvernance et de gestion de réduction des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et la société*[37]

| DEMARCHE D'EVALUATION | LA VALEUR DE L'ENVIRONNEMENT | LES ACTIFS ENVIRONNEMENTAUX | LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES | PAYS, ZONES | METHODE D'ESTIMATION | VALEUR | SOURCE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Niveau socialement optimal de réduction du phosphore | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux continentales | Puits | USA | Coûts associés à 5 scénarios de réduction à un niveau optimal le phosphore | Coûts associés à la réduction du phosphore: 33 113-184 360 $/an<br>Coûts associés à la réduction des pollutions diffuses agricoles:<br>65 067 - 1,8 millions US$/an | Ancev 2006 |
| Evaluation intégrée utilisant les réseaux bayésiens | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux continentales | Puits | Norvège | Analyse coûts -bénéfices de la réduction des apports de nutriments en situation d'incertitudes | Bénéfice net d'amélioration de la qualité de l'eau 7,6 millions NOK (soit 0,8 millions €) | Barton et al. 2008 |
| Coût des dommages et des pertes de valeur relatives à l'eutrophication des eaux douces | Valeur d'usage indirecte | Eaux continentales | Puits | Royaume -Uni | (B1) Coûts de contrôle de conformité découlant des effets néfastes de l'enrichissement en nutriments coûts = (i) de traitement des eaux usées (pour éliminer le phosphore) ; (ii) les coûts de traitement de la prolifération des algues et des mesures préventives dans l'eau ; (iii) les coûts de l'adoption de nouvelles pratiques agricoles qui émettent moins de nutriments<br>Et (B2) les coûts directs supportés par les organismes officiels de surveillance, d'enquête et de mise en œuvre des solutions à l'eutrophisation = (i) les coûts de surveillance de l'eau et de l'air ; (ii) coût de développement des politiques et des stratégies de contrôle de l'eutrophisation | 77 millions US$/an | Pretty et al. 2008 |
| Modélisation économie-écologique | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux littorales | Puits | Finlande | Coûts des dommages environnementaux associés à 3 stratégies d'investissements pour la réduction du phosphore | 72,6-29,5 millions € | Laukkanen et al. 2009 |
| Analyse coût-efficacité en utilisant un modèle économie-écologie dynamique | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits, Support de vie | Mer Baltique | Coûts associés à la réduction de l'apport en nutriments (azote, phosphore) dans chaque sous-basins | 1 487 millions €/an | Ahlvik et al. 2014 |
| Modèle d'évaluation intégré pour analyser la gestion optimale de l'eutrophisation | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Valeur actuelle nette des coûts de réduction des nutriments, de l'aggravation des dommages due à l'eutrophisation et des coûts d'ajustement pour 3 scénarios de changement climatique et des situations d'incertitude | Impacts économiques engendrés par l'eutrophisation :<br>Omnisciente: 0 €<br>Adaptative : 93 millions €<br>Réactive: 799 millions €<br>Inadaptive: 7 957 millions € | Ahlvik et Hyytiäinen 2015 |

[37] Voir la présentation détaillée de la structure du tableau dans le chapitre 7 sur l'évaluation socio-économique de l'eutrophisation. Les conversions en euros sont réalisés à partir des taux au 20-22 mai 2016

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Modèle de théorie des jeux | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Gains annualisés selon les accords environnementaux pour réduire l'eutrophisation | Type s'accord ( millions €):<br>Optimum social: 992,4<br>Non-coopératif: 262,6<br>Accord focal: 899,9<br>Accord de consensus: 908,6<br>Renforcement de l'EU: 928,5<br>EU et Russie: 992,4 | Ahlvik et Pavlova 2013 |
| Consentement à payer établit à partir d'une méta-analyse (méthode bayésienne) | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | EU | Bénéfices associés aux services écosystémiques - Valeur relative à la réduction de l'eutrophisation des eaux marines en EU | 6US$ - 235US$ / individu | Ahtiainen et Vanhatalo 2012 |
| Analyse coût-efficacité | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Coût de réduction de 50% de la charge en azote et en phosphore selon le contexte d'incertitude | Coût total : 10,3 - 14 milliards SEK (soit environ 1,1 - 1,5 milliards €) | Elofsson 2003 |
| Coût associés à l'atteinte d'un bon état environnemental | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Analyse coût-efficacité en utilisant un modèle économie-écologie statique | 3 809 - 4 533 millions €/an | Elofsson 2010a |
| Analyse coût-efficacité en utilisant un modèle économie-écologie statique | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Coût associés pour réduire de 50% des apports en azote et en phosphore | Pour l'azote: 12 milliard SEK/an (soit 1,3 milliards €)<br>Pour le phosphore : 3 milliard SEK/an (soit 0,32 milliard €) | Gren et al. 1997 |
| Calcul des bénéfices nets associés à la réduction de la charge d'azote | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Actions coordonnées et nationales pour une réduction de 50% de l'azote avec ou sans l'accord ministériel et selon que la réduction soit uniforme ou différenciée selon les zones. | Actions coordonnées, répartition uniforme des bénéfices: 2 527 millions SEK (soit 270 millions €)<br>Actions coordonnées, répartition différenciée des bénéfices: 4 746 millions SEK (soit 508 millions €)<br>Actions nationales, répartition uniforme des bénéfices: -29 840 millions SEK (soit -3,2 milliards €)<br>Actions nationales, répartition différenciée des bénéfices: -28 720 millions SEK (soit 3 milliards €) | Gren 2001 |
| Analyse coût-efficacité | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Allocation optimale des mesures de réduction uniforme de 20% | Solutions avec coordination internationale: 3 355 - 3 460 millions SEK (soit 359 - 370 millions €)<br>Solutions nationales avec un objectif différencié: 6 703 - 13 724 millions SEK (soit 718 - 1 470 millions €)<br>Solutions nationales avec un objectif uniforme: 5 823 - 12 356 millions SEK (soit 624 - 1 323 millions €) | Gren 2008 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Analyse coût-efficacité et justice distributive | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Utilisation de l'indice Gini pour l'allocation des coût de réduction per capita | Coût total : 20 737 millions SEK (2,2 milliards €) | Gren et Destouni 2012 |
| Analyse coût-efficacité et gestion spatiale | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Coût minimum pour l'atteinte des objectifs en terme de réduction de l'azote et du phosphore | 190 - 230 SEK per capita/an (20 - 24,6 €)<br>1,135 - 1,35 milliards SEK (121,6 - 144,6 milliards €) | Gren et al. 2013 |
| Allocation des réductions des émissions d'azote | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Bénéfices nets pour des actions en coopération dans des situations d'aversion ou de neutralité face au risque | 3 780 - 18 612 millions SEK<br>(405 - 1 994 milliards €) | Gren et Folmer 2003 |
| Modèle bioéconomique, Analyse Coût-Efficacité | Valeur d'usage et de non usage | Eaux Marines | Puits | Mer Baltique | Coût de la réduction optimisée de nutriments | 170 millions €/an | Hyytiäinen et al. 2015 |
| Hétérogénéité des préférences pour la qualité des eaux | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux marines | Puits | Mer Baltique | Valeur actuelle de la réduction des nutriments selon 3 scénarios | 28 - 54 milliards € | Kosenius 2010 |
| Analyse Coût-Bénéfices de la réduction de l'eutrophication | Valeur d'usage (indirecte) | Eaux marines | Puits | Mer Baltique | Bénéfices nets de la réduction de 50% de la charge de nutriments | 38 240 millions SEK (soit 4,1 milliards €) | Turner et al. 1999 |

### 9.5.4. Le dialogue entre sciences sociales et sciences de l'environnement

Les recherches interdisciplinaires, croisant les sciences de l'environnement et les sciences sociales, sont sollicitées pour étudier les problèmes d'eutrophisation dans le contexte précédemment présenté d'un souhait de décloisonnement disciplinaire et de démarche intégrée.

L'économiste I.M. Gren et le politiste C.Russel comparent, à trente ans d'intervalle, deux programmes de recherche interdisciplinaire (Gren et Russel, 1999). Le premier portait sur la gestion de la qualité de l'eau aux USA, concernant l'estuaire du Delaware (en 1970) et le second, de plus large échelle, concernait la mer Baltique (au début des années 1990). Concernant l'estuaire du Delaware, l'objectif du programme était d'identifier des stratégies de gestion permettant d'articuler des objectifs biologiques à des politiques économiquement rentables. Le projet sur la mer Baltique consistait à estimer économiquement les possibles améliorations environnementales. Pour les auteurs, la comparaison de deux sites très différents dans leur dimension écologique et sociopolitique est pertinente car elle permet de rendre compte des principaux obstacles à la mise en place d'une gestion efficace : le poids du passé et la difficulté à comprendre le fonctionnement des écosystèmes et de leurs interdépendances.

En 1969, concernant le Delaware, une collaboration entre un ingénieur environnementaliste et un économiste donne lieu à l'élaboration d'un modèle d'échelle régionale concernant le contrôle de la pollution. Un manque d'informations concernait les effluents pollués dans l'estuaire et le coût potentiellement associé à leurs traitements. Le modèle se basait alors sur le contrôle potentiel de la pollution par les principales industries présentes, raffineries et aciéries. L'approche classique en termes de présence d'oxygène (BOD-DO, Biological Oxygen Demand, Dissolved Oxygen) devait être complétée par une approche en écologie aquatique pour intégrer de nouveaux indicateurs comme les densités d'algues et les populations piscicoles. Il était difficile de relier quantitativement dans un modèle les flux et concentrations des différentes sources de pollution parvenant à cet estuaire de 160 km, les paramètres liés à l'oxygène consommé pour leur dégradation jusqu'aux réactions des communautés d'algues et de poissons. Malgré tout un modèle fruste, simplifiant la chaine de causalité a pu être construit et utilisé avec profit.

La présence plus ancienne d'écologues au chevet de la mer Baltique, depuis la convention d'Helsinki en 1974 a facilité la collaboration entre économistes, géographes et écologues. L'enthousiasme de l'équipe s'est vite confronté aux manques de données mettant en relation les concentrations en azote et phosphore, mesurées depuis de nombreuses années, et les activités humaines à l'origine de ces substances, agriculture, transports et autres sources de combustion. Au milieu des années 1990, les connaissances au sujet de la transformation et du transport des nutriments étaient partielles. Le modèle élaboré permettait cependant de montrer que les coûts associés à la réduction des niveaux de nutriments étaient très sensibles à la rétention de l'azote durant le trajet de la source à la mer Baltique. L'équipe a ensuite, voulu estimer le coût des objectifs écologiques comme la présence d'un certain stock d'espèces piscicoles ou le taux d'efflorescence d'algues toxiques. Cela fut impossible par manque de données quantitatives sur ces deux processus. Les seules données utilisables ont constitué un modèle dynamique entre la charge en nutriments de la mer Baltique et la concentration de ces mêmes éléments. Le coût de la réduction de la charge a été estimé à travers différents scénarios. Une relation entre le coût minimum de la réduction des nutriments et leurs concentrations a été mise en évidence.

Il importait enfin à l'équipe d'opérer une autre traduction en termes monétaires, destinée aux acteurs sociaux. Estimant, de manière théorique, que 50% de réduction de la charge en nutriments permettraient la restauration de la mer Baltique dans l'état écologique où elle se trouvait dans les années 1950, une étude en termes de consentement à payer a été conduite en Suède et en Pologne. Les coûts de la réduction peuvent ainsi être compensés par les bénéfices associés. L'étude a conclu à un équilibre coûts/bénéfices.

Les auteurs concluent en soulignant la difficulté de calculer les coûts d'une réduction des polluants et de relier cette pollution aux dysfonctionnements écologiques des milieux concernés.

D'autres freins existent, liés à la culture scientifique de chacun. Les économistes accusent les écologues de ne pas assez prendre en compte le coût des politiques publiques tandis que les écologues reprochent aux économistes de ne travailler que sur le court terme.

L'article de Gren et Russel date de 1999. Depuis, les modèles se sont affinés. Cependant, il montre la difficulté à traduire dans des disciplines différentes des données qui puissent répondre aux interactions liées à l'eutrophisation.

Gari et al. relatent, dans leur article, l'application dans un système lagunaire au Portugal (Ria Formosa) de l'approche appelée Systems Approach Framework (SAF) issue du projet SPICOSA (Science and Policy Integration for Coastal Systems Assessment) (2014). L'approche croise les composantes écologiques, sociales et économiques des zones côtières afin d'explorer les dynamiques des systèmes côtiers et différents scénarios politiques. Elle a pour but d'établir un dialogue entre les scientifiques et les acteurs locaux dans la perspective de la gestion adaptative. Le modèle doit permettre d'élaborer des scénarios de réduction de la charge en éléments nutritifs. Un modèle conceptuel a été élaboré avec les données existantes dans la littérature. Si les données écologiques, physiques étaient bien renseignées, les données socio-économiques ont fait défaut. Les auteurs soulignent la difficulté dans l'élaboration de ce type de modèle de l'obtention de ces données quantitatives et de l'intérêt d'obtenir des données qualitatives par entretiens.

L'article de Bailey et al. (2015) revient également, assez longuement, sur la démarche interdisciplinaire appliquée dans la compréhension et l'appui à la gestion des dynamiques socio-écologiques de l'eutrophisation. Le projet CINTERA (A Cross-disciplinary Integrated Eco-system Eutrophication Research and Management Approach) a réuni, entre 2012 et 2015, des politistes, économistes, océanographes, biologistes marins et chimistes. L'objectif majeur était de comparer la capacité d'adaptation des sociétés locales à deux cas d'eutrophisation sévère au Chili et en Norvège, dans le contexte de l'aquaculture intensive du saumon. Les auteurs s'appuient sur le principe de « l'ecosystem approach to management » (EAM) adopté en Norvège, proche dans sa philosophie du Socio-Ecological System, articulant trois démarches : l'analyse des modifications affectant les écosystèmes marins, celle de l'adaptation des sociétés locales à ces changements et la participation à l'amélioration de la gestion.

Le projet a évolué de la multidisciplinarité à l'interdisciplinarité, celle-ci représentant un degré supérieur d'intégration. Les diverses disciplines contribuent à formuler ensemble le problème et la méthodologie. La transdisciplinarité est l'étape d'intégration des participants non experts dans la démarche.

La question initiale a été déterminée par les sciences naturelles et le choix des sites à investiguer. Il s'agissait de co-construire des indicateurs d'eutrophisation et des objectifs communs de gestion. Pour se faire, la méthodologie « Systems Thinking » a été appliquée. Elle consistait à organiser des réunions entre chercheurs et acteurs locaux afin de discuter d'un système socio-écologique et de ses possibles évolutions. Les résultats de ces ateliers montrent deux manières différentes d'appréhender les dynamiques locales d'eutrophisation. Concernant le Chili, les acteurs locaux étaient inquiets quant à la capacité de leur Etat à surveiller et imposer de nouvelles mesures de gestion. En Norvège, une plus grande confiance dans les institutions peut expliquer que le débat se soit porté sur les aspects sociaux du développement de l'aquaculture avec l'emploi de main d'œuvre étrangère qui en résulterait, pouvant entrer en concurrence avec les communautés locales. Ces résultats montrent un décalage important entre les questionnements des experts centrés sur l'eutrophisation et ceux des acteurs locaux orientés vers l'aquaculture et son développement et encadrement futurs.

##### *9.5.4.1. Synthèse*

Les expériences interdisciplinaires entre sciences sociales et sciences de l'environnement au sujet de l'eutrophisation reprises dans la littérature dressent deux perspectives intéressantes. La première réside

dans la difficulté d'obtenir des données issues de domaines scientifiques différents afin de les homogénéiser dans un questionnement ou un modèle communs ; soit parce que les données socioéconomiques sont manquantes, soit parce qu'elles relèvent de démarches qualitatives et non quantitatives. La seconde montre comment les approches en sciences sociales, notamment lorsqu'elles s'appuient sur des enquêtes par entretiens, « englobent » le sujet de l'eutrophisation dans un système discursif et cognitif bien plus large que le seul processus biophysique. Si cela revêt un intérêt majeur pour le sociologue ou l'anthropologue, cela complique d'une certaine manière l'échange interdisciplinaire. Celui-ci doit alors générer un dialogue réflexif entre disciplines pour tenter d'articuler des résultats qui ne sont pas portés par les mêmes langages, concernant des échelles d'appréhension différentes.

Une partie de ces difficiles ajustements va être également discutée dans l'étape suivante de la mise en place d'une gestion intégrée, à savoir celle de la prise en compte des connaissances scientifiques par les gestionnaires.

### 9.5.5. Le partage des savoirs entre experts et gestionnaires

Les gestionnaires des milieux naturels et de l'environnement de manière plus générale sont à l'interface de la production scientifique et de l'application de mesures visant à enrayer les processus d'eutrophisation.

H. Greening H. et C. Elfring ont réalisé une enquête auprès des gestionnaires de 18 estuaires nord américains soumis à des problèmes d'eutrophisation (2002). Les personnes étaient interrogées sur les outils qu'elles avaient élaborés pour gérer l'estuaire concerné ; si elles pensaient que ceux-ci étaient pertinents pour réduire l'eutrophisation et pouvaient être améliorés. Un résultat majeur de l'enquête réside dans l'évocation globalement partagée d'un manque de coordination entre les différents niveaux décisionnels, fédéral, régional et local. Concernant les données sur la qualité de l'eau, une partie des gestionnaires s'appuient sur celles issues des programmes fédéraux. Pour d'autres, les données proviennent des suivis réalisés aux échelles locales et par les autorités régionales de l'Etat complétées de surveillance ponctuelle.

Les auteurs mettent l'accent sur des conditions de succès rarement satisfaites : pertinence des données, la coordination de leur acquisition et de leur mise à disposition entre les différents niveaux de gestion régional (état US), fédéral et instituts de recherche.

Sur 18 programmes d'actions, 2 ont été cités comme réussis pour réduire le processus d'eutrophisation ; 3 ont des résultats mitigés ; 1 n'aurait pas fonctionné et 12 ne sont pas encore suffisamment avancés pour être évalués. Les deux programmes qui ont réduit l'eutrophisation ont porté leurs efforts sur les sources de la pollution. L'échec est majoritairement associé au manque d'implication d'acteurs jugés importants comme les acteurs agricoles ; le manque d'une autorité compétente et de collaboration entre les échelles locale, fédérale et étatique et enfin, le manque d'informations au sujet des dépôts atmosphériques, des pollutions diffuses et des flux sédimentaires.

Les auteurs proposent alors une approche pour les gestionnaires locaux en plusieurs étapes (déterminer le statut du plan d'eau en termes d'usages et de respect des normes) dans le cadre de la restauration (en 7 étapes) et de la conservation (en 4 étapes). Ils donnent des recommandations pour améliorer la coordination entre les échelles locale et nationale avec les agences fédérales dans le cadre de la National Nutrient Management Strategy : identifier les écarts et les chevauchements des programmes fédéraux ; organiser l'expertise et la production de données, le contrôle et l'évaluation des actions entreprises.

Les auteurs concluent en soulignant les facteurs de réussite de la réduction des pollutions : la coordination entre les acteurs publics et privés sur le long terme, disposer de bases techniques solides pour déterminer des objectifs pertinents, assurer un suivi et une évaluation adéquates de ces objectifs et confier à une entité la coordination de cette stratégie. Il n'y a pas, selon eux, de solution généralisable mais des gestions adaptées pour assurer un succès sur le long terme.

Les auteurs s'inscrivent dès lors dans le cadre de « l'adaptive management » et du « social learning » précédemment explicités, souhaitant rapprocher les scientifiques des gestionnaires (Lundberg, op.cit., 2005 ; Pahl-Wostl, op.cit., 2007). La gouvernance, la participation du public, l'approche expérimentale et la valorisation d'une échelle bio-régionale constituent les principales prescriptions institutionnelles de ce cadre conceptuel (Jetoo et al., 2015), que l'on retrouve déclinées au sein de la Directive Cadre sur l'Eau.

Dans le cadre du projet « European HarmoniCOP » (Moster et al., 2007), les pratiques gestionnaires de dix bassins fluviaux européens ont été comparées quant aux critères de l'apprentissage social. Ceux-ci étaient les suivants : tous les acteurs sont potentiellement partie prenante de la gestion ; une structure doit s'organiser sur le long terme pour pérenniser ce réseau d'acteurs ; les connaissances produites doivent s'adapter aux changements et composer avec l'incertitude. La comparaison à l'échelle européenne a mis en évidence 8 thèmes favorisant ou freinant la mise en place de l'apprentissage social: la participation des acteurs, souvent instable et peu cadrée ; la culture des pouvoirs publics qui reste centrée sur l'expertise technique ; des scènes d'interactions insuffisantes ; la nécessité d'un médiateur ou facilitateur ; l'importance de la transparence des débats ; la représentativité des acteurs engagés ; le cadrage des préoccupations qui se redéfinissent au gré des interactions et les financements alloués à ces exercices de participation souvent sous-estimés.

Pour Mostert et al., il manque dans le cadre conceptuel de l'apprentissage social les questions relatives aux enjeux de pouvoir en lien avec le contexte politique et institutionnel. Ils préconisent dès lors des analyses en termes de collaboration, d'organisation et d'apprentissage. Il s'agit d'accorder plus d'attention à la mise en place de la collaboration (notamment par rapport aux conditions formelles) et d'étudier l'appui institutionnel auprès de celle-ci.

L'approche expérimentale, autre caractéristique de la gestion adaptative, répond à la démarche préconisée dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. Celle-ci en introduisant des objectifs de bon état écologique à atteindre a contribué à l'élaboration de nouveaux indicateurs biologiques afin de mesurer un état de référence et son évolution. Une perspective dynamique dans la mesure et la surveillance des cours d'eau est ainsi institutionnalisée dont le risque de non atteinte du bon état écologique est une illustration pertinente. L'élaboration et le suivi d'indicateurs émanent, selon Bouleau et Pont (2014), de la rencontre entre deux « mondes » : celui de l'action publique, soumise à de nouvelles formes de management basées sur la rationalisation économique et l'évaluation et celui de l'écologie scientifique, plus axée sur le fonctionnement et les dynamiques des écosystèmes. Dans ce nouveau contexte institutionnel, les indicateurs ont fait et font l'objet d'un fort investissement scientifique.

Plusieurs auteurs, concernant les indicateurs utilisés dans le cadre de l'eutrophisation, analysent leur caractère perfectible et mouvant et interrogent, de manière plus générale, la question majeure, dans le cadre de la gestion intégrée, du suivi, du contrôle et de l'évaluation des actions entreprises. Ainsi, Doody et al. (2012), s'appuyant sur le cas du bassin versant de Lough Melvin en Irlande, montrent comment les données utilisées pour mettre en place un plan de réduction d'apports en nutriments sont incomplètes. Les interactions entre les pratiques agricoles, l'hydrologie du bassin versant et le fonctionnement écosystémique du lac sont encore mal appréhendées. D'après les auteurs, ces incertitudes devraient être discutées dans le cadre de la gestion adaptative au sein des structures concernées. La capacité d'ajuster, dans un temps opportun, la réduction des incertitudes serait un facteur de réussite pour la mise en œuvre de la DCE. Ce souhait nécessite d'être relativisé face à la forte hétérogénéité des bassins versants qui oppose, d'un côté, ceux qui sont très bien équipés en données, en moyens d'ingénierie et peuvent, de fait, prétendre à l'application d'une gestion intégrée et de l'autre, de plus petits bassins versants dépourvus en moyens techniques, règlementaires et humains, cependant soumis à la même injonction réglementaire.

Dans une perspective similaire à celle de Doody et al. (2012), R.E. Turner (2009) propose d'élaborer un programme de restauration non pas en fonction d'une politique « globale » et figée dès le départ mais

en se basant sur des objectifs et des systèmes de mesures maîtrisés qui déterminent, en retour, l'espace des possibles en terme de gestion. Pour cela, l'auteur propose d'appréhender les interactions entre science et gestion à travers une « vision du monde » basée sur l'ignorance (Ignorance Based World View IBWV) et non sur la connaissance (Knowledge Based World View KBWV). Dans le cadre de l'IBWV, les décisions se prennent dans un contexte d'ignorance avec seulement quelques éléments connus. La prise en compte de nouvelles connaissances se fait de manière plus spontanée, dans un contexte ouvert à l'imprévu et à la prise de risques. En référence à la gestion adaptative, l'auteur insiste sur l'importance de l'évaluation des mesures de restauration dans la perspective de l'IBWV. Les critères de l'évaluation sont en prise directe avec les exercices de restauration ; le cadre expérimental est inclus et ce sont les possibilités de contrôler a posteriori les actions qui déterminent les objectifs de restauration. Ainsi, la gestion serait mieux préparée pour intégrer les éléments inattendus.

#### *9.5.5.1. Synthèse*

**Le partage des savoirs entre scientifiques et gestionnaires n'est pas seulement dépendant de l'état des connaissances concernant l'eutrophisation mais également de la manière dont ces connaissances sont diffusées et partagées. Il est impossible de comprendre la production et la diffusion des connaissances utiles à la gestion de l'eutrophisation sans les relier à leurs contextes sociopolitiques d'émergence et de lieux de diffusion. C'est dans cette perspective que des travaux s'intéressent, plus particulièrement, à la réception et à la co-construction de connaissances hors de la sphère « scientifiques/gestionnaires ». Ils concernent majoritairement les agriculteurs dont les pratiques de rejets d'effluents impactent les milieux aquatiques et sont à ce titre, réglementées.**

### 9.5.6. Co-construire avec les acteurs locaux : le cas des territoires agricoles et celui des marées vertes en France.

Dans le cadre de la gestion intégrée de l'eau, l'attention est plus particulièrement portée sur l'échelle locale et les pressions exercées à cette échelle. De fait, quelques auteurs s'intéressent aux pratiques agricoles et à leurs possibles modifications dans la mise en œuvre des réglementations (pour l'Europe, depuis la directive Nitrates de 1991 jusqu'à l'application de la DCE). Celles-ci génèrent, selon les pays, des tensions politiques plus ou moins fortes entre le monde agricole et celui de la protection des milieux aquatiques. Au sein de la littérature concernée, les auteurs tentent de dépasser ces tensions, sans toutefois en oublier les impacts sociopolitiques, en analysant les points de vue des agriculteurs sur les efforts qui leur sont demandés et en essayant de créer des lieux possibles d'échanges et de discussion, comme potentiels leviers de changements de pratiques. La première partie de ce chapitre concerne des cas d'étude réalisés dans d'autres pays ; la deuxième est focalisée sur le cas français des marées vertes qui suscite des recherches pertinentes dans cette perspective.

#### *9.5.6.1. Le cas des territoires agricoles*

##### *9.5.6.1.1.Le modèle comme outil participatif*

Dans le contexte institutionnel de l'application de la DCE, plusieurs articles émanent de chercheurs suédois impliqués dans deux programmes de recherche (Swedish Water Management Research Program ou VASTRA datant du début des années 2000 et le programme DEMO, plus récent), prenant comme cas d'étude respectivement les bassins versants de Rönnea et celui de Kaggebo, tous deux soumis à des problèmes d'eutrophisation.

Les premiers travaux engagés dans le programme VASTRA s'inscrivent dans un triple souhait : développer des alternatives de gestion prenant en compte les points de vue des acteurs locaux afin de résoudre les conflits liés à la ressource en eau ; élaborer des modèles relatifs aux transports des nutriments depuis les espaces agricoles jusqu'aux masses d'eau réceptrices afin de partager les

connaissances avec les acteurs locaux ; construire des outils sous forme de scénarios pour planifier et estimer économiquement la gestion future (Jöborn et al., 2005).

Dans ce cadre, Olsson et Berg (2005) ont analysé l'acceptation sociale d'un modèle comme outil de communication. L'étude est située sur le bassin versant de Rönnea : elle se base sur dix rencontres entre des agriculteurs, des représentants des autorités locales et des acteurs du tourisme. Le modèle comporte des estimations de circulation des nutriments depuis différentes sources de pollutions et des scénarios relatifs aux coûts pour atteindre les objectifs de réduction de ces pollutions. Pour les auteurs, l'évaluation d'un modèle par des acteurs profanes peut s'expliquer par leurs origines sociale et géographique, leur capital économique et par les connaissances qu'ils détiennent.

Tout d'abord, les auteurs ont pris en compte les critiques émises à l'égard du modèle : manque de données concernant les sources de la pollution ; fiabilité de la mesure de ces pollutions ; incertitude des impacts des variations naturelles et des effets sur les futurs niveaux d'eutrophisation ; relations entre les impacts humains et les transferts. Pour que le modèle soit accepté, la confiance dans son application pratique est fondamentale. Son application ne doit pas avoir d'effets jugés injustes ou désavantageux pour les personnes impliquées. Les solutions préconisées paraissaient trop simplifiées et posaient question quant à leurs applications futures.

L'âge est une variable explicative de deux attitudes différentes lors des réunions. Les personnes et notamment les agriculteurs les plus âgés sont globalement plus sceptiques quant aux futures actions à engager. Pour les auteurs, cette différence s'explique du fait que l'ancienne génération a suivi des actions de réduction depuis plus longtemps, sans résultats probants, traduisant une forme de « lassitude » (Cf chapitre 2). Un sentiment d'injustice est également plus présent parmi les agriculteurs les plus âgés.

En conclusion, Olsson et Berg notent que l'échelle géographique choisie pour le modèle est fondamentale. Plus celle-ci est réduite (proche de l'exploitation), plus les participants sont critiques quant au modèle. Inversement, une échelle plus grande comme celle du bassin versant génère moins de critiques mais plus de débats. Enfin, les auteurs concluent sur la notion de « justice ». Ils considèrent que les éléments insérés dans le modèle devraient prendre en compte les problèmes environnementaux que les acteurs locaux jugent « justes ».

Lors de ce même programme de recherche (VASTRA), des modèles ont été élaborés pour mettre en relation les processus environnementaux et des analyses économiques. Pour leurs concepteurs, ceux-ci doivent également être soumis à des évaluations subjectives afin d'estimer leur crédibilité (Arheimer et al., 2005).

La seconde « génération » de travaux porte, dans le cadre du programme de recherche DEMO, sur le bassin versant de la baie de Kaggebo, d'une superficie de 450 km2. Jonsson et al. (2011) proposent d'établir un modèle suivant trois directions : formuler des objectifs légitimes pour les acteurs locaux, faire en sorte que l'objectif soit réalisable, enfin évaluable. Il s'agit d'articuler le processus d'élaboration, les objectifs à atteindre et la communication des objectifs.

Dans le secteur étudié, les agriculteurs étaient impliqués entre 2002 et 2006 dans un projet européen de réduction de l'eutrophisation (100 exploitations agricoles en moyenne de 20 hectares d'élevage et de céréales) et de maintien de la qualité de l'eau pour le tourisme (pêche, résidences secondaires). L'agriculture est à l'origine de 55 % des rejets de phosphore et de 80% de ceux d'azote. Une méthodologie est testée (the « DEMO methodology ») en 6 étapes : données sur l'environnement, définition des objectifs environnementaux, besoins pour réduire les émissions afin d'atteindre les objectifs, comment atteindre les objectifs, à quel coût, repérer les obstacles et établir un plan de restauration.

Afin de définir les objectifs environnementaux, les auteurs développent une démarche visant à intégrer ce qu'ils appellent les « visions locales de l'eau ». Un expert en limnologie a traduit ces évocations en intervalles de concentrations qui pouvaient correspondre à la réalisation d'un certain état des milieux

aquatiques. Par exemple, la perception d'un lac « bon pour la pêche » dépend de l'impact des niveaux de nutriments sur la composition microbienne et en algues de l'eau et peut ainsi être approximativement associée à des concentrations en azote et phosphore. Le risque de croissance des cyanobactéries, directement lié à la vision locale « d'aucune prolifération artificielle d'algues » semble crucial. Pour prévenir cette croissance, une estimation de la concentration en azote et phosphore est calculée en dessous de laquelle un déficit en azote est pointé. Les auteurs peuvent ainsi donner un « espace » de concentrations qui répond à la vision locale précitée.

Suite aux concertations réalisées, trois points clés sont soulignés : les participants sont convaincus de la nécessité de réduire les émissions locales au vu des estimations ; les agriculteurs se sentent moins stigmatisés car l'ensemble des émissions sont prises en compte ; il n'est pas possible d'agir localement sans une action plus globale.

En inversant la logique de constitution des indicateurs mesurant l'eutrophisation, cette recherche se base sur les représentations des acteurs locaux qui sont ensuite traduites en concentrations et non l'inverse (faire débattre les acteurs sur des indicateurs scientifiques préconstruits). De plus, l'approche se veut « réflexive » et pose certaines limites : la production de savoirs locaux dans ce type de situation ne peut être déconnectée de la méthodologie de participation employée et du contexte politique dans lequel elle se déroule ; il est nécessaire de créer des objets « socio-techniques » adaptés à des situations différentes (ainsi, les objectifs n'ont pas été traduits par les mêmes indicateurs selon les sites) ; il existe aussi des biais dans le recrutement des acteurs sollicités en termes de genre et de statut social.

L'article de Olson et al. (2011) repose également sur le projet DEMO. L'article est co-écrit par des sociologues et des modélisateurs en hydrologie et porte également sur les modèles soumis aux acteurs du territoire. 50 réunions ont été réalisées au cours de 2 années. Les chercheurs ont rencontré 50 agriculteurs, 30 habitants ruraux, représentants des collectivités locales et conseillers agricoles. Deux modèles ont été utilisés : le premier sur le lessivage de l'azote et le second sur le lessivage du phosphore. Ils comprenaient des données chimiques, hydrologiques, économiques et sociales. Le coût des mesures de réduction était également intégré. Les acteurs pouvaient intervenir sur le choix du modèle et sa conception.

Trois perspectives ont été suivies :

1) Etudier les perceptions des acteurs impliqués concernant le processus lié au modèle. L'information produite doit être saillante, crédible et légitime. D'une manière générale, les acteurs sociaux avaient confiance dans les modèles et la production scientifique ; ils ont trouvé le modèle clair et pertinent ; neutre pour engager des discussions. Il faut mener de front l'exposé du contenu du modèle et les relations sociales entre acteurs. Une confiance doit s'instaurer entre les acteurs et les scientifiques.

2) Impulser des changements dans les valeurs, croyances et la perception des problèmes. Le modèle relativisait le rôle de l'agriculture dans l'émission du phosphore incitant les agriculteurs à être plus réceptifs. Des discussions ont porté sur l'échelle locale des actions à entreprendre. Le modèle apporte des connaissances supplémentaires aux acteurs concernant l'eutrophisation et les solutions pour y remédier.

3) Etre capable de surmonter les blocages dans la mise en œuvre d'une nouvelle gestion. Des débats ont eu lieu entre les agriculteurs, les collectivités locales et les experts pour proposer des actions différentes de traitement des eaux polluées, notamment pour passer d'un engagement privé à un engagement collectif. Des discussions ont eu lieu concernant l'emplacement de nouvelles zones humides.

Faisant suite à cette recherche, un conseil local de l'eau a été créé. Le processus engagé par les chercheurs a été productif en articulant les capacités cognitives et relationnelles du principe de modélisation choisi. Cependant, pour Olsson et al., une structure locale ne peut être efficiente que si elle est légitimée par des structures régionales et nationales affichant des objectifs clairement complémentaires.

L'ensemble de ces travaux interroge la capacité d'un modèle à être performant dans le cadre de la participation. La filiation de ces recherches avec les travaux fondateurs du politiste Lennart J. Lundqvist est claire. Celui-ci interroge les théorisations économiques opposées de Mancur Olson et Elinor Ostrom concernant l'action collective. Mancur Olson soutient que l'individu rationnel n'opte jamais pour une action collective si les bénéfices attendus de cette action n'excèdent pas le coût individuel de son engagement. L'action collective doit être à petite échelle avec un minimum de biens communs à partager. A contrario, les travaux d'Elinor Ostrom, ayant établi la théorie des communs, s'inscrivent dans une démarche valorisant l'engagement collectif pouvant susciter des bénéfices et l'évitement de dommages potentiels.

L'auteur a participé à l'application du jeu « Genevad study » pour inciter les agriculteurs suédois à la coopération pour lutter contre l'eutrophisation entre 1998 et 1999 (Lundqvist, 2001). D'autres acteurs étaient concernés par ce jeu : les structures environnementales régionales à l'échelle du bassin versant et à l'échelle locale, les structures politiques, les médias et les associations. Le jeu croisait des variables physico-chimiques (le taux de nitrates réglementé), environnementales et économiques sur la base d'un modèle avec plusieurs scénarios. Le résultat majeur discuté par Lundqvist est le suivant : pourquoi les agriculteurs choisissent-ils une gestion individuelle pour réduire leur utilisation d'engrais et non une gestion collective pourtant moins contraignante ?

Tout d'abord, les agriculteurs ne prennent pas en compte la pollution possible hors de leur exploitation, ce qui explique qu'ils n'anticipent pas les effets bénéfiques d'une amélioration collective de la qualité de l'eau. Ils demandent à ce que d'autres activités émettrices de pollution soient prises en compte (les transports routiers, par exemple). Ils se demandent également pourquoi ils devraient contribuer à financer une amélioration de la qualité de l'eau qui bénéficiera à d'autres acteurs qui ne sont pas initialement sollicités.

Lundqvist rapporte que l'élément central pour comprendre le choix de l'engagement individuel des agriculteurs n'a pas été dévoilé lors du jeu mais durant les pauses entre les sessions. Les trois principes définis par Ostrom pour résoudre les dilemmes sociaux, la confiance, la réputation et la réciprocité sont sollicités. Or, ces trois éléments ne sont pas réunis dans le cadre de l'engagement concernant la qualité de l'eau. Comment être certain que chacun s'engage dans une nouvelle forme de gestion à une nouvelle échelle (celle du bassin versant), avec des agriculteurs que l'on ne connaît pas ? Le jeu ainsi constitué ne permet pas d'intégrer la mémoire collective des agriculteurs. De nouveaux savoirs doivent être intégrés pour élaborer de nouvelles mémoires et identités collectives au sujet de la gestion commune des ressources naturelles.

Dans une perspective similaire, la géographe Sandrine Petit préconise de traiter de gestion « en bien commun » (2015). Son enquête auprès de 23 exploitations agricoles dans le cadre d'une recherche sur l'eutrophisation d'un lac en Saône et Loire a mis en évidence le sentiment d'injustice environnementale des agriculteurs interrogés. Ces derniers demandent à ce que la responsabilité de chaque acteur soit reconnue à sa juste valeur « et que les bénéfices ou les inconvénients des mesures à venir soient proportionnés à la responsabilité de chacun ». Sa recherche repose également sur le dépouillement d'archives et l'observation de réunions. L'auteure insiste sur la nécessité de prendre en compte « les processus historiques qui ont façonné les situations biophysiques et sociales actuelles ».

##### *9.5.6.1.2.Les savoirs profanes*

L'intégration des savoirs non experts dans le cadre de la gestion intégrée est jugée fondamentale. Celle-ci se décline différemment selon les expériences de recherche présentées. Certaines interrogent le rôle des savoirs profanes dans le cadre de changements de pratiques agricoles.

Orderud et Vogt (2013) étudient une situation en Norvège où malgré l'engagement des agriculteurs dans la lutte contre l'eutrophisation et l'établissement de bandes enherbées et d'étangs, la présence du phosphore n'a pas significativement baissé (bassin de la Morsa et lac Vansjo). Cela s'explique par les flux continus de phosphate accumulés dans les sols agricoles et les sédiments lacustres et les effets des

pressions environnementales sur ces flux (pluviométrie, températures hivernales, drainages et diminution des dépôts acides). Comment, dans ce cas, continuer à mobiliser les agriculteurs ?

Les auteurs s'appuient, au niveau théorique, sur « l'environmental literacy » ou « l'éducation environnementale» qui consiste à être capable de lire de manière appropriée et de pouvoir utiliser les informations concernant les systèmes socio-écologiques, afin d'anticiper leurs interactions complexes (effets de rebond, rétroactions)..

Quatre catégories d'apprentissage se distinguent : « l'apprentissage par l'expérience » qui résulte d'une suite d'interactions entre la pratique et la connaissance ; « l'apprentissage transformatif » établi à partir de la résolution de problématiques environnementales ; « l'apprentissage communicationnel » résultant de sentiments, de besoins, de désirs et « l'apprentissage social » basé sur les interactions sociales.

Une enquête qualitative a été menée auprès d'agriculteurs (26 entretiens) et des acteurs gestionnaires de l'eau. La majorité des agriculteurs ont une vision locale de l'effet des engrais utilisés. Ils relativisent la provenance agricole du phosphore soulignant le rôle des forêts et des espaces urbanisés. L'invisibilité de la pollution pose également question.

Concernant les actions de réduction, les agriculteurs ont rapidement modifié le type d'engrais utilisés, qui contiennent désormais moins de phosphore. Différents apprentissages ont été nécessaires : ceux diffusés par une structure de conseil et ceux appliqués individuellement par chaque agriculteur. Le changement souhaité de limiter le labourage en automne n'a, par contre, pas eu lieu. Il demandait trop de modifications dans l'organisation du travail.

Les connaissances des agriculteurs articulent des savoirs basés sur leurs expériences, les réseaux professionnels et les échanges avec les chercheurs. Cependant, ils restent prudents sur les effets des connaissances scientifiques sur l'action publique qui peut, en retour, les contraindre. Les rapports entre science et politique sont, selon Orderud et Vogt, un élément majeur à prendre en compte (Voir supra : 9.2.3).

L'article d'Anne Bratt (2002) rend compte d'une enquête réalisée par téléphone auprès de 104 agriculteurs en Suède (bassin de Nyköping). Celle-ci avait pour objectif d'étudier les raisons qui les conduisent à réduire les flux de polluants. L'analyse se base sur le changement des pratiques agricoles et celui de gestion participative de l'environnement (en référence aux travaux de Lundqvist et Olsson). Les agriculteurs qui ont répondu (5% de la population agricole) sont majoritairement des céréaliers, des producteurs de lait et de viande, propriétaires d'exploitations entre 50 et 200 hectares. Seulement 25% des agriculteurs enquêtés ont pris des mesures contre les pertes de phosphore dont la majorité sous forme de zones protégées (non cultivées et proches des ruisseaux). Le cadre réglementaire est la première raison qui explique le changement de pratiques. Le code de l'environnement suédois incite les agriculteurs, en fonction de leurs savoirs, à faire les meilleurs choix techniques pour gérer durablement les ressources. Les savoirs, sont d'après Bratt, le résultat de pratiques, largement éprouvées par le contexte local. Quels sont alors les facteurs extérieurs qui peuvent influencer les agriculteurs? Le facteur économique est le plus cité (76% des réponses), suivi par les connaissances à l'égard des flux de nutriments (58%). Un temps d'appropriation est nécessaire pour accorder les nouvelles mesures avec les caractéristiques des sols, le climat et le développement des cultures. Les magazines professionnels (66%) mais également les voisins et collègues (49%) sont les relais de nouveaux savoirs. Enfin, un dernier résultat intéressant concerne la coopération entre agriculteurs. Si celle-ci est effective concernant les équipements, elle ne s'exprime pas pour la mise en place d'une gestion environnementale.

Les connaissances partagées au sein du monde agricole concernant les processus d'eutrophisation sont, selon Bratt, fondamentales pour modifier les pratiques de production et de gestion. L'importance déjà relevée par Lundqvist (2001, op.cit.) de la diffusion des savoirs au sein du monde agricole et de ses propres règles de fonctionnement est ici à nouveau soulignée. La confiance, l'expérimentation qui se

partage, les liens identitaires et collectifs sont ainsi à considérer pour étudier le rôle des savoirs profanes dans le monde agricole.

D'autres articles relatifs à l'eutrophisation questionnent les savoirs dans le cadre des dispositifs de participation. Waterton et al. (2015) relatent la trajectoire d'un de ces dispositifs concernant l'eutrophisation du lac Loweswater en Grande-Bretagne (the Loweswater Care Project (LCP)). L'enjeu majeur était de créer un espace alternatif de co-construction de savoirs relatifs à l'eutrophisation et à sa gestion dans la lignée des travaux en sciences sociales qui appellent de ses vœux ce type de démarche (Tsouvalis et Waterton, 2012). Le LCP a permis l'établissement d'un « forum hybride » réunissant représentants d'institutions environnementales, scientifiques en sciences de l'environnement et en sciences sociales, agriculteurs, résidents, petits entrepreneurs. L'objectif était de co-construire ce qui était en jeu, pour qui et pourquoi dans une situation controversée quant à la persistance des blooms algaux. Dans ce cadre, toutes les connaissances et expertises nécessitent d'être débattues. Les doutes et les incertitudes font partie du débat. De nouvelles interactions se font jour et sont pertinentes à prendre en compte.

Ainsi, concernant l'origine controversée des blooms algaux, différents types de savoirs ont interagi : scientifiques, locaux, historiques, pratiques, d'expérience. Aucun cadrage a priori n'était proposé. La première rencontre s'est basée sur l'échange d'un objet qui pour chaque personne représentait la problématique qu'il associait au lac. L'attachement et la mémoire ont donc été prioritairement sollicités avant toute considération scientifique et gestionnaire. Les auteurs relatent la vie de ce collectif qui fonctionne de manière non linéaire, en recadrant de multiples fois le problème des algues, dans un dialogue volontairement ouvert aux dissonances. Cette expérience met en exergue la nécessité de répondre à la complexité des processus sans les aplanir ; en intégrant des éléments qui ont du sens dans leur capacité à interagir. Le collectif a également la capacité de s'auto-critiquer et de s'ajuster aux souhaits des participants.

Cette expérience de participation et de co-construction a joué le jeu de la dé-segmentation des savoirs au profit de celui de l'interaction. C'est également ce que proposent Ashwood et al. (2014) à travers la notion de savoirs « situés ». Les « grounded knowledge » ne qualifient pas un contenu mais la capacité de connaissances situées, dans le cadre d'une expérience personnelle et de pouvoir, ainsi, faire le lien avec d'autres savoirs situés. Deux cas d'étude ont été analysés portant sur des masses d'eau aux USA impactées par un taux élevé de phosphore. Les concertations ont réuni des agriculteurs, des propriétaires de terres agricoles, des habitants, des chercheurs et des acteurs institutionnels. Des focus-groups ont été organisés afin de susciter des rencontres entre l'ensemble de ces acteurs, agrémentés d'entretiens individuels et de questionnaires relatifs à l'évaluation des focus-groups. Les auteurs définissent trois critères d'analyse : les institutions, les identités et les intérêts. Dans le cadre des savoirs situés, l'institution a des capacités d'adaptation (versus rigide) ; l'identité est située (versus universelle) et les intérêts relèvent de bénéfices partagés (et non de charges disproportionnées affectant certains acteurs).

Concernant les appartenances institutionnelles, les auteurs comparent plusieurs cas. Si certains représentants institutionnels refusent de participer à la concertation en réfutant l'idée que le bassin versant souffre de pollution, par exemple, d'autres, au contraire, se sentent plus facilement légitimes pour participer. Les savoirs mobilisés dépendent des relations entre les institutions et du rôle qu'elles s'octroient auprès des usagers.

Quant aux identités, elles peuvent relever de l'universalisme (lorsque les individus ne relient pas les savoirs à leurs propres expériences et pratiques du terrain) ou au contraire, elles peuvent être situées notamment dans la reconnaissance de liens avec d'autres usagers du territoire.

Enfin, concernant les intérêts, les focus-groups mettent en évidence à la fois l'idée d'un partage d'intérêts communs (dans la gestion de pratiques environnementales, par exemple) et la dénonciation de charges disproportionnées. Celles-ci relèvent de pratiques polluantes de quelques uns impliquant des actions collectives de dépollution. L'origine et l'étendue de la pollution sont également très

discutées. Pour les auteurs, l'approche située des savoirs permet de déconstruire la catégorisation a priori entre experts et profanes et de reconstruire les interactions suscitées par les enjeux de la pollution.

#### *9.5.6.2. Synthèse*

**La littérature relatant les expériences de co-construction au sein des territoires agricoles questionne la pertinence et l'efficacité des modèles comme outils participatifs et l'intérêt de se focaliser sur le partage des savoirs relatifs à l'eutrophisation. Une tendance forte se dégage de ces travaux, relative à la mise à l'épreuve des savoirs. Mise à l'épreuve entre leurs traductions expertes ou profanes, dans leurs capacités à traduire des attachements, des valeurs et des identités, à rendre compte de la complexité des systèmes socio-écologiques et à aboutir à de nouvelles actions de gestion.**

### 9.5.7. Le cas français des marées vertes

Pour le cas français, ce sont les processus dits de « marées vertes » affectant principalement le littoral breton qui suscitent des travaux concernant leur gestion. Celle-ci questionne les dynamiques propres à l'activité agricole concernée (élevage et polyculture associée) mais également aux transformations sociodémographiques de ces territoires à la fois ruraux et littoraux.

Si les marées vertes s'observent depuis les années 1970, les premiers programmes préventifs datent des années 1990. C'est également à cette date que débutent des recherches scientifiques à la croisée des sciences sociales et des sciences de l'environnement, questionnant le faible impact des mesures réglementaires sur le processus d'eutrophisation et réfléchissant à d'autres modalités de gestion (Aquilina et al., 2013 ; Barataud, 2016 ; Gascuel et al., 2014 ; Levain, 2014 ; Levain et al., 2015 ; Narcy et al., 2013). Deux spécificités intrinsèquement liées caractérisent cette littérature. La première réside dans la territorialisation de la recherche, faisant de quelques bassins versants des cas d'école (à l'instar de ce qui se passe à l'étranger). La seconde réside dans le cadrage plus ou moins institutionnalisé de ces recherches, mettant en exergue les tensions suscitées par la production scientifique dans des territoires « à enjeux ».

La gestion de l'eutrophisation est discutée à travers deux approches spécifiques aux sciences sociales, « l'analyse stratégique de la gestion environnementale » (Mermet et al., 2005) et la « socio-anthropologie des changements environnementaux » (Levain, 2014). La troisième démarche relève d'approches interdisciplinaires (Gascuel et al., 2014) telles que celle de « l'intensification écologique de l'agriculture » (Levain et al., 2015).

Narcy et al. (2013) proposent une lecture stratégique de la gestion des marées vertes, plus spécifiquement dans le bassin versant du Yar, site-pilote dans le cadre du premier plan de lutte contre les algues vertes, établi par l'Etat entre 2010 et 2015. L'approche stratégique consiste à recenser et interroger l'ensemble des acteurs qui interagissent sur un territoire, dont le périmètre d'actions est défini par le processus socio-environnemental concerné. Certains acteurs (élus locaux, représentants du Comité Professionnel Agricole (CPA) rassemblant des élus et des agriculteurs) soulignent la nécessité de cet ancrage territorial pour leur possible fédération et pour assoir des projets jugés cohérents. Cette gestion qualifiée par Mermet et al. « d'intentionnelle » (op.cit., 2005) afin de réduire l'apport d'intrants doit être articulée à la gestion dite « effective » englobant d'autres acteurs, pour qui le périmètre du problème environnemental n'a aucun sens. C'est le cas des principaux acteurs économiques liés à la filière agricole et des institutions qui appliquent des lois et des directives normalisées par ailleurs. Le décalage entre gestions intentionnelle et effective génère des effets majeurs sur la conduite des actions environnementales : focalisation sur le projet local pour inciter aux modifications des pratiques agricoles versus adaptation ou remise en cause des approches verticales en termes de politiques agricoles et environnementales ; expérience locale jugée non reproductible versus expérience pouvant

fonctionner comme un potentiel cas d'école. L'enquête met en évidence une double tension permanente entre les cadrages locaux, nationaux et européens de l'eutrophisation (ce qui a été également souligné dans d'autres travaux aux USA et en Europe du Nord ( voir : 9.5.2 et 9.5.4) et entre les formes souhaitées du cadrage, entre une forme territorialisée et localisée ou une forme de cadrage « vertical » (également discutée dans la littérature relative à la participation : 9.5.5.).

Dans le cadre d'une socio-anthropologie des changements environnementaux, Alix Levain analyse différemment ces tensions (2014). L'anthropologue se base sur « l'épaisseur de l'expérience vécue » en mobilisant le concept « d'épreuves » (rendant compte d'engagements variables quant au problème environnemental) afin de reconstruire « les médiations » par lesquelles le sens s'élabore à l'égard des algues vertes : « J'entendrai ici par « socio-anthropologie de l'environnement, les études et analyses qui se situent dans un contexte social et culturel dans lequel la catégorie de l'« environnement » est constituée et dotée d'une certaine épaisseur historique ; qui considèrent le local à la fois comme lieu de l'action et lieu de la connaissance […]; qui s'intéressent aux représentations qui y sont associées à partir des outils descriptifs et analytiques de l'enquête qualitative ; ce, dans la perspective de produire des connaissances concernant les dynamiques des groupes humains, pris en compte non seulement dans leur expérience sociale mais également en tant qu'éléments intégrés à des systèmes socio-écologiques dont la régulation est interrogée » (2014, op.cit., p.13).

Dans cette perspective, l'articulation problématique entre gestions « intentionnelle » et « effective » prend sens à travers l'événement majeur qu'a constitué, en 2009, la mort d'un cheval en baie de Lannion, rendant compte de la toxicité des algues vertes. Alors que localement, acteurs de la filière agricole et acteurs de la gestion des milieux aquatiques avaient trouvé une forme de collaboration au travers du CPA, cet événement bouleverse leurs relations. L'Etat s'immisce dans le jeu et lance son premier plan Algues Vertes fixant des objectifs de réduction des flux de nitrates, apportant son lot de dispositifs réglementaires, d'incitations financières et d'expertises. L'intervention étatique déstabilise les engagements locaux, notamment ceux pris dans le cadre des fermes pilotes, qui d'initiatives contractées localement doivent, dès lors, s'insérer dans un dispositif plus contraint en temps et en résultats (Levain in Gascuel, 2014).

L'avènement du plan de lutte contre les algues Vertes a également bousculé la communauté scientifique qui étudie, localement, les processus d'eutrophisation. Celle-ci a dû se positionner dans la mise en débat des marées vertes. L'enquête de Narcy et al. (op.cit.) consistait à interroger l'importance de la territorialisation dans la production scientifique. Les auteurs concluent à un positionnement scientifique plutôt distancié par rapport aux arènes publiques suscitées par les marées vertes, notamment pour apporter des conseils en termes de changements.

La prise de distance entre science et action publique a cependant été réduite dans le cadre du Comité scientifique qui accompagnait le plan de lutte. La majorité des scientifiques membres de ce comité (mais pas la totalité) ont cosigné un article visant à rendre compte de leurs principales expertises dans un contexte politique jugé difficile, par une stratégie « de dénigrement » de la part des filières agricoles et agro-industrielles (Aquilina et al., 2013). Les experts devaient évaluer huit projets pensés à l'échelle du territoire. Ils en pointent plusieurs limites : dans les diagnostics bio-techniques jugés insuffisants, dans une volonté limitée de changer en profondeur les pratiques et la non prise en compte de la question foncière. Toujours selon l'expertise, les projets manquent d'ambition pour aboutir aux réductions souhaitées à l'horizon 2027. Cependant, des éléments positifs sont soulignés comme la mise en place des démarches de concertation et quelques projets minoritaires, qui font le pari de se saisir de la lutte contre les algues vertes pour repenser les pratiques agricoles.

Cet article souligne les difficultés de produire une expertise scientifique « sereine » à l'échelle des territoires. Egalement pointées dans des expériences à l'étranger (Cf 9.5.5), la production et la diffusion des connaissances, pour l'appui aux changements de pratiques, sont largement dépendantes des contextes politiques.

La production de l'expertise est un enjeu de luttes au sein de dynamiques territoriales où la concurrence sévit entre les activités économiques et leur empreinte spatiale. L'enjeu touristique, la balnéarisation du littoral, l'attente d'un cadre de vie de qualité pour des néo-résidents représentent d'autres éléments qui expliquent la mobilisation autour des marées vertes et la remise en cause du modèle agricole incriminé (Levain, 2014, op.cit.).

C'est à partir de cette remise en cause qu'une approche interdisciplinaire a été expérimentée autour de la déclinaison locale du concept d'intensification écologique (IE) (Levain et al., 2015). Dans le domaine de l'agronomie, l'IE est définie comme une « intensification de l'utilisation des fonctions naturelles des écosystèmes dans les systèmes de production agricole » afin de concilier la production agricole, la réduction d'émissions de nitrates dans les zones littorales vulnérables et d'assurer la viabilité d'un tel système. L'IE est appréhendé comme une démarche intégrée, centrée sur l'agriculteur. Le concept a été testé dans le cadre du projet de recherche intitulé ACASSYA (Supporting agro-ecological evolution inlivestock farming in coastal watersheds) conduit entre 2009 et 2013, par une équipe pluridisciplinaire principalement composée d'hydrologues, zootechniciens et agronomes. Le fonctionnement des agro-écosystèmes est modélisé et partagé dans le cadre de dispositifs de participation entre agriculteurs, conseillers et représentants agricoles, élus locaux et gestionnaires des milieux aquatiques, concernant la baie de Lieue de Grève (Côtes d'Armor). Des fermes pilotes sont également suivies. Si plusieurs événements ont fragilisé le consortium ainsi constitué (avènement du plan national, vivacité de la controverse au sujet de l'origine de la pollution aux nitrates), la mise en pratique de l'IE a fait apparaître plusieurs conditions de réussite. La première est l'engagement sur un temps long, suffisamment long pour que les agriculteurs puissent engager et amortir les investissements concédés pour amorcer un changement de pratiques (investissements financiers mais également cognitifs, pratiques et techniques). L'engagement des scientifiques sur un temps long semble également primordial pour établir et maintenir des relations de confiance. De plus, le concept de l'IE est suffisamment ouvert pour être réapproprié par chaque agriculteur dans leur propre trajectoire. Les incertitudes concernant les futurs impacts des changements promus sont source d'inquiétudes et de réticences mais, dans le même temps, elles renforceraient le souhait de trouver des alternatives au modèle dominant.

#### *9.5.7.1. Synthèse*

Le cas des marées vertes françaises suscite des travaux en termes de gestion assez proches de ceux menés dans les zones impactées à l'étranger. L'articulation problématique entre les logiques économiques et les politiques publiques et entre les politiques publiques elles-mêmes reste un obstacle majeur pour la réduction de l'eutrophisation. Le second élément récurrent réside dans les formes de l'engagement des agriculteurs et des parties prenantes, oscillant entre une inscription localisée et territorialisée et une normalisation plus étendue. Le risque encouru est celui d'un système polarisé entre d'un côté, une culture de l'écologie « industrielle » et de l'autre, une série de microsystèmes alternatifs (Levain et al., op.cit., p.1195).

Deux points sont, cependant, plus amplement développés dans le cas français. Le premier est la prise de parole des scientifiques engagés dans des dispositifs d'expertise. Cela traduit-il un contexte politique plus tendu qu'ailleurs autour des questions agricoles ou une « habitude » de coopération parmi les collègues étrangers qui en intègrent plus facilement les difficultés? Le second point réside, enfin, dans l'apport de l'approche socio-anthropologique pour établir des formes de gestion participative. Outre les notions d'attachement et d'identité, elle soulève, de manière encore peu entendue, la part symbolique associée aux algues vertes. « Figures du désordre » (Levain, op.cit., 2014, p.511) synonymes de saleté et de mort, elles problématisent les conséquences environnementales de nos choix de société.

### 9.5.8. Conclusion

La littérature scientifique au sujet de la gestion de l'eutrophisation partage l'idée majeure que les réponses apportées seront fondamentales, intégrées et systémiques. La spatialisation et la temporalité des processus socio-naturels concernés obligent à déconstruire un mode de pensée linéaire et de simple causalité. Dans cette perspective, les savoirs relatifs à l'eutrophisation, ses causes et ses impacts sont au centre des questionnements non seulement dans leurs significations mais surtout dans leur capacité à créer du lien et du sens au sein des rapports sociaux. L'élaboration des connaissances pour la gestion se situe alors à l'interface des sciences de l'environnement et des sciences sociales, nécessitant d'étendre le seul processus « naturel » aux interactions plus générales entre Humains et Non Humains. Penser « à l'interface » nécessite pour les chercheurs comme pour les gestionnaires de trouver des outils de dialogue communs. Dans ce cadre, les modèles sont largement investis et discutés. Mais, la littérature porte moins sur les données utilisées dans les modèles que sur leur réception et leur utilisation dans les arènes de la participation. Le second point majeur communément partagé par les auteurs consultés réside dans l'importance accordée à la diffusion des connaissances, à leur partage, à leur co-construction dans des espaces de négociation, soulevant deux tensions majeures. La première résulte du caractère protéiforme de ces espaces de négociation. Certains résultent d'expériences portées par des chercheurs, dans le cadre d'un programme, qui articulent les « bonnes » conditions pour instruire un dialogue constructif mais restent soumis à la temporalité de la recherche et aux cadrages institutionnels. D'autres émanent directement de dynamiques institutionnelles, auxquelles les chercheurs participent ou qu'ils observent et qui peinent, souvent, à se défaire de rigidités technocratiques (en matière d'échanges, d'enjeux soulevés…). L'espace de la négociation, dans sa forme « idéale », reste profondément ambigüe. La seconde tension porte sur l'échelle de la co-construction, entre l'échelle du territoire « concerné », du local voire du micro-local et celle plus globale, d'un bassin versant, par exemple. Les savoirs mais aussi les pratiques, les attachements ne participent pas de la même manière à ces diverses échelles d'appréhension de l'eutrophisation.

Ces tensions soulignées par les exercices de gestion participative de l'eutrophisation désignent, enfin, un angle mort dans les travaux jusqu'alors réalisés à ce sujet. Peu de choses sont dites au sujet de la culture professionnelle des acteurs (lorsqu'il ne s'agit pas des chercheurs) en charge de ces exercices. Il serait nécessaire de considérer l'ensemble des acteurs relevant des sphères agricoles mais également environnementales et économiques, leviers majeurs de la lutte contre l'eutrophisation mais souvent oubliées au sein de la gestion intégrée de l'eau.

## 9.6. Conclusion

### 9.6.1. Synthèse

Les travaux consacrés par les sciences humaines et sociales à l'eutrophisation font d'abord apparaître **la multiplicité des trajectoires suivies et leur forte dépendance aux contextes locaux.** Ils apportent des éléments précieux de contextualisation des politiques mises en œuvre depuis le début du XXème siècle.

L'eutrophisation apparaît comme **un phénomène multiforme, caractérisé à la fois par la chronicité, l'existence d'épisodes de crises et de points de basculement, qui oblige à repenser les formes traditionnelles de lutte contre les problèmes environnementaux**. En particulier, la façon dont les connaissances scientifiques sont mobilisées dans les politiques de lutte contre l'eutrophisation a fait l'objet de lectures circonstanciées et souvent critiques. Face à des phénomènes complexes dont il est très difficile de venir à bout, les articles font pour la plupart état de **l'écart persistant entre les objectifs affichés, les moyens engagés et la faiblesse des résultats sur le plan des pollutions nutrimentielles et de la restauration des milieux**. Ils mettent en évidence des effets de cadrage, largement gouvernés par la

prédominance des approches technicistes et la difficulté à infléchir des modèles de développement qui tendent vers une augmentation des facteurs de stress des hydro-systèmes.

Dans ce contexte, **la participation d'acteurs extra-institutionnels au travail de problématisation est assez limitée et suscite la méfiance**. Elle s'avère pourtant essentielle dans une perspective de changement, en empêchant que les stratégies d'évitement obèrent, dans la durée, la crédibilité des institutions et la légitimité des régulations environnementales. Dans un contexte où les pollutions diffuses d'origine agricole sont devenues, dans les pays industrialisés, la principale cible des politiques publiques, s'assurer de la participation effective de l'ensemble des acteurs de la filière aux politiques doit permettre de mieux répartir l'effort contributif, tout en appuyant des évolutions structurelles dans le monde agricole et agro-alimentaire.

Sur la période la plus récente, on observe au niveau international **des approches plus intégrées qui donnent à l'eutrophisation le statut de problème environnemental global lié à la perturbation à grande échelle des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore**. Si cet élargissement des problématiques reste encore peu visible en dehors des cercles experts, ils semblent augurer d'une évolution des cadrages gouvernant la prise en charge des pollutions nutrimentielles et mettent l'accent sur l'importance de stratégies de long terme de gestion de la fertilisation. L'articulation entre ces cadrages globaux et les cadrages locaux qui dominent les politiques de lutte contre l'eutrophisation reste toutefois largement à construire et à analyser.

Le groupe « sciences humaines et sociales » souligne, dans ce contexte, **l'importance de contextualiser les données et d'historiciser les discours produits par les acteurs sociaux, chercheurs compris, au sujet de l'eutrophisation**. En particulier, l'eutrophisation est à appréhender comme une catégorie construite, qui ne fait pas sens pour tous les acteurs sociaux. Si l'intelligibilité des processus que le terme recouvre ne se réduit pas à la maîtrise de la sémantique, en revanche la compréhension de la diversité des perceptions et des représentations implique de prendre en compte deux dimensions de l'expérience sociale. D'une part, la **visibilité primaire de l'eutrophisation**, qui correspond à la possibilité de percevoir et d'interpréter le phénomène par l'observation directe, est généralement faible ou, au contraire, extrêmement manifeste, sans régime intermédiaire. D'autre part, le renforcement de cette visibilité passe par des cadrages et les médiations qui dépendent de sa construction en tant que problème public.

Les recherches menées par les différentes disciplines des sciences humaines et sociales (en particulier l'économie, la psychologie, la géographie, la sociologie et l'anthropologie sociale) adoptent face à la complexité des perceptions des approches différentes, selon l'importance attachée au contexte social dans lequel se construisent les rapports sensibles et intellectuels à l'environnement. Ces approches relèvent au final de paradigmes disjoints et souvent difficilement conciliables.

**Dans les pays industrialisés, la perception de la qualité de l'eau est marquée par une disjonction profonde entre l'eau consommée et « l'eau milieu »**. Cette disjonction ne doit pas être perçue comme immuable. Elle témoigne cependant d'un processus historique d'éloignement, sinon d'exclusion, des milieux aquatiques de l'expérience quotidienne pour la majorité de la population.

**La visibilité sociale primaire des pollutions nutrimentielles, généralement faible, s'accroît en deux types de circonstances** par lesquelles les phénomènes d'eutrophisation se manifestent aux sens de différentes façons. Le premier est l'existence de blooms algaux visibles, par exemple de blooms de macroalgues de type marée verte. Le second est lié à des formes d'hypoxie sévère ou d'anoxie, qui se manifestent par des changements dans l'aspect, l'odeur de l'eau, le type de végétation dominant ou des morts d'animaux aquatiques. Peu de travaux rendent compte, sur le plan de l'analyse des perceptions, de la réaction ou des impressions des observateurs non experts confrontés à ce type d'événement, mais certains montrent que les observateurs en conservent la mémoire en tant qu'événements de référence, à partir desquels la qualité des cours d'eau ou des masses d'eau est appréciée.

**Mobilisations environnementales, dispositifs normatifs et production médiatique contribuent à faire exister et à cadrer les façons dont l'eutrophisation est vue, comprise, identifiée éventuellement comme problématique, débattue par chacun des acteurs de la société**. Autrement dit, ils contribuent à

l'acquisition d'une **visibilité sociale secondaire de l'eutrophisation**, progressivement intégrée dans les représentations et les perceptions. Cette visibilité sociale secondaire s'accompagne de l'émergence de nouveaux signaux, comme les interdictions de baignades, les coupures d'alimentation en eau potable, ou l'interdiction de la consommation de produits aquatiques. L'intérêt des médias pour les phénomènes d'eutrophisation a notamment pour effet de renforcer leur lecture phénoménologique : leur intégration dans l'actualité passe par des « événements », comme un bloom algal visible et spectaculaire. Mais l'événement est le plus souvent, dans le cas de l'eutrophisation, construit par des mobilisations d'acteurs qui vont proposer aux journalistes des grilles de lecture que ces derniers vont pouvoir réutiliser. Dès lors que les phénomènes d'eutrophisation deviennent objets de mobilisations sociales et politiques, l'agenda médiatique est aussi gouverné par le renforcement des dispositifs métrologiques et des politiques publiques, qui se déploient dans le temps. Catégorie experte, en voie d'appropriation et de traduction par le truchement de la montée en puissance des inquiétudes environnementales, l'eutrophisation est également devenue une catégorie importante de l'action publique. Elle est identifiée à la fois comme un problème à résoudre et comme un signe de la santé des milieux aquatiques, donnant lieu à un suivi par des ensembles d'indicateurs de plus en plus fins. L'eutrophisation peut donc être considérée comme une catégorie de gestion, voire comme une catégorie politique, ce qui contribue à son déconfinement progressif.

Dans ce contexte, **l'absence de reconnaissance de la diversité des représentations et des « façons de connaître» est une cause majeure d'échec des politiques négociées et d'absence de mobilisation de certaines parties prenantes.** Autrement dit, une meilleure connaissance des perceptions de la qualité de l'eau et des problèmes qui l'affectent est susceptible de contribuer à transformer les porteurs d'enjeux et d'intérêts particuliers en contributeurs effectifs de la conception et de la mise en œuvre des politiques de gestion. Les représentations sociales constituent et reflètent des formes d'appropriation des éléments de l'environnement, auxquels sont attribués un sens et une valeur. Tous les types d'eau ne sont pas soumis aux mêmes mécanismes d'attribution de la valeur et l'attribution d'une valeur économique à l'eau ne concerne finalement, qu'une partie très limitée de celle-ci. Ces asymétries dans les statuts de l'eau et des milieux aquatiques mettent à jour des tensions structurantes qui ne sont pas toujours prises en compte dans la gestion publique de l'eau. L'articulation entre le caractère non appropriable de la ressource et les usages et valeurs symboliques qu'elle véhicule s'avère en effet dans la pratique épineuse : elle implique un travail intellectuel, mais également une réflexion éthique et politique autour des droits fondamentaux et de la patrimonialisation de l'eau et des milieux aquatiques d'une part, de la reconnexion entre petit cycle et grand cycle de l'eau d'autre part.

**A l'image d'autres problèmes environnementaux, les phénomènes d'eutrophisation, en particulier les crises dystrophiques, révèlent et cristallisent les tensions sociales**. Les conflits, nombreux, qui émaillent la prise en charge des problèmes de qualité de l'eau et de santé des milieux aquatiques sont tout autant liés aux conséquences dommageables des dégradations environnementales qu'à leur prise en charge institutionnelle. Les conflits apparaissent comme des moments dans le processus de coordination des acteurs. Aussi, l'intensité des conflits dépend moins de la gravité des effets de l'eutrophisation, que de la visibilité sociale de celle-ci et du niveau de structuration des acteurs, qu'il s'agisse des institutions, des groupes professionnels, dont la responsabilité est engagée ou l'activité menacée, ou de la société civile. L'impact de ces conflits sur l'efficacité de la prise en charge de l'eutrophisation est discuté, et sans doute variable. Par ailleurs, malgré l'abondante littérature dédiée à l'analyse des conflits hydriques, les conflits liés à l'eutrophisation restent très peu étudiés pour eux-mêmes.

La lecture traditionnelle des conflits d'environnement en termes de conflits d'usage associés à l'enjeu d'appropriation d'une ressource rare ne suffit pas à rendre compte de leur complexité et de leur dynamique contemporaine. En effet, des problèmes environnementaux comme l'eutrophisation ont une certaine épaisseur historique, font l'objet de politiques publiques structurées, sont attachés à des milieux investis d'une valeur sociale et culturelle, dans des sociétés où les connaissances scientifiques sont accessibles à un public large. Par ailleurs, **la dépendance à une même ressource en eau est au moins autant facteur de renforcement des solidarités et de négociation que d'antagonismes durables.**

Dans ce contexte, les acteurs de conflits politiques et sociaux peuvent utiliser les problèmes environnementaux comme une ressource argumentative et un moyen de pression. Les problèmes environnementaux peuvent aussi constituer une infrastructure invisible sur laquelle se reproduisent ou s'accentuent des inégalités sociales, économiques ou politiques, sans se traduire par des conflits explicites.

Pour les analyser, les approches qui privilégient une lecture stratégique et celles qui s'attachent à analyser les représentations conflictuelles de l'environnement et des risques qui sont attachés à sa dégradation s'avèrent complémentaires. Mais elles sont souvent abordées dans la littérature de façon exclusive les unes des autres. Qui plus est, l'aggravation des phénomènes d'eutrophisation étant indissociable des dynamiques de développement, des recherches beaucoup plus poussées seraient à conduire pour resituer ces conflits dans des trajectoires plus amples d'évolution structurelle des socio-écosystèmes, par exemple en prenant appui sur le concept de cycle hydro-social. La littérature montre en effet la difficulté, pour les acteurs sociaux comme pour les auteurs, à traduire la dimension systémique des problèmes d'eutrophisation en des analyses intégrées de l'évolution des socio-écosystèmes, qui prennent en compte à la fois la multiplicité des échelles et la temporalité des changements.

**Tant les politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation que la conflictualité sociale qui entoure le phénomène se concentrent aujourd'hui sur les activités agricoles.** Les formes que prennent les conflits liés aux pollutions nutrimentielles d'origine agricole sont variées, mais elles sont marquées par la même tension entre les modes de coordination disponibles et les leviers de négociation très faibles au niveau local. L'entrée par les pollutions diffuses d'origine agricole, dominante aujourd'hui dans l'Union européenne, met en effet en présence dans un même espace des acteurs fréquentant des espaces sociaux différenciés, voire totalement disjoints. C'est a fortiori le cas pour l'eutrophisation, qui par son caractère multifactoriel et non-linéaire, oblige à penser et à mettre en débat non plus seulement une pratique et ses conséquences, mais la pensée d'une responsabilité anthropique et du fonctionnement de la nature. Une prise en charge collective effective ne peut donc évacuer la question de la diversité des façons d'appréhender les savoirs qui fondent l'action remédiatrice.

La littérature scientifique au sujet de la gestion de l'eutrophisation partage l'idée majeure que les réponses apportées seront fondamentales, intégrées et systémiques. **La spatialisation et la temporalité des processus socio-naturels concernés obligent à déconstruire un mode de pensée linéaire et de simple causalité.** Dans cette perspective, les savoirs relatifs à l'eutrophisation, ses causes et ses impacts sont au centre des questionnements non seulement dans leurs significations mais surtout dans leur capacité à créer du lien et du sens au sein des rapports sociaux. L'élaboration des connaissances pour la gestion se situe alors à l'interface des sciences de l'environnement et des sciences sociales, nécessitant d'étendre le seul processus « naturel » aux interactions plus générales entre Humains et Non Humains. Penser « à l'interface » nécessite pour les chercheurs comme pour les gestionnaires de trouver des outils de dialogue communs. Dans ce cadre, les modèles sont largement investis et discutés. Mais, la littérature porte moins sur les données utilisées dans les modèles que sur leur réception et leur utilisation dans les arènes de la participation. Le second point majeur communément partagé par les auteurs consultés réside dans **l'importance accordée à la diffusion des connaissances, à leur partage, à leur co-construction dans des espaces de négociation**, soulevant deux tensions majeures. La première résulte du caractère protéiforme de ces espaces de négociation. Certains résultent d'expériences portées par des chercheurs, dans le cadre d'un programme, qui articulent les « bonnes » conditions pour instruire un dialogue constructif mais restent soumis à la temporalité de la recherche et aux cadrages institutionnels. D'autres émanent directement de dynamiques institutionnelles, auxquelles les chercheurs participent ou qu'ils observent et qui peinent, souvent, à se défaire de rigidités technocratiques (en matière d'échanges, d'enjeux soulevés…). L'espace de la négociation, dans sa forme « idéale », reste profondément ambigu. La seconde tension porte sur l'échelle de la co-construction, entre l'échelle du territoire « concerné », du local voire du micro-local et celle plus globale,

d'un bassin versant, par exemple. Les savoirs mais aussi les pratiques, les attachements ne participent pas de la même manière à ces diverses échelles d'appréhension de l'eutrophisation.

### 9.6.2. Pistes pour la recherche

L'étude des phénomènes d'eutrophisation ne se distingue pas fondamentalement de l'étude plus générale des problèmes environnementaux du point de vue de l'originalité des méthodes et des connaissances produites en sciences humaines et sociales.

Le groupe relève toutefois un contraste singulier. **Les crises dystrophiques ont joué un rôle important dans la structuration de plusieurs champs de recherche en sciences humaines et sociales appliquées au domaine de l'environnement**. Ainsi, aux Etats-Unis, entre les années 1970 et 1990, la sociologie critique de l'environnement, en particulier l'étude des mobilisations environnementales et des rapports de domination dans les dispositifs de gestion, de même que l'histoire environnementale se sont appuyées sur l'étude des pollutions aquatiques et de leur prise en charge. En Europe du Nord, les recherches sur l'eutrophisation ont joué un rôle également important dans la construction d'approches interdisciplinaires et de cadres théoriques très intégrés pour aborder les problèmes environnementaux, dans une perspective de recherche finalisée. **Malgré cela, l'eutrophisation reste globalement un sujet très périphérique, voire invisible dans le champ des sciences sociales, et plus largement des humanités environnementales** : les difficultés rencontrées pour construire le corpus de références pour cette expertise en témoignent.

Ce contraste explique très largement les **trois constats** qui vont suivre, et qui ont vocation à faciliter l'identification de pistes et priorités de recherche en sciences humaines et sociales sur ce sujet pour les années à venir :

- Premier constat: De nombreux territoires touchés et de nombreuses formes d'eutrophisation n'ont pas été étudiés par les sciences humaines et sociales

Alors que certains territoires et certaines problématiques sont très bien connus de ce point de vue, d'autres en revanche ne sont pas mentionnés dans la littérature en sciences humaines et sociales. Le caractère générique du phénomène et ses formes les moins spectaculaires constituent des points aveugles de la littérature, ce qui reflète largement leur faible visibilité sociale. Ainsi, de larges pans du territoire et certaines formes d'eutrophisation n'ont pas été étudiés.

Deux types de situation peuvent être distingués :

- D'une part, les cas où l'eutrophisation est documentée par les sciences biophysiques sans l'être par les sciences humaines et sociales : c'est par exemple le cas des grands lacs alpins, des grandes retenues d'eau, en particulier lorsqu'elles sont l'objet d'usages récréatifs, des zones côtières en dehors de la Bretagne et, dans une moindre mesure, des lagunes méditerranéennes.
- D'autre part, les cas où l'eutrophisation est une problématique émergente ou peu documentée de façon plus générale : les départements, régions et territoires d'outre mer, les masses d'eau non emblématiques et les cours d'eau, les blooms phytoplanctoniques de façon générale. Il faut en effet relever que les perceptions et représentations de l'eutrophisation des eaux douces, comme les formes d'eutrophisation côtière à microalgues, restent très peu abordées.

Or, l'expertise a montré l'importance de prendre en compte la singularité des situations locales et de contextualiser les connaissances produites, du fait de la très grande diversité des formes et des enjeux attachés aux changements environnementaux dans les milieux aquatiques.

- Deuxième constat: la compréhension des problèmes d'eutrophisation nécessiterait une recherche interdisciplinaire plus affirmée

L'expertise n'a permis de repérer ce type de configurations de recherche qu'en Europe du Nord et, dans une moindre mesure, aux Etats-Unis. Les quelques expériences réalisées montrent que certaines

problématiques requièrent de telles approches, en particulier pour prendre en compte les dynamiques de changement d'origine anthropique. De façon non limitative, on peut citer :

1. **L'étude des trajectoires et l'histoire environnementale des socio-écosystèmes**, qui nécessitent la contribution de nombreuses disciplines (archéologie, géographie physique et humaine, histoire sociale et économique, limnologie, écologie, hydrologie, éventuellement agronomie et anthropologie) ; y compris sur les territoires les mieux étudiés, ces dimensions qui constituent un point d'appui tout à fait significatif pour la mise en débat et la mobilisation des acteurs restent trop peu présentes en France.

2. La **gestion intégrée des socio-écosystèmes**, qui implique un travail approfondi sur la diversité des façons de connaître et de problématiser une situation donnée, ainsi que la conception d'indicateurs prenant en compte la dimension sociétale de la prise en charge des pollutions et des processus de changement. La science politique, la sociologie, la psychologie environnementale, l'ethnologie, l'économie, les sciences de gestion peuvent utilement contribuer à cette prise en compte. Les tensions soulignées par les exercices de gestion participative de l'eutrophisation désignent, en effet un angle mort dans les travaux jusqu'alors réalisés à ce sujet. Peu de choses sont dites au sujet de la culture professionnelle des acteurs (lorsqu'il ne s'agit pas des chercheurs) en charge de ces exercices, qu'ils relèvent des sphères agricoles, environnementales, administratives… Une culture interdisciplinaire ne pourrait-elle pas permettre, dans certains lieux, l'expression de la négociation ? La diffusion de « la pratique de l'interface » et de ses apports en termes cognitifs et relationnels auprès des acteurs institués est un peu oubliée dans le face à face survalorisé entre les chercheurs et les acteurs locaux.

3. **L'identification des impacts de l'eutrophisation, des risques et des dommages** qui lui sont attachés.

Les sciences économiques contribuent d'ores et déjà en partie à l'analyse de ces impacts, même si des recherches complémentaires seraient à conduire, privilégiant par exemple des analyses plus globales des coûts collectifs résultant de l'eutrophisation des milieux aquatiques et de leurs modes de répercussion sur les citoyens-contribuables, ou des analyses institutionnalistes (mobilisant économie, sociologie économique et de l'action publique, science politique) permettant de mieux décrire les régimes socio-techniques qui appuient d'une part, le maintien de hauts niveaux d'intrants et la priorité donnée de facto aux interventions curatives, même si elles semblent s'écarter d'un optimum économique.

L'intégration du point de vue des autres sciences humaines et sociales permettrait de prendre en compte les transformations des représentations et des relations sociales qui accompagnent l'émergence et la prise en charge des problèmes d'eutrophisation. En France, le cas complexe des pollutions nutrimentielles d'origine agricole permet particulièrement d'illustrer l'importance de prendre en compte ces dimensions de l'expérience des problèmes écologiques : ces problèmes et leur gestion mettent en jeu des attachements multiples et contradictoires, produisent de la souffrance sociale, des conflits, des apprentissages et des reconfigurations des relations entre groupes sociaux, dont l'étude implique l'intégration de données qualitatives. L'anthropologie, la psychologie sociale et environnementale, la sociologie de l'environnement sont dans ce domaine particulièrement à solliciter.

Les recherches en sociologie et en ethnologie, principalement fondées sur des enquêtes qualitatives menées dans les territoires touchés par des formes sévères d'eutrophisation, montrent que la perception des changements, leur interprétation et l'évaluation de leur gravité est fonction du regard porté sur les causes de ces changements. La visibilité sociale dite secondaire des phénomènes d'eutrophisation passe par sa construction en tant que problème public, ce qui donne aux acteurs qui effectuent ce travail de problématisation un rôle central : associations de protection de l'environnement, mais également communautés de recherche, médias et institutions publiques, contribuent à faire évoluer les normes et les significations associées aux phénomènes d'eutrophisation.

- Troisième constat: les différentes disciplines relevant des sciences humaines et sociales sont encore peu et inégalement mobilisées sur le sujet de l'eutrophisation

Certaines approches sont très peu représentées dans le corpus analysé. Au regard de l'effort institutionnel sans précédent de problématisation et de gestion de l'eutrophisation, celles-ci pourraient très substantiellement améliorer la connaissance des situations, leur intelligibilité et leur mobilisation en situation de gestion. Comme le soulignait en 2012 la Mission interministérielle chargée d'analyser les causes des marées vertes, les sciences humaines et sociales restent peu mobilisées sur ces sujets, alors même que les tensions et conflits accompagnant la prise en charge des problèmes d'eutrophisation sont aussi liés à la distance sociale séparant les porteurs d'enjeux et à l'absence d'éléments de définition partagée du problème (Ministère de l'écologie, 2012).

Le groupe a par exemple identifié :

L'intérêt que constituerait, pour la communauté scientifique dans son ensemble et plus largement pour les porteurs d'enjeux et gestionnaires, le développement des connaissances sur l'histoire scientifique de l'eutrophisation (histoire, épistémologie, sociologie des sciences et des techniques).

L'insuffisance des connaissances sur la trajectoire de l'eutrophisation en tant que problème public et les cadrages concurrents ou successifs auxquels le phénomène a donné lieu (sociohistoire de l'action publique, sociologie des problèmes publics).

L'existence insuffisamment documentée de circulations entre configurations locales et l'émergence de dispositifs de coordination des acteurs sociaux pour changer d'échelle ou accroître la visibilité sociale des problèmes d'eutrophisation.

La dynamique des perceptions, des représentations, des connaissances et des usages face à des phénomènes environnementaux complexes, multifactoriels et non linéaires, en particulier en recourant à l'analyse approfondie des discours et à l'ethnographie.

L'ensemble de ces éléments faciliterait la conduite d'analyses comparatives et la mise en perspective des connaissances sur l'eutrophisation, en particulier :

- la comparaison avec la trajectoire, la dynamique et le statut contemporain d'autres problèmes environnementaux contemporains ;
- la caractérisation de la situation en Europe et en France de façon plus fine, en s'appuyant sur les recherches très approfondies menées dans d'autres pays anciennement touchés par une aggravation de l'eutrophisation d'origine anthropique ;
- une meilleure compréhension des articulations d'échelles entre les niveaux très locaux d'appréhension des problèmes et la construction inaboutie de l'eutrophisation comme problème environnemental mondial.

De façon plus contextuelle, l'expertise a permis de relever l'absence de structuration de communautés de recherche internationales en sciences humaines et sociales sur ces sujets et la faiblesse des liens entre les chercheurs francophones et les autres chercheurs ayant travaillé sur ces questions, celles-ci étant généralement abordées sans référence à d'autres cas ou à des dynamiques plus générales de changement environnemental. L'appui à la constitution de tels réseaux de recherche serait de nature à enrichir considérablement les analyses produites.

## 9.7. Références bibliographiques


Adams, W.M.; Brockington, D.; Dyson, J.; Vira, B., 2003. Managing Tragedies: Understanding Conflict over Common Pool Resources. *Science*, 302 (5652): 1915-1916. 10.1126/science.1087771

Ahlvik, L.; Ekholm, P.; Hyytiainen, K.; Pitkänen, H., 2014. An economic-ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea. *Environ. Model. Softw.*, 55 (C): 164-175. 10.1016/j.envsoft.2014.01.027

Ahlvik, L.; Hyytiäinen, K., 2015. Value of adaptation in water protection — Economic impacts of uncertain climate change in the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 116 (Supplement C): 231-240. 10.1016/j.ecolecon.2015.04.027

Ahlvik, L.; Pavlova, Y., 2013. A Strategic Analysis of Eutrophication Abatement in the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*, 56 (3): 353-378. 10.1007/s10640-013-9651-1

Ahtiainen, H.; Pouta, E.; Artell, J., 2015. Modelling asymmetric preferences for water quality in choice experiments with individual-specific status quo alternatives. *Water Resources and Economics*, 12: 1-13. 10.1016/j.wre.2015.10.003
Ahtiainen, H.; Vanhatalo, J., 2012. The value of reducing eutrophication in European marine areas. A Bayesian meta-analysis. *Ecological Economics*, 83 (Supplement C): 1-10. 10.1016/j.ecolecon.2012.08.010
Alahuhta, J.; Hokka, V.; Saarikoski, H.; Hellsten, S., 2010. Practical integration of river basin and land use planning: lessons learned from two Finnish case studies. *Geographical Journal*, 176 (4): 319-333. 10.1111/j.1475-4959.2010.00365.x
Alber, M., 2002. A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. *Estuaries*, 25 (6): 1246-1261. 10.1007/BF02692222
Allinger, L.; Reavie, E., 2013. *The ecological history of Lake Erie as recorded by the phytoplankton community*. 10.1016/j.jglr.2013.06.014
Almroth, E.; Skogen, M.D., 2010. A North Sea and Baltic Sea model ensemble eutrophication assessment. *Ambio*, 39 (1): 59-69. 10.1007/s13280-009-0006-7
Ancev, T.; Stoecker, A.L.; Storm, D.E.; White, M.J., 2006. The Economics of Efficient Phosphorus Abatement in a Watershed. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31 (3): 529-548
Andersen, J.H.; Schlüter, L.; Ærtebjerg, G., 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28 (7): 621-628. 10.1093/plankt/fbl001
Andersen, J.H.; Schülter, L.; Aertebjerg, G., 2013. Coastal Eutrophication : recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28 (7): 7
Anderson, D.M.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25 (4): 704-726. 10.1007/BF02804901
Annin, P., 2009. *The Great Lakes Water Wars*. Island Press
Aquilina, L.; Aurousseau, P.; Croix, N.; Despres, L.; Dion, P.A.; Durand, P.; Helin, J.-C.; Ménesguen, A.; Tournebize, J.; Van Tilbeurgh, V., 2013. Des marées vertes pour longtemps ? Analyses scientifiques et plans de lutte contre les algues vertes. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 63 (63): 63-75
Arheimer, B.; Löwgren, M.; Pers, B.C.; Rosberg, J., 2005. Integrated Catchment Modeling for Nutrient Reduction: Scenarios Showing Impacts, Potential, and Cost of Measures. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34 (7): 513-520. 10.1579/0044-7447-34.7.513
Arheimer, B.; Nilsson, J.; Lindström, G., 2015. Experimenting with Coupled Hydro-Ecological Models to Explore Measure Plans and Water Quality Goals in a Semi-Enclosed Swedish Bay. *Water*, 7 (7): 22. 10.3390/w7073906
Artell, J.; Ahtiainen, H.; Pouta, E., 2013. Subjective vs. objective measures in the valuation of water quality. *J Environ Manage*, 130: 288-96. 10.1016/j.jenvman.2013.09.007
Asano, T., 2007. Relationships between local environmental movements and the region: A case study of Lake Kasumigaura. *Japanese Journal of Human Geography*, 59 (4): 1-22
Ashwood, L.; Harden, N.; Bell, M.M.; Bland, W., 2014. Linked and Situated: Grounded Knowledge. *Rural Sociology*, 79 (4): 427-452. 10.1111/ruso.12042
Assmuth, T., 2011. Policy and science implications of the framing and qualities of uncertainty in risks: Toxic and beneficial fish from the baltic sea. *Ambio*, 40 (2): 158-169. 10.1007/s13280-010-0127-z
Aukerman, C., 2004. Agricultural diffuse pollution controls: Lessons for Scotland from the Chesapeake Bay watershed. *Journal of Land Use and Environmental Law*, 20 (1): 77
Bailey, J.; Van Ardelan, M.; Hernández, K.; González, H.; Iriarte, J.; Olsen, L.; Salgado, H.; Tiller, R., 2015. Interdisciplinarity as an Emergent Property: The Research Project “CINTERA” and the Study of Marine Eutrophication. *Sustainability*, 7 (7): 9118
Bankoff, G., 1999. Societies in conflict: algae and humanity in the Philippines. *Environ Hist Camb*, 5 (1): 97-123
Barataud, F., 2016. La rencontre entre agriculture et politiques de l’eau : une épreuve mutuelle (projet AGEPEAU). In: Goeldener-Gianella, L.; Barreteau, O.; Euzen, A.; Pinon-Leconte, M.; Gautier, Q.; Arnould, P., eds. *Concilier la gestion de l’eau et des territoires*. Paris: Editions Johanet, 321-336
Barataud, F.; Barbier, M.; Benoît, M.; Blouët, A.; Hellec, F.; Levain, A.; Petit, S.; Trévisan, D., 2013. *L'agriculture à l'épreuve des politiques de l'eau. Rapport de recherche INRA au programme Eaux et Territoires, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, 87.
Barbier, E.B.; Hacker, S.D.; Kennedy, C.; Koch, E.W.; Stier, A.C.; Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81 (2): 169-193. 10.1890/10-1510.1
Barbier, M., 2011. L'eau minérale naturelle ou le paradoxe de la pureté originelle. *Humains, non-humains*. Paris: La Découverte, 22-29
Barraqué, B., 2001a. De l'appropriation à l'usage : l'eau, patrimoine commun. *Genèse du droit de l'environnement. Droits des espaces naturels et des pollutions*. L'Harmattan, Vol.II, 213-239
Barraqué, B., 2001b. Les enjeux de la Directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne. *Flux*, 46 (4): 70-75. 10.3917/flux.046.0070
Barraqué, B., 2012. L’évolution de la gestion de l’eau et l’impact de la politique européenne. *Séminaire « L’eau et sa disponibilité : rivalités et risques »*. Paris: 7 mars 2012 Institut des Hautes Etudes pour la Science et la Technologie
Barraqué, B.; Viavattene, C., 2009. Eau des Villes et Eau des Champs. *Économie rurale*. 10.4000/economierurale.708
Barroin, G., 2004. Phosphore, azote, carbone... du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Le Courrier de l’environnement de l’INRA*, 52:

Barthel, P.-A., 2006a. Aménager la lagune de Tunis : un modèle d'urbanisme et de développement durable ? *Autrepart*, 39 (3): 129-146. 10.3917/autr.039.0129
Barthel, P.-A., 2006b. Mondialisation, urbanité et néo-maritimité : la corniche du Lac de Tunis. *L'Espace géographique*, 35 (2): 177-187
Barton, D.; Saloranta, T.; Moe, J.; Eggestad, H.O.; Kuikka, S., 2008. *Bayesian Belief Networks as a Meta-Modelling Tool in Integrated River Basin Management – Pros and Cons in Evaluating Nutrient Abatement Decisions Under Uncertainty in a Norwegian River Basin*. 10.1016/j.ecolecon.2008.02.012
Bartout, P.; Touchart, L., 2013. L'inventaire des plans d'eau français : outil d'une meilleure gestion des eaux de surface. *Annales de géographie*, 691 (3): 266-289. 10.3917/ag.691.0266
Batega, D.W., 2006. Water pollution and social construction of health risks in urban Uganda: community perceptions, water use and burden of disease in Murchison Bay area, Kampala City. *11 th World Lakes Conference*. 106-108
Baticle, C., 2015. Le tiers scientifique, nouvel acteur dans les conflits de nature entre chasseurs et environnementalistes. *Négociations*, 24 (2): 117-130. 10.3917/neg.024.0117
Becheri, E., 1991. Rimini and Co -the end of a legend: dealing with the algae effect. *Tourism Management*, 12 (3): 229-235. 10.1016/0261-5177(91)90007-G
Belaidi, N.; Euzen, A., 2009. De la chose commune au patrimoine commun.. Regards croisés sur les valeurs sociales de l'accès à l'eau. *Mondes en développement*, 145 (1): 55-72. 10.3917/med.145.0055
Ben Maïd, A.; Devaux, J.; Willy Thao Khamsing, W.T., 2014. *Ressources en eau : perception et consommation des Français – résultats d'enquête* Collection Études et documents
Berkes, F., 1984. Competition between commercial and sport fishermen: An ecological analysis. *Human Ecology*, 12 (4): 413-429. 10.1007/BF01531126
Berkes, F.; Folke, C., 1998. Linking social and ecological systems : management practices and social mechanisms for building resilience. In: Berkes, F.; Folke, C.; Colding, J., eds. Cambridge, U.K. Cambridge University Press.
Bernard-Sylvestre, A.; Euzen, A., 2013. Témoignage : L'eau à Paris : quelles perceptions en ont les usagers ? *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 10 (1): 36-41
Bernardina, S.D., 2000. "Algues tueuses" et autres fléaux. Pour une anthropologie de l'imaginaire écologique en milieu marin: le cas de Caulerpa taxifolia. *La Ricerca Folklorica*, (42): 43-55. 10.2307/1479976
Bessy, C.; Chateauraynaud, F., 1995. *Pour une sociologie de la perception*. Métailié
Beuret, J.E.; Trehet, C., 2004. Pour la gestion concertée de l'espace rural: appuyer des médiations territoriales. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 43: 15
Bierbaum, R., 2002. The role of science in federal policy development on a regional to global scale: Personal commentary. *Estuaries*, 25 (4): 878-885. 10.1007/BF02804913
Bijker, W.E.; Bal, R.; Hendriks, R., 2009. *The paradox of scientific authority: The role of scientific advice in democracies*. MIT press
Björk, S., 1988. Redevelopment of Lake Ecosystems: A Case-Study Approach. *Ambio*, 17 (2): 90-98
Bocking, S., 1997. Fishing the Inland Seas: Great Lakes Research, Fisheries Management, and Environmental Policy in Ontario. *Environmental History*, 2 (1): 52-73. 10.2307/3985561
Boczek, B.A., 1978. International Protection of the Baltic Sea Environment Against Pollution: A Study in Marine Regionalism. *The American Journal of International Law*, 72 (4): 782-814. 10.2307/2199777
Boesch, D.; Burreson, E.; Dennison, W.; Houde, E.; Kemp, M.; Kennedy, V.; Newell, R.; Paynter, K.; Orth, R.; Ulanowicz, R., 2001a. Factors in the decline of coastal ecosystems. *Science*, 293 (5535): 1589-91
Boesch, D.F., 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, 25 (4): 886-900. 10.1007/BF02804914
Boesch, D.F.; Brinsfield, R.B.; Magnien, R.E., 2001b. Chesapeake bay eutrophication: Scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 30 (2): 17. 10.1.1.207.3279
Bonnaud, L.; Nicourt, C., 2006. Les éleveurs de porcs face à leurs détracteurs en Dordogne et dans le Finistère. *Études rurales*, 1: 13
Bontemps, C.; Nauges, C., 2009. Carafe ou bouteille ?Le rôle de la qualité de l'environnement dans la décision du consommateur. *Economie & prévision*, 188 (2): 61-79
Boonstra, W.J.; Bock, B.B., 2009. Fallacies of Virtualization: A Case Study of Farming, Manure, Landscapes, and Dutch Rural Policy. *Science, Technology, & Human Values*, 34 (4): 427-448
Borja, A.; Elliott, M.; Andersen, J.H.; Cardoso, A.C.; Carstensen, J.; Ferreira, J.G.; Heiskanen, A.-S.; Marques, J.C.; Neto, J.M.; Teixeira, H.; Uusitalo, L.; Uyarra, M.C.; Zampoukas, N., 2013. Good Environmental Status of marine ecosystems: what is it and how do we know when we have attained it? *Marine Pollution Bulletin*, 76 (1-2): 16-27. 10.1016/j.marpolbul.2013.08.042
Borja, A.; Prins, T.; Simboura, N.; Andersen, J.; Berg, T.; Marques, J.; Neto, J.; Papadopoulou, N.; Reker, J.; Teixeira, H.; Uusitalo, L., 2014. Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Frontiers in Marine Science*, 1: 22. 0.3389/fmars.2014.00022
Bouard, M., 2002. *Du sale au pollué : Perceptions des échouages en baie de Douarnenez*. Brest: Université de Bretagne Occidentale, Mémoire de maîtrise.
Bouba-Olga, O.; Boutry, O.; Rivaud, A., 2009. Refining the exit-voice model with proximity economics. *Natures Sciences Societes*, 17 (4): 381-390. 10.1051/nss/2009063

Bouba-Olga, O.; Chauchefoin, P.; Mathé, J., 2006. Innovation et territoire : une analyse des conflits autour de la ressource en eau, le cas du bassin-versant de la Charente. *Flux*, 63-64 (1-2): 32-41
Bouleau, G., 2008. L'épreuve de la directive-cadre européenne sur l'eau. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 49 (1): 84-91. 10.3917/re.049.0084
Bouleau, G., 2014. The Co-production of Science and Waterscapes: the Case of the Seine and the Rhône Rivers, France. *Geoforum*, 57: 9. 10.1016/j.geoforum.2013.01.009
Bouleau, G.; Pont, D., 2014. Les conditions de référence de la directive cadre européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages. *Natures Sciences Societes*, 22 (1): 3-14. 10.1051/nss/2014016
Bouleau, G.; Pont, D., 2015. Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy*, 47. 10.1016/j.envsci.2014.10.012
Bourblanc, M., 2007. *Les politiques de reconquête de la qualité de l'eau face aux pollutions agricoles : changement et stabilité dans les arrangements institutionnels en Côtes-D'Armor (France) et dans le Noord-Brabant (Pays-Bas)*. Sciences politiques, Institut d'études politiques, Paris.
Bourblanc, M., 2008. Le mythe de l'unité professionnelle agricole à l'épreuve de l'environnement : l'alliance fragile du syndicalisme majoritaire et des organisations coopératives dans la controverse sur les pollutions agricoles en Bretagne. *Les cahiers du CEVIPOF*, 48: 24
Bourblanc, M., 2011. Des instruments émancipés. La gestion des pollutions agricoles des eaux en Côtes-d'Armor au prisme d'une dépendance aux instruments (1990-2007). *Revue française de science politique*, 61 (6): 1073-1096. 10.3917/rfsp.616.1073
Bourblanc, M., 2014. Framing environmental problems: Problem entrepreneurs and the issue of water pollution from agriculture in Brittany. *Journal Environmental Policy Planning*, 16 (1): 14
Bourblanc, M., 2016. Définir des indicateurs en milieu controversé : retour sur l'expertise scientifique « Algues vertes » en France ». *VertigO*. 10.4000/vertigo.17601
Bourblanc, M.; Blanchon, D., 2014. The challenges of rescaling South African water resources management: Catchment Management Agencies and interbasin transfers. *Journal of Hydrology*, 519 (Part C): 2381-2391. 10.1016/j.jhydrol.2013.08.001
Bourblanc, M.; Brives, H., 2009. La construction du caractère « diffus » des pollutions agricoles. *Études rurales*, 183 15
Bourdieu, P.; Delsaut, Y., 1981. Pour une sociologie de la perception. *Actes de la recherche en sciences sociales*, 40 (1): 6
Boyle, K.J.; Poor, P.J.; Taylor, L.O., 1999. Estimating the Demand for Protecting Freshwater Lakes from Eutrophication. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (5): 1118-1122. 10.2307/1244094
Brack, W.; Apitz, S.E.; Borchardt, D.; Brils, J.; Cardoso, A.C.; Foekema, E.M.; van Gils, J.; Jansen, S.; Harris, B.; Hein, M.; Heise, S.; Hellsten, S.; de Maagd, P.G.; Muller, D.; Panov, V.E.; Posthuma, L.; Quevauviller, P.; Verdonschot, P.F.; von der Ohe, P.C., 2009. Toward a holistic and risk-based management of European river basins. *Integr Environ Assess Manag*, 5 (1): 5-10. 10.1897/ieam_2008-024.1
Bratt, A., 2002. Farmers' Choices: Management Practices to Reduce Nutrient Leakage within a Swedish Catchment. *Journal of Environmental Planning and Management*, 45 (5): 673-689. 10.1080/0964056022000013066
Bresler, S.E., 2012. Policy recommendations for reducing reactive nitrogen from wastewater treatment in the Great Bay Estuary, NH. *Environmental Science & Policy*, 19–20: 69-77. 10.1016/j.envsci.2012.02.006
Brock, W.A.; Carpenter, S.R., 2007. Panaceas and Diversification of Environmental Policy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (39): 15206-15211
Brownlie, W.J.; Spears, B.; Patidar, S.; Linda, M.; Roaf, S., 2015. Assessing Pro-environmental Behaviour in Relation to the Management of Pollution from Private Sewage Systems. *Human Ecology*, 43 (1): 131-140. 10.1007/s10745-015-9728-2
Bruen, M., 2009. Hydrology and the water framework directive in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 109B (3): 207-220
Brun, A., 2003. Aménagement et gestion des eaux en France : l'échec de la politique de l'eau face aux intérêts du monde agricole. *VertigO*, 4 (3):
Brun, A.; Haghe, J.P., 2016. Les médias, les algues vertes et le modèle agricole breton. *L'Espace géographique*, 45 (2): 142-156
Bunnell, D.B.; Barbiero, R.P.; Ludsin, S.A.; Madenjian, C.P.; Warren, G.; Dolan, D.; Brenden, T.; Briland, R.; Gorman, O.T.; He, J.X.; Johengen, T.H.; Lantry, B.F.; Nalepa, T.F.; Riley, S.C.; Riseng, C.M.; Treska, T.J.; Tsehaye, I.; Warner, D.M.; Walsh, M.G.; Weidel, B.C., 2014. Changing ecosystem dynamics in the Laurentian Great Lakes: bottom-up and top-down regulation. *BioScience*, 64: 13
Burger, E.J., 1990. Health as a Surrogate for the Environment. *Daedalus*, 119 (4): 133-153
Burroughs, R., 2012. Sustainability Trajectories for Urban Waters. In: Weinstein, P.M.; Turner, E.R., eds. *Sustainability Science: The Emerging Paradigm and the Urban Environment*. New York, NY: Springer New York, 329-349. 10.1007/978-1-4614-3188-6_16
Busca, D., 2003. Agriculture et environnement. La mise en œuvre négociée des dispositifs agri-environnementaux. Effets d'organisation, enjeux de territoire et dynamique d'appropriation stratégique *Ruralia*: 2
Byström, O.; Andersson, H.C.; Gren, I.-M., 2000. Economic criteria for using wetlands as nitrogen sinks under uncertainty. *Ecological Economics*, 35 (1): 35-45. 10.1016/S0921-8009(00)00166-X

Cadoret, A., 2006. *Land uses conflicts related to environment and social networks: stakes of an integrated management? The case of Languedoc-Roussillon coastal zone*. Université Paul Valéry - Montpellier III.https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00176681
Cadoret, A., 2009. Conflict dynamics in coastal zones: A perspective using the example of Languedoc-Rousillon (France). *Journal of Coastal Conservation*, 13 (2): 151-163. 10.1007/s11852-009-0048-9
Callicott, J.B.; Crowder, L.B.; Mumford, K., 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology*, 13 (1): 22-35. 10.1046/j.1523-1739.1999.97333.x
Callon, M. Différentes formes de démocratie technique. *Annales des Mines*: 10
Calvez, M., 2006. L'analyse culturelle de Mary Douglas: une contribution à la sociologie des institutions. *SociologieS [en ligne]*:
Calvo-Mendieta, I.; Petit, O.; Vivien, F.-D., 2011. The patrimonial value of water: How to approach water management while avoiding an exclusively market perspective. *Policy and Society*, 30 (4): 301-310. 10.1016/j.polsoc.2011.10.006
Capblancq, J.; Décamps, H., 2002. Towards a sustainable control of eutrophication of continental waters. *Natures Sciences Societes*, 10 (2): 6-17. 10.1016/S1240-1307(02)80066-8
Carpenter, D.O., 2007. The importance of the Great Lakes Water Quality Agreement. *Journal Public Health Policy*, 28 (2): 4. 10.1057/palgrave.jphp.3200129
Carpenter, S.; Walker, B.; Anderies, J.M.; Abel, N., 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems*, 4 (8): 765-781. 10.1007/s10021-001-0045-9
Carpenter, S.R., 2002. Ecological Futures: Building an Ecology of the Long Now. *Ecology*, 83 (8): 2069-2083. 10.2307/3072038
Carpenter, S.R.; Ludwig, D.; Brock, W.A., 1999. Management of Eutrophication for Lakes Subject to Potentially Irreversible Change. *Ecological Applications*, 9 (3): 751-771. 10.2307/2641327
Cartier, S., 2007. Face au ruissellement érosif, solidarité et socialisation du territoire rural.Ch. Chapitre V. In: Luginbuhl, Y., ed. *Nouvelles urbanités, nouvelles ruralités en Europe*. Peter Lang, 437-444
Caspers, H., 1974. Nutrients and Eutrophication: The Limiting-Nutrient Controversy. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 59 (5): 734-735. 10.1002/iroh.19740590516
Catton, W.R.; Dunlap, R.E., 1978. *Paradigms, theories, and the primacy of the hep-nep distinction*.
Cedrins, R., 1997. Regional agricultural cooperation in the Baltic Sea region-experiences and future potential-the Western perspective. *Ambio (Sweden)*:
Cendrero, A.; Francés, E.; Del Corral, D.; Fermán, J.L.; Fischer, D.; Del Río, L.; Camino, M.; López , A., 2003. Indicators and Indices of Environmental Quality for Sustainability Assessment in Coastal Areas; Application to Case Studies in Europe and the Americas. *Journal of Coastal Research*, 19 (4): 919-933
Cetkauskaite, A.; Zarkov, D.; Stoskus, L., 2001. Water Quality Control, Monitoring and Wastewater Treatment in Lithuania 1950 to 1999. *Ambio*, 30 (4/5): 297-305
Châteauraynaud, F., 2010. Les topiques environnementales entre controverses et conflits. Écologie politique et sociologie pragmatique en France. Proposition de contribution à l'ouvrage : Sciences sociales et environnement en Allemagne et en France
Chebly, J.E., 2014. The value of water: Economics of water for a sustainable use. *Economic and Social Review*, 45 (2): 207-222
Childers, D.L.; Corman, J.; Edwards, M.; Elser, J.J., 2011. Sustainability Challenges of Phosphorus and Food: Solutions from Closing the Human Phosphorus Cycle. *BioScience*, 61 (2): 117-124. 10.1525/bio.2011.61.2.6
Claeys, C.; Sirost, O., 2010. Proliférantes natures. Introduction. *Études rurales*, 185 (1): 9-22
Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, 210: 30. 10.3354/meps210223
Collier, C.A.; de Almeida Neto, M.S.; Aretakis, G.M.A.; Santos, R.E.; de Oliveira, T.H.; Mourão, J.S.; Severi, W.; El-Deir, A.C.A., 2015. Integrated approach to the understanding of the degradation of an urban river: Local perceptions, environmental parameters and geoprocessing. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11 (1). 10.1186/s13002-015-0054-y
Cordell, D., 2008. The Story of Phosphorus: missing global governance of a critical resource. *SENSE Earth Systems Governance, Amsterdam*. Amsterdam: August, 24th-31st
Cordell, D.; Drangert, J.-O.; White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19 (2): 292-305. 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
Cordell, D.; White, S., 2011. Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability*, 3 (10): 22. 10.3390/su3102027
Cordell, D.; White, S., 2013. Sustainable Phosphorus Measures: Strategies and Technologies for Achieving Phosphorus Security. *Agronomy*, 3 (1): 86
Cornwell, E.R., Goyette, J.-O., Sorichetti, R.J., Allan, D.J., Kashian, D.R., Sibley, P.K., Taylor, W.D. and Trick, C.G. (2015). Biological and chemical contaminants as drivers of change in the Great Lakes–St. Lawrence river basin. Journal of Great Lakes Research. 41, Supplement 1: 119-130.
Corral-Verdugo, V.; Bechtel, R.B.; Fraijo-Sing, B., 2003. Environmental beliefs and water conservation: An empirical study. *Journal of Environmental Psychology*, 23 (3): 247-257. 10.1016/S0272-4944(02)00086-5
Cottet, M.; Piégay, H., 2013. Diversité des savoirs relatifs aux milieux aquatiques : quels impacts pour la restauration écologique ? Le cas des bras morts du Rhône et de l'Ain. *Géocarrefour*, 88 (1): 15-30
Cottet, M.; Riviere-Honegger, A.; Piégay, H., 2010. Mieux comprendre la perception des paysages de bras morts en vue d'une restauration écologique: quels sont les liens entre les qualités esthétique et écologique perçues par les acteurs? *Norois*, 3 (116): 85-103

Coughlin, R.E., 1976. The Perception and Valuation of Water Quality. In: Craik, K.H.; Zube, E.H., eds. *Perceiving Environmental Quality: Research and Applications*. Boston, MA: Springer US, 205-227. 10.1007/978-1-4684-2865-0_11
Crase, L.; Gillespie, R., 2008. The impact of water quality and water level on the recreation values of Lake Hume. *Australasian Journal of Environmental Management*, 15 (1): 21-29. 10.1080/14486563.2008.9725179
Cruz-Torres, M.L., 2001. Local-Level Responses to Environmental Degradation in Northwestern Mexico. *Journal of Anthropological Research*, 57 (2): 111-136
D'Elia, C.F.; Boynton, W.R.; Sanders, J.G., 2003. A Watershed Perspective on Nutrient Enrichment, Science, and Policy in the Patuxent River, Maryland: 1960-2000. *Estuaries*, 26 (2): 171-185
Dalla Bernardina, S., 2010. Les invasions biologiques sous le regard des sciences de l'homme. In: Barbault, R.; Atramentowicz, M., eds. *Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés*. Paris: Quae, 65-108
Dammekens, S., 2001. *Exemple de prolifération algale sur les côtes bretonnes : l'algue verte, symbole de pollution et facteur de désordre. Etude comparative Caulerpe/algues vertes. Rapport établi sous la direction de S. DALLA BERNARDINA, dans le cadre du programme d'étude « « Algues tueuses » et autres fléaux. Pour une anthropologie de l'imaginaire écologique en milieu marin : le cas de Caulerpa taxifolia »* Université de Bretagne Occidentale, 87.
Davidson, A.; Hodge, T., 1989. The fate of the Great Lakes. *Policy options*, (10): 19-26
De Jong, F., 2006. *Marine eutrophication in perspective: on the relevance of ecology for environmental policy*. Springer (*Science & Business Media*)
de Jong, F., 2016. Ecological knowledge and North Sea environmental policies. *Environmental Science and Policy*, 55: 449-455. 10.1016/j.envsci.2015.08.018
de Vries, I.; Smaal, A.C.; Nienhuis, P.H.; Joordens, J.C.A., 1996. Estuarine Management Strategies and the Predictability of Ecosystem Changes. *Journal of Coastal Conservation*, 2 (2): 139-148
Dent, C.L.; Cumming, G.S.; Carpenter, S.R., 2002. Multiple states in river and lake ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 357 (1421): 635-645. 10.1098/rstb.2001.0991
Deroubaix, J.-F., 2007. The co-production of a "relevant" expertise – administrative and scientific cooperation in the French water policies elaboration and implementation. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4 (5): 3771-3792
Derville, I., 2000. La qualité de l'eau en Bretagne. *Annales des Mines*: 65-70
Descola, P., 2005. *Par-delà nature et culture*. Gallimard
Diaz, M.; Darnhofer, I.; Darrot, C.; Beuret, J.E., 2013. Green tides in Brittany: What can we learn about niche-regime interactions? *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 8: 62-75. 10.1016/j.eist.2013.04.002
Diaz, R.J.; Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321 (5891): 926-9. 10.1126/science.1156401
Doody, D.G.; Foy, R.H.; Barry, C.D., 2012. Accounting for the role of uncertainty in declining water quality in an extensively farmed grassland catchment. *Environmental Science & Policy*, 24: 15-23. 10.1016/j.envsci.2012.07.007
Douglas, M., 2001. *De la souillure: essais sur les notions de pollution et de tabou*. Découverte & Syros
Douglas, M., 2004. *Comment pensent les institutions: suivi de La connaissance de soi et Il n'y a pas de don gratuit*. La découverte (*La Découverte Poche. Sciences humaines et sociales* )
Douglas, M.; Wildavsky, A., 1982. How Can We Know the Risks We Face? Why Risk Selection Is a Social Process1. *Risk Analysis*, 2 (2): 49-58. 10.1111/j.1539-6924.1982.tb01365.x
Douglas, M.; Wildavsky, A., 1983. *Risk and Culture. An Essay on the Selection of Technological and Environmental Dangers*. University of California Press
Drouin, J.M., 1993. *L'écologie et son histoire : réinventer la Nature*. Flammarion
Duarte, C.M.; Conley, D.J.; Carstensen, J.; Sanchez-Camacho, M., 2009. Return to Neverland : Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts*, 32 (1): 29-36
Dubé, K., 2012. *Les cyanobactéries au Québec : la problématique d'un phénomène naturel. Analyse de représentations sociales du risque et de la nature, des discours et des pratiques en lien avec ce phénomène au lac William, à la baie Missiquoi et au lac Roxton*. Département d'anthropologie. Faculté des Sciences sociales, Université Laval, Québec.
Dumax, N.; Rozan, A., 2011. Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (5): 115-123
Durkheim, É., 1898. Représentations individuelles et représentations collectives. *Revue de Métaphysique et de Morale*, 6 (3): 29
Elliot, M.; Fernandes, T.F.; de Jonge, V.N., 1999. The impact of European Directives on estuarine and coastal science and management. *Aquatic Ecology*, 33 (3): 10. 10.1023/A:1009960706750
Elliott, M.; de Jonge, V.N., 2002. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, 475 (1): 513-524. 10.1023/A:1020372316420
Elmgren, R.; Blenckner, T.; Andersson, A., 2015. Baltic Sea management: Successes and failures. *Ambio*, 44 (Suppl 3): 335-344. 10.1007/s13280-015-0653-9
Elofsson, K., 2007. Cost Uncertainty and Unilateral Abatement. *Environmental and Resource Economics*, 36 (2): 143-162. 10.1007/s10640-006-9018-y
Elofsson, K., 2010a. Cost-effectiveness of the Baltic Sea Action Plan. *Marine Policy*, 34 (5): 1043-1050. 10.1016/j.marpol.2010.03.003
Elofsson, K., 2010b. The costs of meeting the environmental objectives for the Baltic Sea: a review of the literature. *Ambio*, 39 (1): 49-58

Elofsson, K.; Folmer, H.; Gren, I.M., 2003. Management of eutrophicated coastal ecosystems: A synopsis of the literature with emphasis on theory and methodology. *Ecological Economics*, 47 (1): 1-11. 10.1016/j.ecolecon.2003.09.001
Elser, J.; Bennett, E., 2011. Phosphorus cycle: A broken biogeochemical cycle. *Nature*, 478 (7367): 29-31. 10.1038/478029a
Erisman, J.W.; De Vries, W.; Kros, H.; Oenema, O.; Van Der Eerden, L.; Van Zeijts, H.; Smeulders, S., 2001. An outlook for a national integrated nitrogen policy. *Environmental Science and Policy*, 4 (2-3): 87-95. 10.1016/S1462-9011(00)00116-7
Erisman, J.W.; Hensen, A.; de Vries, W.; Kros, H.; van de Wal, T.; de Winter, W.; Wien, J.E.; van Elswijk, M.; Maat, M.; Sanders, K., 2002. NitroGenius: a nitrogen decision support system. A game to develop the optimal policy to solve the Dutch nitrogen pollution problem. *Ambio*, 31 (2): 190-6
Euzen, A., 2006. La vogue des eaux en bouteille. *European Journal of water quality*, 37: 13
Euzen, A.; Haghe, J.P., 2012. What kind of water is good enough to drink? The evolution of perceptions about drinking water in Paris from modern to contemporary period. *Water History*, 4 (3): 13
Euzen, A.; Lévi, Y., 2013. *Tout savoir sur l'eau du robinet*. Cnrs
Euzen, A.; Morehouse, B., 2011. Water: What values? *Policy and Society*, 30 (4): 237-247. 10.1016/j.polsoc.2011.10.005
Falkenmark, M., 2003. Freshwater as Shared between Society and Ecosystems: From Divided Approaches to Integrated Challenges. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 358 (1440): 2037-2049
Fedra, K., 1985. A Modular Interactive Simulation System for Eutrophication and Regional Development. *Water Resources Research*, 21 (2): 143-152. 10.1029/WR021i002p00143
Feldman, J.; Heasley, L., 2007. Recentering North American environmental history: Pedagogy and scholarship in the Great Lakes region. *Environmental History*, 12 (4): 7
Feldman, K.L.; Armstrong, D.A.; Dumbauld, B.R.; DeWitt, T.H.; Doty, D.C., 2000. Oysters, Crabs, and Burrowing Shrimp: Review of an Environmental Conflict over Aquatic Resources and Pesticide Use in Washington State's (USA) Coastal Estuaries. *Estuaries*, 23 (2): 141-176. 10.2307/1352824
Finkl, C.W.; Krupa, S.L., 2003. Environmental Impacts of Coastal-Plain Activities on Sandy Beach Systems: Hazards, Perception and Mitigation. *Journal of Coastal Research*: 132-150
Folke, C., 2003. Freshwater for resilience: a shift in thinking. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 358 (1440): 2027-2036
Fölster, J.; Johnson, R.K.; Futter, M.N.; Wilander, A., 2014. The Swedish monitoring of surface waters: 50 years of adaptive monitoring. *Ambio*, 43 (1): 3-18. 10.1007/s13280-014-0558-z
Fonyo, C.M.; Boggess, W.G., 1989. Coordination of public and private ac as a case study of lake restoration. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 25 (2): 309-317. 10.1111/j.1752-1688.1989.tb03066.x
Francis, G.R., 1988. Institutions and Ecosystem Redevelopment in Great Lakes America with Reference to Baltic Europe. *Ambio*, 17 (2): 106-111
Freitag, A., 2014. Naming, Framing, and Blaming: Exploring Ways of Knowing in the Deceptively Simple Question “What is Water Quality?”. *Human Ecology*, 42 (2): 325-337. 10.1007/s10745-014-9649-5
Funtowicz, S.; Shepherd, I.; Wilkinson, D.; Ravetz, J., 2000. Science and governance in the European Union: a contribution to the debate. *Science and Public Policy*, 27 (5): 327-336. 10.3152/147154300781781841
Funtowicz, S.O.; Ravetz, J.R., 1993a. The Emergence of Post-Normal Science. In: Von Schomberg, R., ed. *Science, Politics and Morality: Scientific Uncertainty and Decision Making*. Dordrecht: Springer Netherlands, 85-123. 10.1007/978-94-015-8143-1_6
Funtowicz, S.O.; Ravetz, J.R., 1993b. Science for the post-normal age. *Futures*, 25 (7): 739-755. 10.1016/0016-3287(93)90022-L
Galaz, V., 2005. Social-ecological resilience and social conflict: institutions and strategic adaptation in Swedish water management. *Ambio*, 34 (7): 567-72
Galaz, V.; Österblom, H.; Bodin, Ö.; Crona, B., 2016. Global networks and global change-induced tipping points. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 16 (2): 189-221. 10.1007/s10784-014-9253-6
Gao, C.; Zhang, T., 2010. Eutrophication in a Chinese context: understanding various physical and socio-economic aspects. *Ambio*, 39 (5-6): 385-93
Gari, S.R.; Newton, A.; Icely, J.; Lowe, C.D., 2014. Testing the application of the Systems Approach Framework (SAF) for the management of eutrophication in the Ria Formosa. *Marine Policy*, 43: 40-45. 10.1016/j.marpol.2013.03.017
Garnier, P.; Rode, S., 2007. Entre aménagement et environnement, la naissance avortée d'un projet aléatoire : le barrage de Chambonchard. *Annales de géographie*, 656 (4): 382-397. 10.3917/ag.656.0382
Gascuel, C.; Ruiz, L.; Vertès, F., 2015. *Comment réconcilier agriculture et littoral ? Vers une agroécologie des territoires*. Versailles: Editions Quae
Gasteyer, S.P., 2008. Agricultural transitions in the context of growing environmental pressure over water. *Agriculture and Human Values*, 25 (4): 469-486. 10.1007/s10460-008-9137-x
Gauthier, O.; Grisez, C., 2011. Préservation de l'alimentation en eau potable : un objectif et un levier pour la protection de la qualité des eaux. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 63 (3): 74-79. 10.3917/re.063.0074
Ghiotti, S., 2006. Les Territoires de l’eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d’une évidence. *Développement durable et territoires*, Dossier 6. 10.4000/developpementdurable.1742
Giglioli, I.; Swyngedouw, E., 2008. Let's Drink to the Great Thirst! Water and the Politics of Fractured Techno-natures in Sicily. *International Journal of Urban and Regional Research*, 32 (2): 392-414. 10.1111/j.1468-2427.2008.00789.x

Gilbertson, M.; Watterson, A., 2007. Diversionary Reframing of the Great Lakes Water Quality Agreemen. *Journal of Public Health Policy*, 28 (2): 14. 10.1057/palgrave.jphp.3200134
Godelier, M., 1984. *L'idéel et le matériel: pensée, économies, sociétés*. Fayard
Goeldener-Gianella, L.; Barreteau, O.; Euzen, A.; Pinon-Leconte, M.; Gautier, Q.; Arnould, P., 2016. *Concilier la gestion de l'eau et des territoires*. Paris: Editions Johanet
Goffman, E., 1974. *Frame Analysis: An Essay on the Organization of the Experience*. New York: Harper Colophon
Gorman, H.S., 2013. Learning from 100 Years of Ammonia Synthesis. Establishing Human-Defined Limits through Adaptive Systems of Governance *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 22 (4): 7. 10.14512/gaia.22.4.11
Gorman, H.S., 2015. *The story of N: A social history of the nitrogen cycle and the challenge of sustainability*. Rutgers University Press
Goss, M.J.; Barry, D.A.J., 1995. Groundwater quality: Responsible agriculture and public perceptions. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8 (1): 52-64. 10.1007/BF02286401
Gould, K.A., 1993. Pollution and perception: Social visibility and local environmental mobilization. *Qualitative Sociology*, 16 (2): 157-178. 10.1007/BF00989748
Gould, K.A., 1994. Legitimacy and Growth in the Balance: The Role of the State in Environmental Remediation. *Industrial & Environmental Crisis Quarterly*, 8 (3): 237-256
Gould, K.A.; Weinberg, A.S., 1991. Who mobilizes whom? The role of national and regional social movement organizations in local environmental political mobilization. *Meetings of ASA, August, Cincinnati, OH.*:
Gould, K.A.; Weinberg, A.S.; Schnaiberg, A., 1993. Legitimating impotence: Pyrrhic victories of the modern environmental movement. *Qualitative Sociology*, 16 (3): 207-246. 10.1007/BF00990100
Goxe, A.; Callon, M.; Lascoumes, P.; Barthe, Y., 2001. *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*. Le Seuil
Grammatikopoulou, I.; Pouta, E.; Myyrä, S., 2016. Exploring the determinants for adopting water conservation measures. What is the tendency of landowners when the resource is already at risk? *Journal of Environmental Planning and Management*, 59 (6): 993-1014. 10.1080/09640568.2015.1050551
Greening, H.; Elfring, C., 2002. Local, state, regional, and federal roles in coastal nutrient management. *Estuaries*, 25 (4): 838-847. 10.1007/BF02804909
Greer, M.L.; Ewing, H.A.; Cottingham, K.L.; Weathers, K.C., 2013. Collaborative Understanding of Cyanobacteria in Lake Ecosystems. *The College Mathematics Journal*, 44 (5): 376-385. 10.4169/college.math.j.44.5.376
Gren, I.-M., 2001. International Versus National Actions Against Nitrogen Pollution of the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*, 20 (1): 41-59. 10.1023/A:1017512113454
Gren, I.-M., 2008. Adaptation and mitigation strategies for controlling stochastic water pollution: An application to the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 66 (2): 337-347. 10.1016/j.ecolecon.2007.09.010
Gren, I.-M.; Destouni, G., 2012. Does Divergence of Nutrient Load Measurements Matter for Successful Mitigation of Marine Eutrophication? *Ambio*, 41 (2): 151-160. 10.1007/s13280-011-0182-0
Gren, I.-M.; Folmer, H., 2003. Cooperation with respect to cleaning of an international water body with stochastic environmental damage: the case of the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 47 (1): 33-42
Gren, I.-M.; Jannke, P.; Elofsson, K., 1997. Cost-Effective Nutrient Reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*, 10 (4): 341-362. 10.1023/A:1026497515871
Gren, I.-M.; Savchuk, O.P.; Jansson, T., 2013. Cost-Effective Spatial and Dynamic Management of a Eutrophied Baltic Sea. *Marine Resource Economics*, 28 (3): 263-284. 10.5950/0738-1360-28.3.263
Gren, I.M.; Russell, C., 1999. Interdisciplinary Research on the Management of Aquatic Ecosystems. *Ecological Economics*, 30:
Grimm, N.B.; Foster, D.; Groffman, P.; Grove, J.M.; Hopkinson, C.S.; Nadelhoffer, K.J.; Pataki, D.E.; Peters, D.P.C., 2008. The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (5): 264-272. 10.1890/070147
Grujard, É., 2003. La gestion de l'eau à l'épreuve des territoires. *Hérodote*, 110 (3): 47-69. 10.3917/her.110.0047
Guerry, A.D., 2005. Icarus and Daedalus: conceptual and tactical lessons for marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3 (4): 202-211. 10.1890/1540-9295(2005)003[0202:IADCAT]2.0.CO;2
Gunderson, L.H., 2001. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems.*: Island press
Hammer, M.; Balfors, B.; Mortberg, U.; Petersson, M.; Quin, A., 2011. Governance of Water Resources in the Phase of Change: A Case Study of the Implementation of the EU Water Framework Directive in Sweden. *Ambio*, 40 (2): 210-220
Hannigan, J., 2014. *Environmental Sociology*. 258
Hänninen, S., 1992. How to Combat Pollution by Words. *Alternatives: Global, Local, Political*, 17 (2): 209-229
Hartemann, P., 2013. Eau de consommation, risque, santé. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 10 (1): 14-21
Hassenteufel, P., 2008. *Sociologie politique: l'action publique*. Paris: Armand Colin
Hein, L., 2006. Cost-efficient eutrophication control in a shallow lake ecosystem subject to two steady states. *Ecological Economics*, 59 (4): 429-439. 10.1016/j.ecolecon.2005.10.021
Henry, C., 2013. Incertitude scientifique et incertitude fabriquée. D'une approche rationnelle aux dénis de science. *Revue économique*, 64 (4): 589-598. 10.3917/reco.644.0589
Herzog, F.; Prasuhn, V.; Spiess, E.; Richner, W., 2008. Environmental cross-compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from Swiss agriculture. *Environmental Science & Policy*, 11 (7): 655-668. 10.1016/j.envsci.2008.06.003

Herzog, T.R., 1985. A cognitive analysis of preference for waterscapes. *Journal of Environmental Psychology*, 5 (3): 225-241. 10.1016/S0272-4944(85)80024-4
Hirschman, A. O. (1970). *Exit, voice, and loyalty: Responses to decline in firms, organizations, and states* (Vol. 25). Harvard university press.
Honti, M., 2015. Controlling River Eutrophication under Conflicts of Interests—A GIS Modeling Approach. *Water*, 7 (9): 5078
Hubert, G.; Deroubaix, J.F., 1999. Evaluation globale d'un outil de planification locale, le SAGE. *Aménagement et Nature*, 134: 7
Hughes, M.; Weiler, B.; Curtis, J., 2012. What's the problem? River management, education, and public beliefs. *Ambio*, 41 (7): 709-19. 10.1007/s13280-012-0282-5
Hutchinson, G.E., 1973. Marginalia: Eutrophication: The scientific background of a contemporary practical problem. *American Scientist*, 61 (3): 269-279
Hyytiäinen, K.; Ahlvik, L.; Ahtiainen, H.; Artell, J.; Huhtala, A.; Dahlbo, K., 2015. Policy Goals for Improved Water Quality in the Baltic Sea: When do the Benefits Outweigh the Costs? *Environmental and Resource Economics*, 61 (2): 217-241. 10.1007/s10640-014-9790-z
Ilnicki, P., 2014. Emissions of nitrogen and phosphorus into rivers from agricultural land – selected controversial issues. *Journal of Water and Land Development*, no. 23: 31-39. 10.1515/jwld-2014-0027
Ingela, M.B.W., 1990. Expecting the Unexpected: Some Ancient Roots to Current Perceptions of Nature. *Ambio*, 19 (2): 62-69
Institute, T.S.E., 1990. "Forward to 1950": Policy Considerations for the Baltic Environment. *Ambio*: 21-24
Isaacson, R.L.; Blum, M.L., 1967. *Psychology: the science of behavior*. Harper & Row
Ison, R.; Röling, N.G.; Watson, D., 2007. Challenges to science and society in the sustainable management and use of water: investigating the role of social learning. *Environmental Science & Policy*, 10 (6): 499-511. 10.1016/j.envsci.2007.02.008
Iwasa, Y.; Uchida, T.; Yokomizo, H., 2007. Nonlinear behavior of the socio-economic dynamics for lake eutrophication control. *Ecological Economics*, 63 (1): 219-229. 10.1016/j.ecolecon.2006.11.003
Jack, B., 2006. Tackling eutrophication: The implications of a precautionary appro. *European Environmental Law Review*, 15 (12): 14
Janvier, C.; Roy, A., 2001. *La préoccupation des Français pour la qualité de l'eau*.
Jarvie, H.; Sharpley, A.; Withers, P.; Thad Scott, J.; Haggard, B.; Neal, C., 2013a. *Phosphorus Mitigation to Control River Eutrophication: Murky Waters, Inconvenient Truths, and "Postnormal" Science*. 10.2134/jeq2012.0085
Jarvie, H.P.; Sharpley, A.N.; Spears, B.; Buda, A.R.; May, L.; Kleinman, P.J.A., 2013b. Water Quality Remediation Faces Unprecedented Challenges from "Legacy Phosphorus". *Environmental Science & Technology*, 47 (16): 8997-8998. 10.1021/es403160a
Jentoft, S. 2007. Limits of governability: Institutional implications for fisheries and coastal governance. *Marine Policy* 31: 360–370. doi:10.1016/j.marpol.2006.11.003
Jetoo, S.; Grover, V.; Krantzberg, G., 2015. The Toledo Drinking Water Advisory: Suggested Application of the Water Safety Planning Approach. *Sustainability*, 7 (8): 9787
Jiménez, A.; Mateos, A.; Bryhn, A.C., 2011. Selecting intervention strategies against eutrophication and the drastic decrease in bird abundance in Ringkøbing Fjord. *TOP*, 19 (2): 448-463. 10.1007/s11750-010-0136-x
Jöborn, A.; Danielsson, I.; Arheimer, B.; Jonsson, A.C.; Larsson, M.H.; Lundqvist, L.J.; Löwgren, M.; Tonderski, K., 2005. Integrated Water Management for Eutrophication Control: Public Participation, Pricing Policy, and Catchment Modeling. *Ambio*, 34 (7): 482-488. 10.1579/0044-7447-34.7.482
Jodelet, D., 2003. *Les représentations sociales*. Presses universitaires de France
Jokinen, P., 2000. Advanced industrial countries: Europeanisation and ecological modernisation: agri-environmental policy and practices in Finland. *Environmental Politics*, 9 (1): 29
Jönsson, A.M., 2011. Framing environmental risks in the baltic sea: A news media analysis. *Ambio*, 40 (2): 121-132. 10.1007/s13280-010-0124-2
Jonssona, A.C.; Andersson, L.; Olssonc, J.A.; Johanssona, M., 2011. Defining goals in participatory water management: Merging local visions and expert judgements. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54 (7): 909-935. 10.1080/09640568.2010.541738
Jordan, P.; Haygarth, P.M.; Shortle, G.; Harris, R.C., 2012. Catchment science and policy for agriculture and water quality. *Environmental Science and Policy*, 24: 1-3. 10.1016/j.envsci.2012.09.009
Kaiser, J., 1999. Battle Over a Dying Sea. *Science*, 284 (5411): 28-30
Kavanagh, P.; Bree, T., 2009. Water framework directive programme of measures: Protection of high-status sites, forest, water and on-site wastewater-treatment systems. *Biology and Environment*, 109 (3): 345-364. 10.3318/BIOE.2009.109.3.345
Keeler, B.L.; Polasky, S.; Brauman, K.A.; Johnson, K.A.; Finlay, J.C.; O'Neille, A.; Kovacs, K.; Dalzell, B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109 (45): 18619-18624. 10.1073/pnas.1215991109
Kehoe, T., 1992. Merchants of pollution?: The soap and detergent industry and the fight to restore Great Lakes water quality, 1965-1972. *Environmental History Review*, 16 (3): 21-46
Kehoe, T., 1997. *Cleaning Up the Great Lakes: From Cooperation to Confrontation* Northern Illinois University Press
Kemp, W.M.; Boynton, W.R.; Adolf, J.E.; Boesch, D.; Boicourt, W.C.; Brush, G.; Cornwell, J.C.; Fisher, T.R.; Glibert, P.M.; Hagy, J.D.; Harding, L.W.; Houde, E.D.; Kimmel, D.G.; Miller, W.D.; Newell, R.I.E.; Roman, M.R.; Smith, E.M.; Stevenson,

J.C., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine ecology progress series*, 303: 1-29
Kern, K., 2011. Governance For Sustainable Development in the Baltic Sea Region. *Journal of Baltic Studies*, 42 (1): 21-35. 10.1080/01629778.2011.538517
Keynes, J.M., 2013. *A treatise on probability*. Courier Corporation
Kideys, A.E., 2002. Ecology: Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science*, 297 (5586): 1482-1484. 10.1126/science.1073002
Kim, S., 2003. Irresolvable cultural conflicts and conservation/development arguments: Analysis of Korea's Saemangeum project. *Policy Sciences*, 36 (2): 125-149. 10.1023/A:1024866323901
Kitsiou, D.; Karydis, M., 2011. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. *Environ Int*, 37 (4): 778-801. 10.1016/j.envint.2011.02.004
Kohler, F.; Thierry, C.; Marchand, G., 2014. Multifunctional agriculture and farmers' attitudes: Two case studies in rural France. *Human Ecology*, 42 (6): 929-949. 10.1007/s10745-014-9702-4
Kooyoomjian, K.J.; Clesceri, N.L., 1974. Perception of water quality by select respondent groupings in inland water-based recreational environments. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 10 (4): 728-744. 10.1111/j.1752-1688.1974.tb05633.x
Kosenius, A.K., 2010. Heterogeneous preferences for water quality attributes: The Case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 69 (3): 528-538. 10.1016/j.ecolecon.2009.08.030
Kotani, K.; Tanaka, K.; Managi, S., 2014. Cooperative choice and its framing effect under threshold uncertainty in a provision point mechanism. *Economics of Governance*, 15 (4): 329-353. 10.1007/s10101-014-0147-4
Kratovits, A.; Punning, J.M., 2001. Driving Forces for the Formation of Environmental Policy in the Baltic Countries. *Ambio*, 30 (7): 443-449
Laakkonen, S.; Laurila, S., 2007. Changing environments or shifting paradigms? Strategic decision making toward water protection in Helsinki, 1850-2000. *Ambio*, 36 (2-3): 212-219
Ladd, A.E.; Edward, B., 2002. Corporate Swine and Capitalist Pigs: A Decade of Environmental Injustice and Protest in North Carolina. *Social Justice*, 29 (3 (89)): 26-46
Larson, D.W., 1996. Macroscope: Curing the Incurable? *American Scientist*, 84 (1): 7-9
Lau, S.; Lane, N., 2001. Continuity and change in environmental systems: the case of shallow lake ecosystems *Progress in Physical Geography*, 25 (2): 24. 10.1177/030913330102500202
Laukkanen, M.; Ekholm, P.; Huhtala, A.; Pitkanen, H.; Kiirikki, M.; Rantanen, P.; Inkala, A., 2009. Integrating ecological and economic modeling of eutrophication: toward optimal solutions for a coastal area suffering from sediment release of phosphorus. *Ambio*, 38 (4): 225-35
Laukkanen, M.; Huhtala, A., 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental and Resource Economics*, 39 (2): 139-159. 10.1007/s10640-007-9099-2
Le Chêne, M., 2012a. Algues vertes, terrain glissant. *Ethnologie Francaise*, 42 (4): 657-665. 10.3917/ethn.124.0657
Le Chêne, M., 2012b. The green algae and the effluents of breeding in Brittany: Is a valorisation possible? *Ethnologie Francaise*, 42 (4): 657-665. 10.3917/ethn.124.0657
Le Lay, Y.-F.; Permingeat, F., 2008. Spécificité territoriale et petits arrangements avec la loi: la place des usages locaux dans l'entretien de la rivière (XIXe-XXe siècles). *Géocarrefour*, 83 (1): 45-55. 10.4000/geocarrefour.4522
Lehikoinen, A.; Helle, I.; Klemola, E.; Mäntyniemi, S.; Kuikka, S.; Pitkänen, H., 2014. Evaluating the impact of nutrient abatement measures on the ecological status of coastal waters: A Bayesian network for decision analysis. *International Journal of Multicriteria Decision Making*, 4 (2): 114-134. 10.1504/IJMCDM.2014.060426
Lemieux, C., 2007. À quoi sert l'analyse des controverses ? *Mil neuf cent. Revue d'histoire intellectuelle*, 25 (1): 191-212
Lempert, R.J.; Collins, M.T., 2007. Managing the risk of uncertain threshold responses: Comparison of robust, optimum, and precautionary approaches. *Risk Analysis*, 27 (4): 1009-1026. 10.1111/j.1539-6924.2007.00940.x
Levain, A., 2011. Les algues vertes surveillent-elles les cochons bretons ? A propos de quelques mutations du sauvage et du domestique en contexte d'élevage intensif *1er congrès de l'Association Française des Ethnologues et Anthropologues (AFEA) "Connaissances : no(s) limit(es)"*. Paris: 21-24 septembre 2011
Levain, A., 2014a. Faire face aux « marées vertes », penser les crises du vivant. *Ethnographiques.org*, (27 en ligne):
Levain, A., 2014b. Pour innover, vivons cachés ? Ce que c'est que d'être pilote. *Comment réconcilier agriculture et littoral ? Pour une agroécologie des territoires*. Versailles: Quae
Levain, A., 2014c. *Vivre avec l'algue verte: médiations, épreuves et signes*. Muséum National d'Histoire Naturelle,
Levain, A., 2016. Une épreuve médiatique ? Les éleveurs bretons et les marées vertes. *Études rurales*, 198: 23
Levain, A., 2017a. De l'épreuve à l'expérience. Les éleveurs bretons face à la médiatisation des marées vertes *Études rurales*, 198: 23
Levain, A., 2017b. Hǔtái, une sortie de l'insignifiance. L'apparition des marées vertes en baie de Qingdao (Shandong, Chine). *Techniques & culture*, 68:
Levain, A.; Vertès, F.; Ruiz, L.; Delaby, L.; Gascuel-Odoux, C.; Barbier, M., 2015. 'I am an Intensive Guy': The Possibility and Conditions of Reconciliation Through the Ecological Intensification Framework. *Environmental Management*, 56 (5): 1184-1198. 10.1007/s00267-015-0548-3
Leymann, G., 2002. Advancements of water ressources management for an agriculture compatible with environment. *Landnutzung und Landentwicklung*, 43 (4): 167-170

Linke, S.; Gilek, M.; Karlsson, M.; Udovyk, O., 2014. Unravelling science-policy interactions in environmental risk governance of the Baltic Sea: Comparing fisheries and eutrophication. *Journal of Risk Research*, 17 (4): 505-523. 10.1080/13669877.2013.794154

Linton, J.; Budds, J., 2014. The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57: 170-180. 10.1016/j.geoforum.2013.10.008

Lowe, C.D.; Gilbert, A.J.; Mee, L.D., 2014. Human-environment interaction in the Baltic Sea. *Marine Policy*, 43: 46-54. 10.1016/j.marpol.2013.03.006

Lowgren, M., 2005. The Water Framework Directive: Stakeholder Preferences and Catchment Management Strategies: Are They Reconcilable? *Ambio*, 34 (7): 501-506

Löwgren, M.; Hillmo, T.; Lohm, U., 1989. Water Pollution Perspectives: Problem Conceptualizations and Abatement Strategies in Sweden during the 20th Century. *GeoJournal*, 19 (2): 161-171

Lubell, M.; Sabatier, P.A.; Vedlitz, A.; Focht, W.; Trachtenberg, Z.; Matlock, M., 2005. Swimming Upstream: Collaborative Approaches to Watershed Management (Conclusions and Recommendations). *Swimming Upstream: Collaborative Approaches to Watershed Management*. Cambridge, MA: MIT Press (American and Comparative Environmental Series)

Lucrezi, S.; van der Merwe, P., 2014. Beachgoers' Awareness and Evaluation of the Blue Flag Award in South Africa. *Journal of Coastal Research*: 1129-1140. 10.2112/JCOASTRES-D-13-00159.1

Luginbühl, Y., 2012. *La mise en scène du monde. Construction du paysage européen*. CNRS Editions

Lundberg, C., 2005. Conceptualizing the Baltic Sea ecosystem: an interdisciplinary tool for environmental decision making. *Ambio*, 34 (6): 433-9

Lundqvist, L.J., 2001. Games Real Farmers Play: Knowledge , memory and the fate of collective action to prevent eutrophication of water catchments. *Local Environment*, 6 (4): 407-419. 10.1080/13549830120091707

Lürling, M.; Mackay, E.; Reitzel, K.; Spears, B.M., 2016. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Research*, 97 (Supplement C): 1-10. 10.1016/j.watres.2016.03.035

Lyytimäki, J., 2012. Gone with the wind? Newspaper discourse of eutrophication and blue-green algae blooms in Finland. *Water and Environment Journal*, 26 (3): 405-414. 10.1111/j.1747-6593.2011.00301.x

Lyytimäki, J., 2015. Prospects for Environmental Communication Based on 25 Years of Newspaper Coverage of Climate Change and Eutrophication in Finland. *Applied Environmental Education & Communication*, 14 (4): 246-255. 10.1080/1533015X.2015.1109486

Lyytimäki, J.; Assmuth, T., 2015. Down with the flow: public debates shaping the risk framing of artificial groundwater recharge. *GeoJournal*, 80 (1): 113-127. 10.1007/s10708-014-9540-3

Lyytimäki, J.M., 2007. Temporalities and environmental reporting: press news on eutrophication in Finland. *Environmental Sciences*, 4 (1): 41-51. 10.1080/15693430701295866

Ma, L.; Schmitt, F.G., 2014. Development and environmental conflicts in China. *China Perspectives*, 2008 (2): 94-102

MacKenzie, B.R.; Ojaveer, H.; Eero, M., 2011. Historical ecology provides new insights for ecosystem management: eastern Baltic cod case study. *Marine Policy*, 35 (2): 266-270. 10.1016/j.marpol.2010.10.004

Maclarkey, R.L., 1991. The emergence of environmental legislation and policy in the great lakes ecosystem. *International Review of Modern Sociology*, 21 (2): 93-111

Marchi, M.; Jørgensen, S.E.; Bécares, E.; Fernández-Aláez, C.; Rodríguez, C.; Fernández-Aláez, M.; Pulselli, F.M.; Marchettini, N.; Bastianoni, S., 2012. Effects of eutrophication and exotic crayfish on health status of two Spanish lakes: a joint application of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 20 (Supplement C): 92-100. 10.1016/j.ecolind.2012.02.005

Markowska, A.; Żylicz, T., 1999. Costing an international public good: the case of the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 30 (2): 301-316. 10.1016/S0921-8009(98)00138-4

Marsh, D.; Mkwara, L.; Scarpa, R., 2011. Do Respondents' Perceptions of the Status Quo Matter in Non-Market Valuation with Choice Experiments? An Application to New Zealand Freshwater Streams. *Sustainability*, 3 (9): 1593

Martin, S., 2004. The cost of restoration as a way of defining resilience: a viability approach applied to a model of lake eutrophication. *Ecology and Society*, 9 (2):

Martinez, J.; Béline, F., 2002. Nitrogen management from intensive livestock production: Scientific and environmental issues. *Natures Sciences Societes*, 10: 52-61. 10.1016/S1240-1307(02)80134-0

Mascarenhas, M., 2007. Where the waters divide: First Nations, tainted water and environmental justice in Canada. *Local Environment*, 12 (6): 12. 10.1080/13549830701657265

Maxim, L.; van der Sluijs, J.P., 2011. Quality in environmental science for policy: assessing uncertainty as a component of policy analysis. *Environmental Science & Policy*, 14 (4): 10. 10.1016/j.envsci.2011.01.003

May, P.J., 2005. Regulation and Compliance Motivations: Examining Different Approaches. *Public Administration Review*, 65 (1): 31-44

McNeal, K.S.; Miller, H.R.; Herbert, B.E., 2008. The effect of using inquiry and multiple representations on introductory geology students' conceptual model development of coastal eutrophication. *Journal of Geoscience Education*, 56 (3): 201-211

MEDDTL; MAAPRAT, 2012. *Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes. Application à la situation de la Bretagne et propositions. Rapport CGEDD n°007942-01 et rapport CGAAER n°11128 aux Ministres*

Meier, H.E.M.; Andersson, H.C.; Arheimer, B.; Donnelly, C.; Eilola, K.; Gustafsson, B.G.; Kotwicki, L.; Neset, T.S.; Niiranen, S.; Piwowarczyk, J.; Savchuk, O.P.; Schenk, F.; Węsławski, J.M.; Zorita, E., 2014. Ensemble Modeling of the Baltic Sea Ecosystem to Provide Scenarios for Management. *Ambio*, 43 (1): 37-48. 10.1007/s13280-013-0475-6

Menez, F., 2000. La disparition des algues dans la lagune de Venise. Récit mythique et histoire (presque) vraie. *La Ricerca Folklorica*, (42): 33-41. 10.2307/1479975

Mermet, L.; Billé, R.; Leroy, M.; Narcy, J.-B.; Poux, X., 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures Sciences Societes*, 13 (2): 127-137

Mettoux, A.P., 2004. Associations et changement social. Le cas d'«Eau et rivières de Bretagne», association de défense de l'environnement. . *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, 11:

Michel-Guillou, E., 2004. Qualité des eaux souterraines : attribution de responsabilité et implication personnelle des agriculteurs. *Psychologie et Société*, 8: 10

Michel-Guillou, E., 2009a. Évaluation de la qualité de l'eau par les agriculteurs: confrontation des données perceptives aux données objectives. In: Michel-Guillou, E.; Masson, E., eds. *Les différentes facettes de l'objet en psychologie sociales. Le cabinet des curiosités*. Paris: L'Harmattan, 18

Michel-Guillou, É., 2009b. L'environnement, l'eau et les agriculteurs : entre conscience environnementale et défense du métier. *Bulletin de psychologie*, Numéro 502 (4): 381-388. 10.3917/bupsy.502.0381

Michel-Guillou, É., 2011. La construction sociale de la ressource en eau. *Pratiques Psychologiques*, 17 (3): 219-236. 10.1016/j.prps.2010.04.001

Micheli, F., 1999. Eutrophication, fisheries, and consumer-resource dynamics in marine pelagic ecosystems. *Science*, 285 (5432): 1396-1398. 10.1126/science.285.5432.1396

Möhring, M.; Troitzsch, K.G., 2001. Lake Anderson revisited by agents. *JASSS*, 4 (3):

Morand, P.; Merceron, M., 2005. Macroalgal Population and Sustainability. *Journal of Coastal Research*: 1009-1020. 10.2112/04-700A.1

Morris, M.H., 2008. When it Works and Where it Fails: Spatial, Temporal, and Budgetary Constraints to Civic Environmentalism*. *Social Science Quarterly*, 89 (5): 1252-1276. 10.1111/j.1540-6237.2008.00577.x

Moscovici, S., 1989. Des représentations collectives aux représentations sociales: éléments pour une histoi. In: Jodelet, D., ed. *Les représentations sociales*. Presse Université de France. 10.3917/puf.jodel.2003.01.0079

Moser, G., 1984. Water quality perception, a dynamic evaluation. *Journal of Environmental Psychology*, 4 (3): 201-210. 10.1016/S0272-4944(84)80041-9

Moser, G.; Ratiu, E.; De Vanssay, B., 2004. Water Use and Management in the Light of Sustainable Development. *IHDP Update*, 4:

Mostafa, M.M., 2015. Post-materialism, Religiosity, Political Orientation, Locus of Control and Concern for Global Warming: A Multilevel Analysis Across 40 Nations. *Social Indicators Research*: 1-26. 10.1007/s11205-015-1079-2

Mostert, E.; Pahl-Wostl, C.; Rees, Y.; Searle, B.; Tàbara, D.; Tippett, J., 2007. Social Learning in European River-Basin Management: Barriers and Fostering Mechanisms from 10 River Basins *Ecology and Society*, 12 (1): 19

Nævdal, E., 2001. Optimal Regulation of Eutrophying Lakes, Fjords, and Rivers in the Presence of Threshold Effects. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (4): 972-984. 10.1111/0002-9092.00223

Nakura, Y.; Nishida, T.; Ichiki, S., 2013. New direction for water environmental management. *Proceedings of the 10th Global Congress on ICM: Lessons Learned to Address New Challenges, EMECS 2013 - MEDCOAST 2013 Joint Conference*. 1035-1044

Narcy, J.-B.; Dufour, A.; Poux, X.; Cudennec, C.; Mérot, P., 2013. Des recherches associées aux besoins de changements. Le cas des marées vertes dans le bassin versant du Yar. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 63 (63): 47-62

Narcy, J.-B.; Mermet, L., 2003. Nouvelles justifications pour une gestion spatiale de l'eau. *Natures Sciences Societes*, 11 (2): 10

Narcy, J.B., 2004. *Pour une gestion spatiale de l'eau: comment sortir du tuyau?* : PIE Lang

Narcy, J.B., 2013. *Regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques de l'eau*. ONEMA

Naselli-Flores, L., 2010. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. In: Springer, ed. *Eutrophication: causes, consequences and control*. Dordrecht: Springer. 10.1007/978-90-481-9625-8_6

Nelkin, D., 1976. Ecologists and the public interest. *Hastings Center Report*, 6 (1): 38-44. 10.2307/3560361

Nelkin, D., 1977. Scientists and Professional Responsibility: The Experience of American Ecologists. *Social Studies of Science*, 7 (1): 75-95

Ness, B.; Anderberg, S.; Olsson, L., 2010. Structuring problems in sustainability science: The multi-level DPSIR framework. *Geoforum*, 41 (3): 479-488. 10.1016/j.geoforum.2009.12.005

Nixon, S.W., 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629 (5): 14. 10.1007/s10750-009-9759-z

Nørgård, J.S.; Christensen, B.L., 1989. Shrinking Danish agriculture. *Agriculture and Human Values*, 6 (1-2): 110-116. 10.1007/BF02219427

Novo, F.G., 2012. Moral drought: The ethics of water use. *Water Policy*, 14 (SUPPL. 1): 65-72. 10.2166/wp.2012.005

Obersteiner, M.; Penuelas, J.; Ciais, P.; van der Velde, M.; Janssens, I.A., 2013. The phosphorus trilemma. *Nature Geoscience*, 6 (11): 1. 10.1038/ngeo1990.

Ofiara, D.D., 2002. Natural resource damage assessments in the United States: rules and procedures for compensation from spills of hazardous substances and oil in waterways under US jurisdiction. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (2): 96-110. 10.1016/S0025-326X(01)00263-6

Olsson, J.A.; Berg, K., 2005. Local stakeholders' acceptance of model-generated data used as a communication tool in water management: The Rönneå study. *Ambio*, 34 (7): 507-512
Olsson, J.A.; Jonsson, A.C.; Andersson, L.; Arheimer, B., 2011. A model-supported participatory process for nutrient management: A socio-legal analysis of a bottom-up implementation of the EU Water Framework Directive. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9 (2): 379-389. 10.1080/14735903.2011.582361
Orderud, G.I.; Vogt, R.D., 2013. Trans-disciplinarity required in understanding, predicting and dealing with water eutrophication. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 20 (5): 404-415. 10.1080/13504509.2013.814605
Oreskes, N.; Conway, E.M., 2011. *Merchants of doubt: How a handful of scientists obscured the truth on issues from tobacco smoke to global warming*. Bloomsbury Publishing USA
Pahl-Wostl, C., 2002. Participative and stakeholder-based policy design, evaluation and modeling processes. *Integrated assessment*, 3 (1): 3-14. 10.1076/iaij.3.1.3.7409
Pahl-Wostl, C., 2007. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. In: Craswell, E.; Bonnell, M.; Bossio, D.; Demuth, S.; Van De Giesen, N., eds. *Integrated Assessment of Water Resources and Global Change: A North-South Analysis*. Dordrecht: Springer Netherlands, 49-62. 10.1007/978-1-4020-5591-1_4
Paolisso, M., 1999. Toxic Algal Blooms, Nutrient Runoff, and Farming on Maryland's Eastern Shore. *Culture & Agriculture*, 21 (3): 53-58. 10.1525/cag.1999.21.3.53
Paolisso, M.; Chambers, E., 2001. Culture, Politics, and Toxic Dinoflagellate Blooms: The Anthropology of Pfiesteria. *Human Organization*, 60 (1): 1-12. 10.17730/humo.60.1.7dxhxmbl87fm34q9
Paolisso, M.; Dery, N.; Herman, S., 2006. Restoration of the Chesapeake Bay using a non-native oyster: ecological and fishery considerations. *Human Organization*, 65 (3): 14
Paolisso, M.; Maloney, R.S., 2000. Farmer morality and Maryland's nutrient management regulations. *Culture & Agriculture*, 22 (3): 5
Paolisso, M.; Trombley, J.; Hood, R.R.; Sellner, K.G., 2015. Environmental models and public stakeholders in the Chesapeake Bay watershed. *Estuaries and Coasts*, 38 (1): 16
Paul, E.F.; Ford, B.W., 2002. Nitrogen Fertilizers: Meeting Contemporary Challenges. *Ambio*, 31 (2): 169-176
Petit, O., 2009. *La politique de gestion des eaux souterraines en France. Une analyse en termes de gestion intégrée*.
Petit, S., 2015. Au fond de l'eau: histoires sociales et représentations environnementales d'un bassin versant agricole. *Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement. Territory in movement Journal of geography and planning*, (25-26):
Petit, S.; Barataud, F., 2015. L'eau, source de savoirs: analyse de situations d'expertise dans des bassins versants agricoles. *VertigO*, 15 (1):
Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Vertès, F., 2014. *Réduire les pertes d'azote dans l'élevage - expertise scientifique collective*. Ed. Quae
Pierson, P., 1994. *Dismantling the Welfare State ? Reagan, Thatcher, and the Politics of Retrenchment*. New York: Cambridge University Press, 213
Pihlajamäki, M.; Tynkkynen, N., 2011. The challenge of bridging science and policy in the Baltic Sea eutrophication governance in Finland: The perspective of science. *Ambio*, 40 (2): 191-199. 10.1007/s13280-010-0130-4
Porter, K.S., 2004. Does the cap fit? Rectifying eutrophication in the Chesapeake Bay. *Journal of Water Law*, 15 (5): 187-191
Pratt, M., 1996. Useful Disasters: The Complexity of Response to Stress in a Tropical Lake Ecosystem. *Anthropologica*, 38 (2): 125-148. 10.2307/25605836
Pretty, J.N.; Mason, C.F.; Nedwell, D.B.; Hine, R.E.; Leaf, S.; Dils, R., 2003. Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology*, 37 (2): 201-208. 10.1021/es020793k
Pringle, C.M.; Rabeni, C.F.; Benke, A.C.; Aumen, N.G., 1993. The Role of Aquatic Science in Freshwater Conservation: Cooperation between the North American Benthological Society and Organizations for Conservation and Resource Management. *Journal of the North American Benthological Society*, 12 (2): 177-184. 10.2307/1467348
Quéré, L., 2012. Le travail des émotions dans l'expérience publique : marées vertes en Bretagne. *Raisons pratiques*, 22: 27
Quétier, F.; Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological conservation*, v. 144 (no. 12): pp. 2991-2999-2011 v.144 no.12. 10.1016/j.biocon.2011.09.002
Raison du Cleuziou, Y., 2007. La nature embrigadée. Conflit en baie de Somme. *Ethnologie Francaise*, 37 (1): 153-162
Renn, O.; Klinke, A.; van Asselt, M., 2011. Coping with complexity, uncertainty and ambiguity in risk governance: a synthesis. *Ambio*, 40 (2): 231-46
Rhode, W., 1969. Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe *Eutrophication : causes, consequences, correctives : proceedings of a symposium* Madison: June 11-15. National Academy of Sciences, 50-64
Roach, B.; Wade, W.W., 2006. Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics*, 58 (2): 421-433. 10.1016/j.ecolecon.2005.07.019
Roberts, R.S.; Emel, J., 1992. Uneven Development and the Tragedy of the Commons: Competing Images for Nature-Society Analysis. *Economic Geography*, 68 (3): 249-271. 10.2307/144185
Romstad, E., 2014. The Economics of Eutrophication. In: Ansari, A.A.; Gill, S.S., eds. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer, Vol.2, 45-53
Saunders, F.P., 2016. Complex Shades of Green: Gradually Changing Notions of the 'Good Farmer' in a Swedish Context. *Sociologia Ruralis*, 56 (3): 391-407. 10.1111/soru.12115
Sauvageau, C., 1920. *L'utilisation des algues marines. Paris, Gaston Doin Editeur*. Paris: Gaston Doin Editeur

Scheffer, M.; Westley, F.; Brock, W.A.; Holmgren, M., 2001. Linking theories from ecology, economy, and sociology. In: Gunderson, L.H.; Holling, C.S., eds. *Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems*. Broché, 195-240

Schneider, D.W., 2000. Local knowledge, environmental politics, and the founding of ecology in the United States. Stephen Forbes and "The Lake as a Microcosm" (1887). *Isis*, 91 (4): 681-705

Schott, C.; Billen, G., 2012. Agriculture et qualité des eaux dans le bassin de la Seine : une résistible dégradation ? *Pour*, 213 (1): 45-52. 10.3917/pour.213.0045

Sharpley, A.; Jarvie, H.P.; Buda, A.; May, L.; Spears, B.; Kleinman, P., 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *J Environ Qual*, 42 (5): 1308-26. 10.2134/jeq2013.03.0098

Skarbøvik, E.; Shumka, S.; Mukaetov, D.; Nagothu, U.S., 2010. Harmonised monitoring of Lake Macro Prespa as a basis for Integrated Water Resources Management. *Irrigation and Drainage Systems*, 24 (3): 223-238. 10.1007/s10795-010-9099-1

Skjærseth, J.B., 2010. Exploring the consequences of soft law and hard law: Implementing international nutrient commitments in Norwegian agriculture. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 10 (1): 1-14. 10.1007/s10784-009-9105-y

Smith, D.G.; Croker, G.F.; McFarlane, K., 1995a. Human perception of water appearance: 1. Clarity and colour for bathing and aesthetics. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 29 (1): 26

Smith, D.G.; Croker, G.F.; McFarlane, K., 1995b. Human perception of water appearance: 2. Colour judgment, and the influence of perceptual set on perceived water suitability for use. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 29 (1): 5. 10.1080/00288330.1995.9516638

Snow, D.A.; Rochford, E.B.; Worden, S.K.; Benford, R.D., 1986. Frame alignment processes, micromobilization, and movement participation. *American Sociological Review*, 51 (4): 464-481. 10.2307/2095581

Snyder, C.S.; Howarth, R.W.; Winstanley, D.; Ferber, D., 2001. Hypoxia, Fertilizer, and the Gulf of Mexico. *Science*, 292 (5521): 1485-1486

Socolow, R.H., 1999. Nitrogen management and the future of food: Lessons from the management of energy and carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96 (11): 6001-6008. 10.1073/pnas.96.11.6001

Söderqvist, T., 1998. Why Give up Money for the Baltic Sea? Motives for People's Willingness (or Reluctance) to Pay. *Environmental and Resource Economics*, 12 (2): 249-254. 10.1023/A:1008261509412

Sproule-Jones, M., 2002. Institutional experiments in the restoration of the North American Great Lakes environment. *Canadian Journal of Political Science*, 35 (4): 835-857

Steyaert, P.; Ollivier, G., 2007. The European Water Framework Directive: How ecological assumptions frame technical and social change. *Ecology and Society*, 12 (1):

Story, P.A.; Forsyth, D.R., 2008. Watershed conservation and preservation: Environmental engagement as helping behavior. *Journal of Environmental Psychology*, 28 (4): 305-317. 10.1016/j.jenvp.2008.02.005

Strang, V., 2005. Common senses water, sensory experience and the generation of meaning. *Journal of Material Culture*, 10 (1): 28. 10.1177/1359183505050096

Stuart, N., 2007. Technology and epistemology: environmental mentalities and urban water usage. *Environmental Values*, 16 (4): 14. 10.3197/096327107X243213

Suzuki, Y.; Iwasa, Y., 2009. Conflict between groups of players in coupled socio-economic and ecological dynamics. *Ecological Economics*, 68 (4): 1106-1115. 10.1016/j.ecolecon.2008.07.024

Swyngedouw, E., 2009. The Political Economy and Political Ecology of the Hydro-Social Cycle. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 142 (1): 56-60. 10.1111/j.1936-704X.2009.00054.x

Termignon, M.; Devaux, J., 2014. *Evaluer les bénéfices issus d'un changement d'état des eaux (actualisation en vue du 2ème cycle DCE)* Collection « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), 64.

Thornton, J.A.; Harding, W.R.; Dent, M.; Hart, R.C.; Lin, H.; Rast, C.L.; Rast, W.; Ryding, S.-O.; Slawski, T.M., 2013. Eutrophication as a 'wicked' problem. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 18 (4): 298-316. 10.1111/lre.12044

Tomita, A.; Nakura, Y.; Ishikawa, T., 2016. Measures for environmental conservation in enclosed coastal seas. *Marine Pollution Bulletin*, 102 (2): 329-332. 10.1016/j.marpolbul.2015.07.071

Torre, A.; Aznar, O.; Bonin, M.; Caron, A.; Chia, E.; Galman, M.; Lefranc, C.; Melot, R.; Guérin, M.; Jeanneaux, P.; Paoli, J.-C.; Salazar, M.I.; Thinon, P.; Kirat, T., 2006. Conflits et tensions autour des usages de l'espace dans les territoires ruraux et périurbains. Le cas de six zones géographiques françaises. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, août (3): 415-453. 10.3917/reru.063.0415

Tsouvalis, J.; Waterton, C., 2012. Building 'participation' upon critique: The Loweswater Care Project, Cumbria, UK. *Environmental Modelling & Software*, 36 (Supplement C): 111-121. 10.1016/j.envsoft.2012.01.018

Turner, R.E., 2009. Doubt and the Values of an Ignorance-Based World View for Restoration: Coastal Louisiana Wetlands. *Estuaries and Coasts*, 32 (6): 1054-1068. 10.1007/s12237-009-9214-4

Turner, R.K.; Georgiou, S.; Gren, I.-M.; Wulff, F.; Barrett, S.; Söderqvist, T.; Bateman, I.J.; Folke, C.; Langaas, S.; Żylicz, T.; Mäler, K.-G.; Markowska, A., 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics*, 30 (2): 333-352. 10.1016/S0921-8009(99)00046-4

Tynkkynen, N., 2013. The challenge of environmental governance in the network society: The case of the Baltic Sea. *Environmental Policy and Governance*, 23 (6): 395-406. 10.1002/eet.1621
Tynkkynen, N.; Schönach, P.; Pihlajamäki, M.; Nechiporuk, D., 2014. The governance of the mitigation of the Baltic Sea eutrophication: Exploring the challenges of the formal governing system. *Ambio*, 43 (1): 105-114. 10.1007/s13280-013-0481-8
Udovyk, O.; Gilek, M., 2013. Coping with uncertainties in science-based advice informing environmental management of the Baltic Sea. *Environmental Science and Policy*, 29: 12-23. 10.1016/j.envsci.2013.01.015
Uekötter, F., 2014. Why Panaceas Work: Recasting Science, Knowledge, and Fertilizer Interests in German Agriculture. *Agricultural History*, 88 (1): 68-86. 10.3098/ah.2014.88.1.68
Ulén, B.M.; Weyhenmeyer, G.A., 2007. Adapting regional eutrophication targets for surface waters—influence of the EU Water Framework Directive, national policy and climate change. *Environmental Science & Policy*, 10 (7–8): 734-742. 10.1016/j.envsci.2007.04.004
Van Calker, K.J.; Berentsen, P.B.M.; Giesen, G.W.J.; Huirne, R.B.M., 2005. Identifying and ranking attributes that determine sustainability in Dutch dairy farming. *Agriculture and Human Values*, 22 (1): 53-63. 10.1007/s10460-004-7230-3
Van de Poel, I., 2008. The bugs eat the waste: what else is there to know? Changing professional hegemony in the design of sewage treatment plants. *Soc Stud Sci*, 38 (4): 605-34. 10.1177/0306312707088149
van der Sluijs, J.; Douguet, J.M.; O'Connor, M.; Ravetz, J., 2008. Évaluation de la qualité de la connaissance dans une perspective délibérative. *VertigO*, 8 (2). 10.4000/vertigo.5035
van Eglmond, K.; Bresser, T.; Bouwman, L., 2002. The European Nitrogen Case. *Ambio*, 31 (2): 72-78
Walters, C., 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Ecology and Society*, 1 (2):
Wateau, F., 2011. Water, societies and sustainability: A few anthropological examples of non-market water values. *Policy and Society*, 30 (4): 257-265. 10.1016/j.polsoc.2011.10.004
Waterton, C.; Maberly, S.C.; Tsouvalis, J.; Watson, N.; Winfield, I.J.; Norton, L.R., 2015. Committing to place: the potential of open collaborations for trusted environmental governance. *PLoS Biol*, 13 (3): e1002081. 10.1371/journal.pbio.1002081
Weingart, P., 1999. Scientific expertise and political accountability: paradoxes of science in politics. *Science and Public Policy*, 26 (3): 151-161. 10.3152/147154399781782437
Weller, D.E.; Baker, M.E.; Jordan, T.E., 2011. Effects of riparian buffers on nitrate concentrations in watershed discharges: new models and management implications. *Ecological Applications*, 21 (5): 1679-1695. 10.1890/10-0789.1
Whitney, K., 2010. Living lawns, dying waters: The suburban boom, nitrogenous fertilizers, and the nonpoint source pollution dilemma. *Technol Cult*, 51 (3): 652-74
Wiman, I.M.B., 1990. Expecting the Unexpected: Some Ancient Roots to Current Perceptions of Nature. *Ambio*, 19 (2): 7
Xu, L.; Shen, J.; Marinova, D.; Guo, X.; Sun, F.; Zhu, F., 2013. Changes of public environmental awareness in response to the Taihu blue-green algae bloom incident in China. *Environment, Development and Sustainability*, 15 (5): 21
Zannakis, M.; Wallin, A.; Johansson, L.-O., 2015. Political Trust and Perceptions of the Quality of Institutional Arrangements – how do they influence the public's acceptance of environmental rules. *Environmental Policy and Governance*, 25 (6): 424-438. 10.1002/eet.1676
Zanou, B.; Bellas, C.; Skourtos, M., 2010. Implementation of the European Water Framework Directive: procedures and a simple model for the identification of the most cost-effective measures in eutrophicated catchments. *Water Policy*, 12 (3): 369
Zanou, B.; Kontogianni, A.; Skourtos, M., 2003. A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality. *Ocean & Coastal Management*, 46 (11): 957-983. 10.1016/j.ocecoaman.2004.01.003
Zinia, N.J.; Kroeze, C., 2015. Future trends in urbanization and coastal water pollution in the Bay of Bengal: the lived experience. *Environment, Development and Sustainability*, 17 (3): 531-546. 10.1007/s10668-014-9558-1