



HAL
open science

Synthèse du projet BEEST

Philippe Boët, G. Bocquéné, Gabrielle Bouleau, H. Etchebert, V. Foussard, A. Just, Mario Lepage, Jérémy Lobry, S. Moussard, O. Sirost, et al.

► **To cite this version:**

Philippe Boët, G. Bocquéné, Gabrielle Bouleau, H. Etchebert, V. Foussard, et al.. Synthèse du projet BEEST. [Rapport de recherche] irstea. 2011, pp.100. hal-02599542

HAL Id: hal-02599542

<https://hal.inrae.fr/hal-02599542v1>

Submitted on 16 May 2020

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

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

BEEEST

Synthèse du projet BEEEST



Coordinateur :
Christian Lévêque
Juin 2011

Projet BEEEST : Vers une approche multicritère du
Bon Etat écologique des grands ESTUAIRES



Synthèse du projet BEEST

Responsable Scientifique : Lévêque C.¹

Coordination : Moussard S.¹ ; Foussard V.¹

Rapport

Lévêque C.¹ ; Boët P.² ; Bocquéné G.³ ; Bouleau G.⁴ ; Etcheber H.⁵ ; Foussard V.¹ ; Just A.² ; Lepage M.² ; Lobry J.² ;
Moussard S.¹ ; Sirost S.⁶ ; Sottolichio A.³

Annexes

Barillé L.⁷ ; Bocquéné G.³ ; Bouleau G.⁴ ; Devrecker D.⁸ ; Etcheber H.⁵ ; Foussard V.¹ ; Gramaglia C.⁴ ;
Lévêque C.¹ ; Lobry J.² ; Loupsans D.⁴ ; Sirost S.⁶ ; Sottolichio A.³ ; Souissi S.⁷ ;

¹ GIP Seine-Aval

² Cemagref Bordeaux – UR EPBX

³ Ifremer – Cellule Arc

⁴ Cemagref Montpellier - UMR G-EAU

⁵ Université Bordeaux 1 – EPOC

⁶ Université de Rouen – EA 3832 CETAPS

⁷ Université de Nantes – UPREA EA 2160

⁸ Université Sciences et Techniques de Lille – UMR 8013 ELICO - Station Marine de Wimereux

Sommaire

Introduction	3
I. Présentation des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde	4
II. Les indicateurs DCE du bon état écologique (axe 1).....	6
A. Synthèse des exigences de la DCE et système de classement	6
B. Les indicateurs de qualité développés en réponse à la DCE	7
1. Les indicateurs DCE opérationnels	7
Indicateurs basés sur l'ichtyofaune	7
2. Recommandations pour de futurs (possibles) indicateurs d'état DCE.....	8
a) Indicateurs basés sur le phytoplancton	8
b) Indicateurs basés sur la flore aquatique.....	9
c) Indicateurs basés sur la faune benthique invertébrée	9
d) Indicateurs hydro-morpho-sédimentaires.....	10
3. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques dans les estuaires.....	12
a) Justification de la mesure des caractéristiques physico-chimiques des eaux estuariennes.....	13
b) Pertinence de la définition des seuils de qualité physico-chimique définis dans le cadre de la DCE. ...	14
c) Pertinence des Normes de Qualité Environnementale utilisées pour la qualité chimique et physico-chimique.....	15
d) Préconisation pour une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques des eaux estuariennes.....	15
4. Discussion.....	17
a) Les indicateurs et le bon état.....	17
b) Réponse actuelle des indicateurs DCE.....	17
C. Pourquoi vouloir dépasser la DCE ?	18
III. Le bon état écologique de quoi s'agit-il ? (axe 2)	20
A. Évolution des concepts savants	20
1. Le bon état, bon potentiel a-t-il des bases scientifiques ?	20
2. Mythologie de la référence ?	21
B. Interpréter les concepts DCE de bon état, de bon potentiel et de référence	21
1. Au-delà de la prise en compte des pressions humaines (DCE), le bon potentiel a nécessairement une dimension sociale.....	22
2. Le bon potentiel s'appuie sur une vision du futur	23
IV. Le bon état écologique de quoi s'agit-il, pour qui ? (axe 2).....	24
A. Le bon état écologique selon les écologues	24
B. Le bon état écologique selon les usagers	25
1. Le bon état écologique vu par la société en estuaires de Seine, Loire et Gironde	25
a) Principaux éléments mis en avant dans les enquêtes	25
b) Les différentes visions du bon état retenues.....	25
2. Au-delà des valeurs de (in)satisfaction : quid de l'outil indicateur ?	26
C. Derrière le bon état écologique : les estuaires... Une réalité qui ne va pas de soi	27

V. Vers un changement de paradigme ? (axe 3)	28
A. Des Indicateurs de structure aux indicateurs de fonctionnement écologique des estuaires.....	28
1. Le fonctionnement écologique des écosystèmes estuariens.....	28
2. Le lien structure fonction : un débat complexe en estuaire	28
3. Actuellement, différentes façons d’aborder la relation.....	29
4. Pour aller plus loin.....	30
B. Propositions de nouveaux indicateurs de qualité ou de fonctionnement (axe 3).....	31
1. Indicateur « zooplancton »	32
a) Contexte et intérêts d’étudier le zooplancton en milieu estuarien turbide	32
b) Pistes de travail et recommandations	32
2. Indicateur « microphytobenthos ».....	33
3. Conclusion	34
VI. Vers plus d’opérationnalité (axe 3)	35
A. Le SIG Habitats Fonctionnels : un outil pour spatialiser le potentiel écologique	35
1. Les habitats, éléments de définition du fonctionnement écologique	35
2. Le SIG-HF : Un modèle conceptuel et un outil opérationnel.....	35
3. Habitats potentiels et Potentiel écologique.....	37
4. Un nouveau paradigme pertinent et prometteur	38
B. Approche multicritère et prospective.....	39
1. Portrait-robot d’un estuaire macrotidal.....	39
2. Comment se préparer à l’évolution des jeux d’acteurs	40
a) Trajectoire rétrospective des trois estuaires	40
b) Prospective : est-ce que la DCE change la place de l’expertise dans la décision ?	45
c) Se préparer à l’évolution des jeux d’acteurs.....	47
VII. Comment mobiliser l’usager ordinaire sur des objectifs de bon potentiel ? (axe 2).....	48
A. Des relais sur le terrain	48
B. Des espaces et des dispositifs	48
C. Des images, des médias et des mémoires	48
D. Quelles natures pour quels estuaires ?	48
VIII. Conclusion et perspectives.....	49
A. Indicateurs DCE : nouveaux développements	49
B. Le bon potentiel, pour quoi ?.....	49
C. Sortir du cadre étroit de l’écologie : la participation du public	50
D. Un outil opérationnel : le SIG Habitats Fonctionnels.....	50
E. Des suites à donner ?	51
Bibliographie	52
Liste des figures.....	55
Communications autour du projet BEEST	56
Publications issues du projet BEEST	57
Annexes	59

Introduction

En 2007, dans le cadre de l'Appel à Propositions de Recherche Liteau III, du Ministère de l'Écologie, une vingtaine d'équipes scientifiques s'est réunie au sein du projet BEEST, pour répondre à la question relative à la « Définition et critères du bon état écologique ». Le projet BEEST, coordonné pendant trois années par le GIP Seine-Aval en association avec le GIP Loire-Estuaire et le CEMAGREF de Bordeaux, a rassemblé ces équipes scientifiques, des gestionnaires et des organismes institutionnels (ONEMA, Ministère, Agence de l'Eau), autour de trois axes de recherche :

- Axe 1 : Contribuer à la mise en œuvre de la DCE sur les grands estuaires atlantiques
- Axe 2 : Réflexion sur la notion de « bon état » ou « de bon potentiel » pour un estuaire
- Axe 3 : Vers une approche multicritère du bon état ou du bon potentiel d'un estuaire

La DCE incite les États membres à améliorer la qualité écologique des écosystèmes aquatiques, en leur imposant des objectifs de résultats. La démarche prévue à l'origine consiste à définir des indicateurs de qualité basés principalement sur des paramètres structurels (ex. : diversité biologique) auxquels sont associés des systèmes de classement se rapportant à une référence ; un système de surveillance adapté aux indicateurs et des mesures environnementales d'amélioration (ou pour le moins de non dégradation) des milieux.

À l'interface fleuve – océan, les estuaires restent des milieux « orphelins », les estuaires ou eaux de transition pour la DCE, pour lesquels les fortes contraintes hydrodynamiques et sédimentaires compliquent sérieusement l'exercice de caractérisation du bon état écologique. En outre, les grands estuaires européens sont tous fortement anthropisés, de telle sorte qu'il est difficile de les comparer à des systèmes non perturbés (problème de la référence). Ils ont généralement été classés dans la catégorie DCE des « Masses d'eau fortement modifiées » (MEFM).

Sur les grands estuaires aménagés, les gestionnaires et services de l'État s'interrogent sur la manière de mettre en place un programme de suivi et des mesures de restauration écologiques qui répondent à la réglementation européenne, tout en tenant compte des contraintes économiques et sociales liées aux usages. En 2007, pour ces acteurs l'enjeu se situait avant tout sur l'élaboration d'indicateurs de qualité écologique DCE. Certains de ces indicateurs n'étant pas opérationnels, les scientifiques du projet BEEST ont répondu à cet enjeu en proposant des pistes et des recommandations pour l'élaboration d'indicateurs. Plusieurs d'entre elles ont été développées en partie sur la base de travaux effectués dans d'autres pays européens (Axe 1 du projet).

Par ailleurs, partant du constat que les estuaires sont des milieux intrinsèquement dynamiques, soumis à des forçages naturels autant qu'anthropiques, qui s'inscrivent non dans l'équilibre et la stabilité, mais sur des trajectoires d'évolutions, les scientifiques du projet BEEST s'interrogeaient, quant à eux, sur :

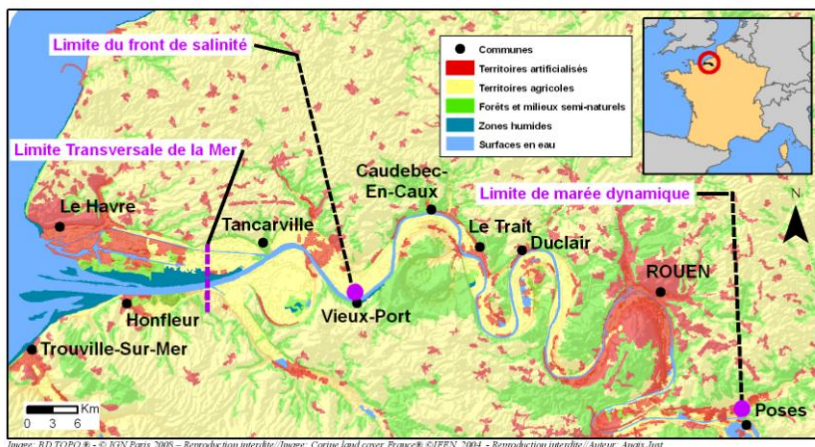
- Les notions mêmes de « bon » « état » ou « potentiel » « écologique » dans les estuaires. Telles que conçues et mis en œuvre par la DCE, ces notions sont éminemment normatives. Elles amènent à revenir sur l'origine et les motivations ayant conduit au principe de bon état et de bon potentiel écologique par les instances européennes et rechercher la signification de ces concepts pour différents groupes sociaux (Axe 2 du projet) dans le but de proposer une définition plus opérationnelle et consensuelle du bon potentiel écologique.
- Sur la manière (indicateurs, outils, méthodes) de mieux comprendre et caractériser le fonctionnement écologique des estuaires, de fixer des objectifs de bon potentiel, de les évaluer et de s'y référer (Axe 3 du projet).
- Sur la manière d'associer les usagers ordinaires à l'atteinte d'un bon potentiel écologique sur leur estuaire (Axe 2 du projet).

I. PRESENTATION DES ESTUAIRES DE LA SEINE, DE LA LOIRE ET DE LA GIRONDE

La Seine, la Loire et la Gironde sont les trois plus grands estuaires français ; leur mise en place date de la fin de l'ère tertiaire et du début du quaternaire. Leur histoire est fortement liée au développement des activités humaines sur leur bassin versant.

Outre cette pression amont, ces trois estuaires présentent en leur sein de grandes villes portuaires, Rouen, Le Havre, Nantes, Saint-Nazaire et Bordeaux, nés pour certaines il y a 2000 ans et dont le développement fut assuré par le commerce maritime. Cette activité dominante depuis des siècles (a largement modifié les profils en travers et en long de ces estuaires aménagements de ports, chenaux, canaux, stabilisations des berges, travaux d'assèchement et comblements).

Longue de 776 km avec un débit moyen de 480 m³.s⁻¹ à Poses, la Seine est un fleuve de dimensions modestes. Sur son bassin versant de près de 79 000 km², (territoire économique majeur, représentant 50% du trafic fluvial, 40% de l'activité économique et 30% de l'activité agricole nationale), la Seine abrite plus du quart de la population métropolitaine¹, avec en son centre, l'agglomération parisienne de 12 millions d'habitants. Situé en Manche, son



estuaire est dit mégatidal car très fortement influencé par la marée qui peut atteindre 8 m d'amplitude, à Honfleur lors des vives eaux. Son influence dynamique remonte jusqu'au barrage de Poses, le premier en remontant la Seine, à 160 km de l'embouchure. Avant la phase d'aménagement du milieu du XIXe siècle, la Seine aval était un fleuve large et peu profond, à pente et écoulement très faible (1 m pour 10 km) déterminant et entretenant un régime aux typiques méandres libres ; de

nombreuses îles divisaient son cours en plusieurs bras plus ou moins stables et son embouchure était constituée de bancs de sable mobiles. Les difficultés de navigation induites par cette configuration ont conduit à partir de 1846 à des aménagements de grande ampleur. La géométrie actuelle résulte essentiellement des travaux successifs, visant à régulariser le cours du fleuve en lui imposant un axe d'écoulement calibré, conjugué à un comblement progressif par les sédiments. Au prix d'importants dragages, la hauteur d'eau disponible pour l'accueil des navires à Rouen est passée de 3 m en 1850 à 10 m environ en 1980.

Les travaux d'aménagement depuis la moitié du XIXème siècle ont conduit à diviser par quatre le volume oscillant, la quantité d'eau entrant dans l'estuaire au cours du flot, passant de 870 millions de mètres cubes en 1834 à 220 millions de mètres cubes en 1980. Parallèlement, la superficie des zones intertidales a été réduite surtout depuis 1880, passant de 140 km² en 1677, à 31 km² en 1978.

C'est au cours de la deuxième moitié du miocène que le système hydrographique de la Loire a pris son indépendance de la Seine, ses eaux s'écoulant dès lors vers l'océan Atlantique. Plus long fleuve de France, la Loire parcourt plus de 1 000 km, drainant les eaux d'un bassin versant couvrant environ un cinquième du territoire national. Annuellement, la mer apporte 6 fois plus d'eau à l'estuaire que la Loire, mais c'est pourtant le fleuve qui domine le régime hydrologique estuarien en raison de ses variabilités et de ses inconstances, son débit en moyenne de l'ordre de 950 m³.s⁻¹, variant de 2 000 m³.s⁻¹, voire bien davantage², en période de crue, à moins de 100 m³.s⁻¹ à l'étiage.

1 soit 63,1 millions d'habitants en 2011
2 6 400 m³.s⁻¹ en 1910 !

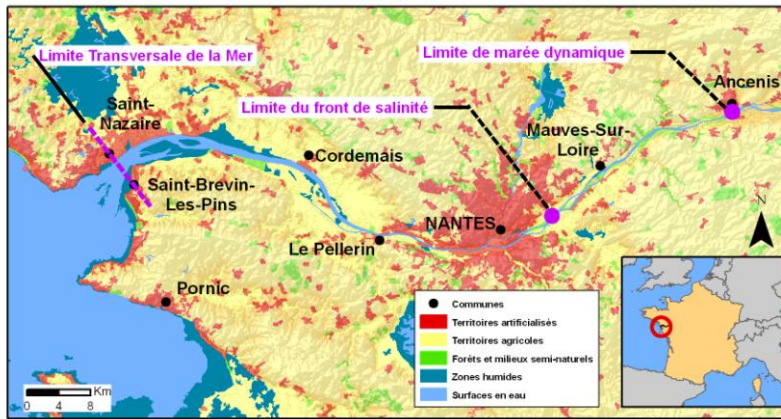


Image: BD TOPO © - © IGN Paris 2005 - Reproduction interdite/Image: Corine land cover France © IFEN, 2004 - Reproduction interdite/Auteur: Anais Just

Figure 2 : L'estuaire de la Loire

d'épis une forme d'entonnoir a été donnée à l'estuaire en surcreusant le lit et supprimant îles et bras secondaires. Ceci afin de permettre l'intrusion de l'onde de marée le plus en amont possible. Ces travaux ont entraîné une réduction très importante des superficies de vasières au profit du développement de marais latéraux et d'une grande profondeur du chenal, mesurant plus de 12 m à Donges.

Exutoire des bassins de la Dordogne et de la Garonne se rejoignant au Bec d'Ambès, la Gironde est le plus vaste estuaire d'Europe occidentale. Son bassin versant est le moins peuplé des trois grands estuaires, tant dans les communes jouxtant ses rives que sur l'ensemble du bassin versant drainé par ces deux rivières, totalisant 71 000 km² et une population d'environ 6,5 millions d'habitants.

D'une longueur de 75 km et jusqu'à 12 km de large, il couvre une superficie de 635 km² à marée haute. La marée se fait sentir à plus de 150 km de la mer ; son amplitude qui peut atteindre jusqu'à 5 m à l'embouchure permet de qualifier l'estuaire de macrotidal. Le volume d'eau oscillant varie de 1 à 2 millions de mètres cubes selon les coefficients des marées. Il s'oppose à des débits fluviaux de l'ordre 800 à 1 000 m³.s⁻¹ en moyenne, variant entre 200 m³.s⁻¹ et 2000 m³.s⁻¹, en période de crue ou d'étiage respectivement.

À l'aval, la limite transversale de la mer, passe par la pointe de Grave et la pointe de Suzac, et le point de cessation de salure des eaux est fixé au Bec d'Ambès. Plusieurs îles y sont présentes ; ces limites ont subi de nombreuses modifications au cours des temps et suivant les courants et le déplacement des bancs de sable.

Premier port français au XVIII^e siècle, à partir de 1850, d'importants travaux d'aménagement de l'estuaire ont été entrepris pour faciliter l'accès au port de Bordeaux. Avant cette date, on peut considérer que l'estuaire évoluait d'une façon naturelle. Les premiers travaux ont eu pour but, l'approfondissement et la régularisation du chenal par des dragages et des ouvrages reliant bancs et îles. Les profondeurs ont ainsi été triplées, passant de 2-3 m à 6-8 m dans les passes du Bec d'Ambès et de Cussac. Durant la seconde moitié du XIX^e siècle, l'aménagement des sites portuaires se déplaça vers l'aval. Aujourd'hui, Bordeaux accueille des paquebots de croisières, jaugeant jusqu'à 8 m. Du fait de sa taille, l'estuaire de la Gironde paraît peu impacté par les aménagements. Son importante surface a en effet permis la conservation d'espaces latéraux moins affectés par les ouvrages et chenaux de navigation que dans les estuaires totalement chenalisés et, en dépit de l'important linéaire d'endiguement, les paysages rivulaires sont encore relativement préservés.

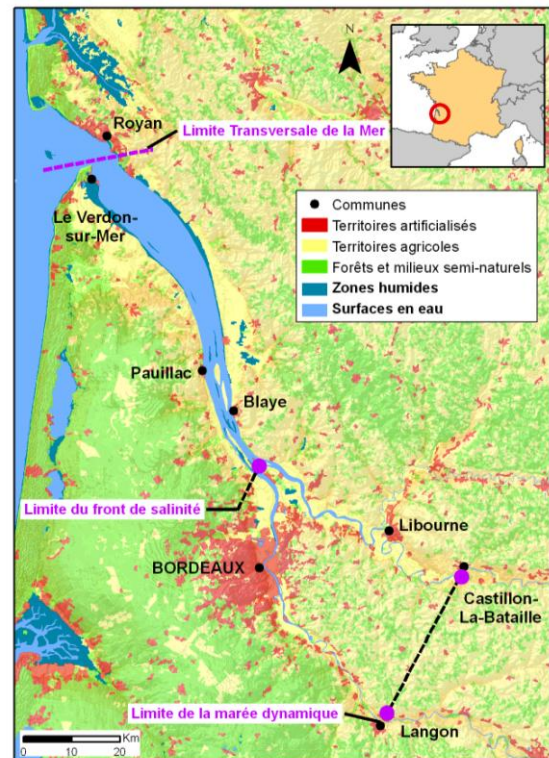


Image: BD TOPO © - © IGN Paris 2005 - Reproduction interdite/Image: Corine land cover France © IFEN, 2004 - Reproduction interdite/Auteur: Anais Just

Figure 3 : L'estuaire de la Gironde

La Loire ne compte que 11 millions d'habitants sur son bassin de 118 000 km²

À Saint-Nazaire, l'amplitude maximale de la marée est de 6 m ; elle se propage aujourd'hui jusqu'à Ancenis, situé à 97 km de l'embouchure, soit 24 km plus amont qu'au début du XX^e siècle. Ceci résulte d'une succession d'aménagements du fleuve, engagés dès le XIX^e siècle pour les besoins de la navigation. Après des travaux d'endiguements, de reprofilage et des mises en place

II. LES INDICATEURS DCE DU BON ETAT ECOLOGIQUE (AXE 1)

Les travaux menés dans cet axe ont permis de faire un état des connaissances des indicateurs de qualité des milieux estuariens basés sur divers compartiments biologiques, l'hydromorphologie et la physico-chimie, au niveau français et plus largement à l'échelle européenne. Ceci a donné lieu à la rédaction de recommandations pour les éléments de qualité non traités jusqu'à présent et à des propositions concrètes pour élaborer certains indicateurs en réponse à la DCE dans les eaux de transitions.

A. SYNTHÈSE DES EXIGENCES DE LA DCE ET SYSTEME DE CLASSEMENT

Depuis octobre 2000, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (Directive 2000/60/CE) établit un cadre réglementaire pour la gestion et la préservation des milieux aquatiques. Son objectif principal est l'atteinte du bon état d'ici 2015 (sauf dérogation spécifique). Pour cela, des unités de gestion, les masses d'eau, ont été définies en distinguant les eaux de surface (rivière, eaux de transition, plan d'eau), les eaux souterraines et les eaux côtières. Ces unités ont été délimitées d'après des critères variables impliquant des disparités d'un estuaire à un autre (Figure 4).

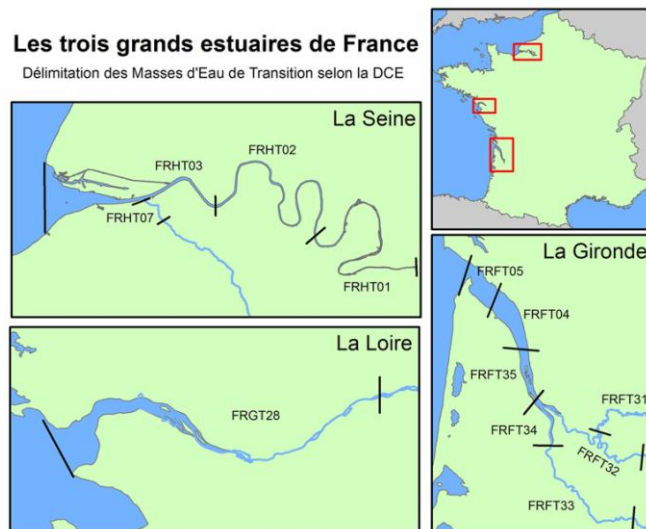


Figure 4 : Délimitation des masses d'eau de Transition

Le bon état se décline sous deux aspects : l'état écologique et l'état chimique.

L'**état écologique** est défini comme « l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface » (Circulaire DCE 2005/12 n°14 du 28 juillet 2005). Son évaluation est basée sur des éléments de qualité biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques (éléments support à la biologie). La notion de « **bon état écologique** » est définie comme étant un état proche d'un état de référence dit peu ou pas perturbé par les activités anthropiques. Certaines masses d'eau ne peuvent atteindre ce bon état écologique en raison « d'altérations physiques » majeures et durables, induites par des activités humaines (eg. endiguement des berges pour la

navigation). Dans ce cas, on cherchera à atteindre le « **bon potentiel écologique** » qui concerne les masses d'eau artificielles (créées par l'homme) et les Masses d'Eau Fortement Modifiées (MEFM). Une masse d'eau est classée en MEFM lorsque le bon état écologique ne peut être atteint compte tenu des activités spécifiques (navigation, AEP, ...) et pour lesquelles, il n'y a pas d'alternative économique et technique.

L'**état chimique** est destiné à vérifier le respect des concentrations fixées par certaines directives européennes sur les substances toxiques. Il se réfère au non-dépassement de normes de qualité environnementale (NQE) pour une liste arrêtée à 41 substances considérées comme dangereuses ou dangereuses prioritaires. La liste de ces substances de l'état chimique et des NQE qui leur sont associées est consultable au Journal Officiel : Directive EU 2008/105/CE du parlement européen.

Ce qui semble moins connu, c'est que le bon état écologique est aussi associé au contrôle d'un certain nombre de substances chimiques, dites « substances en soutien au bon état écologique ou « polluants spécifiques de l'état écologique ». Selon l'arrêté du 25 janvier 2010, ces polluants sont des substances dangereuses pour les milieux aquatiques déversées en quantités significatives dans les masses d'eau de chaque bassin. L'argumentaire DCE repose sur le fait que certains risques de non atteinte du bon état écologique sont liés à la présence de substances spécifiques à l'échelle locale ou régionale. L'Europe laisse donc à chaque état membre le choix de ces substances spécifiques. Elles sont arrêtées par les préfets coordonnateurs de bassins. En France métropolitaine, 9 substances ont été listées pour l'exercice DCE 2009-2015. Il s'agit des métaux arsenic, chrome, cuivre et zinc sous forme dissoute et des pesticides chlortoluron, oxadiazon, linuron, 2.4 D et 2.4 MCPA.

L'ensemble de ces substances, les 41 de l'état chimique + les 9 de l'état écologique, doit respecter les NQE pour que le bon état soit atteint. La pertinence de ces NQE a été discutée dans le cadre d'un programme de recherche Seine-Aval nommé RiskenSeine dont les résultats ont alimenté les travaux de BEEST.

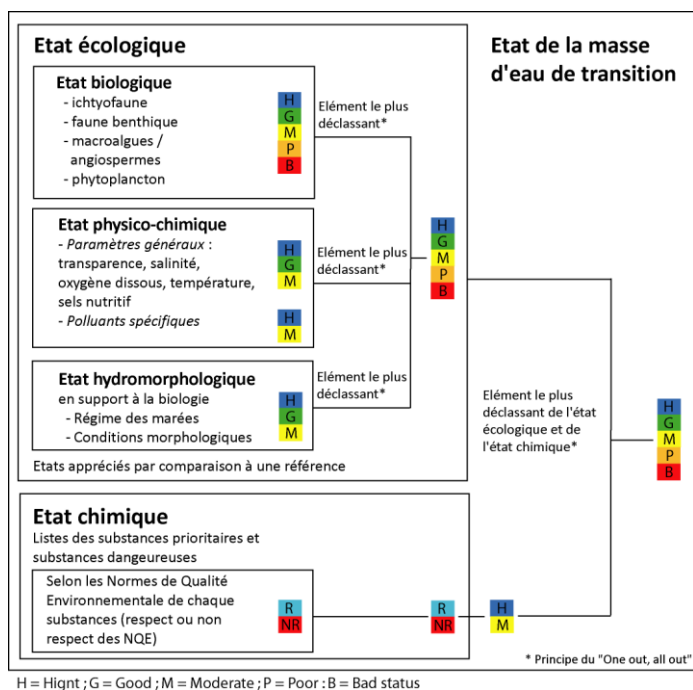


Figure 5 : Règles de décision pour la caractérisation de l'état d'une masse d'eau de transition à partir des différents éléments de qualité

L'objectif d'atteinte du bon état/potentiel nécessite d'une part de définir ce qu'est le bon état, bon potentiel (l'objectif, la référence) pour chaque élément de qualité considéré et d'autre part, d'établir un système de classification basé sur des indicateurs de qualité ainsi que des règles de décision. La figure 5 synthétise ces dernières qui sont basées sur le principe du « one out, all out ». Par exemple, pour l'état biologique, la classe de qualité retenue correspond à celle attribuée à l'élément de qualité le plus déclassant parmi l'ichtyofaune, la faune benthique... Par ailleurs, l'hydromorphologie et la physico-chimie sont considérées comme des éléments supports à la biologie. De ce fait, ils ne sont considérés qu'en second lieu, uniquement lorsque l'état biologique est jugé « Très bon ou bon » (Courrat et al., 2010). Le principe du « one out, all out » s'applique également à tous les compartiments considérés.

Il est donc impératif de définir des outils, des indicateurs associés à des grilles d'évaluation, permettant par composante écologique et chimique, d'évaluer l'état des différentes masses d'eau. Depuis le lancement de la DCE, des équipes d'experts et chercheurs se sont donc penchées sur la construction d'outils opérationnels aussi bien en France que dans les autres États membres concernés par cette Directive. Selon les pays et les compartiments considérés, le degré d'avancement des travaux est très variable.

B. LES INDICATEURS DE QUALITE DEVELOPPES EN REPONSE A LA DCE

1. Les indicateurs DCE opérationnels

L'arrivée de la Directive Cadre sur l'Eau a mis en évidence la très mauvaise connaissance des eaux de transition françaises. Il n'existait jusqu'à lors aucun réseau de suivi biologique, chimique ou hydromorphologique à l'échelle nationale comme cela pouvait être le cas en eau douce et en milieu marin (Réseau Hydrobiologique et Piscicole (RHP), Réseau National d'Observation (RNO), Réseau de surveillance Phytoplanctonique (REPHY), etc). **Le développement des indicateurs dans les eaux de transition a donc été compliqué par l'absence de données d'observation à large échelle et sur une période de temps suffisante.** C'est donc dans ce contexte pauvre en données disponibles que des équipes de recherche ont tenté de développer des indicateurs DCE compatible pour apprécier la qualité écologique des masses d'eau de transition.

À l'heure actuelle, un seul indicateur, l'indicateur poisson, est en mesure de fournir un diagnostic de qualité des masses d'eau estuariennes et cet indicateur est encore loin d'un optimum. Il faut toutefois se rappeler que la DCE est un processus inscrit dans le long terme et on peut aisément imaginer que les dirigeants européens responsables de son application ne se priveront pas d'intégrer des avancées scientifiques significatives qui pourraient apporter de vraies améliorations en terme de bioindication et de capacité d'identification des sources de pressions responsables des dégradations observées. Nous allons présenter ici cet indicateur poisson développé pour les estuaires.

Indicateurs basés sur l'ichtyofaune

En France, le Cemagref de Bordeaux (équipe EPBX) a construit un indicateur poisson multimétrique pour l'ensemble des eaux de transition françaises. Cet indicateur, baptisé ELFI pour Estuarine and Lagoon Fish Index se décline pour l'instant en sept métriques pour les estuaires et en trois métriques pour les lagunes. Il est basé sur une modélisation statistique des données pour établir les conditions de référence et il répond à un niveau de pressions anthropiques générales à travers certains proxy de l'activité humaine (pollution, activités

rivulaires, pression sur l'habitat et le vivant). Une particularité de ELFI est que son fonctionnement se base sur le gradient de salinité observé dans la plupart des estuaires. Ainsi, les métriques et les références sont adaptées en fonction du degré de salinité rencontré. Trois grandes zones ont été identifiées pour tenir compte de la structuration qu'apporte ce paramètre sur la composition du peuplement de poissons estuariens. Il s'agit de la zone oligohaline qui agrège en réalité la partie fluviale soumise à marée en eau douce et la partie légèrement saumâtre allant jusqu'à 5g de sel par litre, une zone mésohaline comprise entre 5g/l et 18g/l et une partie dite polyhaline comprenant le secteur situé entre 18g/l et 33g/l. Cette particularité permet ensuite de fournir un diagnostic de qualité à l'échelle de la masse d'eau (la Seine et la Gironde ont été découpées en plusieurs masses d'eau) et/ou de l'estuaire entier lorsqu'il n'y a qu'une masse d'eau (ex : la Loire). Cet indicateur est encore en cours de perfectionnement et doit être adapté pour une utilisation en zone fluviale tidale. La stratégie de surveillance et d'échantillonnage a été définie de façon à optimiser la représentativité de l'échantillonnage et à tenir compte de la variabilité interannuelle. Une méthode d'évaluation de l'incertitude du diagnostic est en cours de réalisation. Ces calculs de confiance et d'incertitude font partie des exigences de la DCE. La méthode est actuellement en cours d'intercalibration au niveau européen.

L'état des lieux de ce qui a été fait dans les autres États-Membres (EM) étudiés montre que **tous ont choisi, au même titre que la France, de construire des indicateurs multimétriques basés sur des guildes écologiques et trophiques pour représenter une certaine fonctionnalité** remplie par les estuaires pour les espèces (Courrat et al., 2010). À travers des éléments de structure (nombre/densité d'espèces résidentes, nombre/densité de juvéniles d'origine marine, etc.), les différents indices multimétriques s'intéressent de manière un peu indirecte à la fonction de nourricerie des estuaires et permettent de contrôler si les espèces qui devraient normalement être présentes le sont bel et bien. L'évaluation de l'état écologique des estuaires vis-à-vis de l'ichtyofaune dans le cadre de la DCE est donc principalement basée sur une approche plutôt fonctionnelle même si les interactions entre espèces sont peu prises en compte et que les relations avec les autres compartiments du réseau trophique sont totalement absentes.

Les démarches identifiées au niveau européen apparaissent relativement abouties, mais aucune n'est véritablement finalisée. Seules la France et la Belgique ont pour le moment cherché à définir des indicateurs poissons spécifiques aux zones fluviales tidales. Une étude plus approfondie des différentes démarches montre que plusieurs des étapes du processus de construction d'un indicateur multimétrique sont quasi systématiquement fondées sur des bases empiriques. Les recherches en cours concernent des analyses de variabilité, de la sensibilité et de fiabilité des indicateurs. Sur ce plan, la France et la Belgique semblent relativement en avance par rapport aux autres EM, mais les récents travaux réalisés par les Basques pour tester la sensibilité et la pertinence de leur indicateur montrent bien que cette étape est indispensable. Les travaux engagés dans l'intercalibration européenne portent actuellement sur la réponse de chaque indicateur à des niveaux de pression différents. Un indice commun de pressions anthropiques est en cours de développement et devrait servir de métrique commune pour réaliser l'intercalibration.

2. Recommandations pour de futurs (possibles) indicateurs d'état DCE

Les indicateurs concernant les éléments de qualité « flore aquatique » et « invertébrés benthiques » en estuaire sont encore en cours de développement. Des travaux complémentaires semblent nécessaires pour améliorer des indicateurs ou parties d'indicateur qui ont fait l'objet de travaux depuis quelques années en France, avant de fournir des indicateurs opérationnels. Ces indicateurs détaillés dans Courrat et al. (2010) sont présentés brièvement ci-après.

a) Indicateurs basés sur le phytoplancton

En France, un travail réalisé par Ifremer pour les eaux littorales sur le phytoplancton (Soudant et al., 2010) exclut les estuaires turbides macrotidaux du champ d'application de cet indicateur ; la raison avancée est que ces estuaires seraient des milieux d'accumulation du phytoplancton fluvial et du phytoplancton marin et non de production de phytoplancton en raison de la faible transparence de l'eau et de la productivité locale très réduite. Les trois grands estuaires Seine, Loire et Gironde se trouvent bien dans le cas de figure de grands estuaires turbides et de ce fait **la pertinence d'utilisation de cet élément de qualité peut être remise en cause.**

Un état des lieux de ce qui a été fait dans les autres EM montre que l'Allemagne a adopté la même position que la France, mais seulement pour la partie saumâtre de leurs estuaires (salinité de 0.5 à 30). L'Allemagne et la Belgique ont par contre développé un indicateur phytoplancton pour les zones fluviales tidales. La Belgique a aussi créé un indicateur pour les zones salines estuariennes (situées à l'aval, salinité supérieure à 30g/l). L'indicateur belge prend en compte un certain nombre de paramètres tels que la disponibilité lumineuse, le

temps de résidence de l'eau, etc. Ceci permet de tenir compte de la forte variabilité naturelle inhérente aux estuaires dans le processus de construction de l'indicateur.

Il semble donc possible, puisque d'autres EM l'ont fait, et même si les indicateurs ne sont pas définitivement validés, de travailler à la **construction d'un indicateur phytoplancton pour a minima les zones amont d'eau douce et aval salines** des estuaires de Seine, Loire et Gironde. Il est toutefois à noter que la transparence de l'eau peut parfois être très réduite même dans les zones amont en présence du bouchon vaseux auquel cas la zone concernée ne pourrait permettre l'application d'un indice phytoplancton. Pour les zones amont, une utilisation d'indices diatomiques, telle que mise en œuvre dans les zones fluviales, pourrait éventuellement être envisagée.

b) Indicateurs basés sur la flore aquatique

Le DCE définit la flore aquatique dans les eaux de transition comme « autre que le phytoplancton » puis comme « algues macroscopiques » et « angiospermes » (Directive 2000/60/CE, Annexe V). Cette définition un peu vague a donné lieu à de multiples interprétations à travers l'Europe : les indicateurs peuvent porter sur les macroalgues, les macrophytes émergés, la végétation des marais salants, les herbiers...

En France, peu de travaux ont à ce jour été menés sur cet indicateur pour les eaux de transition estuariennes. En effet il semble notamment qu'il ait été considéré que la forte turbidité des estuaires de Seine, Loire et Gironde rendait ce type d'indicateur non pertinent. Un groupe de travail DCE national coordonné par E. Ar Gall (Université de Brest) a cependant commencé à réfléchir au développement d'un indicateur dans les estuaires bretons (les abers) concernant les macroalgues de substrat dur en zone intertidale. Ce travail basé sur la présence de ceinture de fucales et de banquettes de *Vaucheria*, et encore en cours de développement, semble donner des résultats intéressants selon les experts concernés par ces milieux. À notre connaissance, aucun essai d'application n'a été réalisé sur les grands estuaires. Concernant les angiospermes immergées ou émergées, nous n'avons reçu aucune information sur la possibilité d'utiliser cet élément dans les grands estuaires de Seine, Loire et Gironde.

Néanmoins, l'état des lieux réalisés parmi les EM étudiés a mis en évidence les points suivants :

- Tous les EM ont développé un indicateur macroalgues et/ou angiospermes, y compris pour des estuaires très turbides (utilisation des zones de schorres et marais connectés).
- La plupart des EM considérés ici se sont heurtés aux problématiques suivantes :
 - manque de données / de connaissances de la flore aquatique estuarienne
 - difficulté à donner un diagnostic sur une masse d'eau à partir de données ponctuelles dans le temps et dans l'espace, qui plus est dans les milieux naturellement très variables que sont les estuaires.

Plusieurs équipes y ont apporté des éléments de réponse, comme par exemple Wilkinson et al. (2007) pour le Royaume-Uni mais le constat général est qu'à l'heure actuelle les variations naturelles interannuelles sont encore mal connues et que cela pose un problème pour établir des conditions de référence et pour rechercher d'éventuelles relations entre les pressions et les impacts observés.

Le développement d'un indicateur DCE basé sur la flore aquatique pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde **semble donc possible, voire même nécessaire** puisque tous les autres EM l'ont fait, et ce, **même pour des estuaires très turbides**. Les démarches recensées dans cette synthèse sont très diverses et toutes se sont heurtées aux mêmes obstacles (manque de données et de connaissances, fortes variabilités spatio-temporelles) auxquels elles ont été apportées quelques éléments de réponse. Il sera certainement intéressant de s'en inspirer même si aucun des indices existants ne semble encore véritablement validé. La réponse des indices par rapport aux pressions est nécessaire pour juger de leurs pertinences et de leur sensibilité.

c) Indicateurs basés sur la faune benthique invertébrée

En France plusieurs démarches de construction d'un indicateur DCE estuarien basé sur la faune benthique invertébrée (dit : « indicateur benthos ») sont en cours, mais un indicateur multimétrique émane d'un groupe national d'experts sur les invertébrés marins et estuariens. Cet outil appelé MISS-TW est une adaptation « estuaire » de l'indicateur MISS (Macrobenthic Index for Sheltered Systems) initialement développé pour une lagune atlantique (bassin d'Arcachon). **Il s'intéresse aux zones polyhaline et mésohaline des estuaires en**

excluant les parties oligohaline et fluviale tidale pour lesquelles il n'est pas adapté. Dans l'état actuel, les résultats de l'indicateur semblent assez encourageants, mais cela est possiblement dû au fait que n'ayant pas de données historiques ni même de site de référence qui n'aurait pas subi d'impact des activités humaines, les références ont été sélectionnées parmi les stations échantillonnées jugées non perturbées ou devrait-on dire moins perturbées. Les références étant finalement assez proche des observations, les résultats de classement apparaissent plutôt bons, mais on peut tout de même se demander quel aurait été le résultat en l'absence de situation multistress (pollution métallique, hydrocarbures, PCB, dragages et rejet de matériaux de dragages, enrichissement en sels nutritifs, pesticides, rejets de matière organique, etc....) telle que nous la connaissons actuellement dans les estuaires français. **Une recherche de corrélation entre les résultats observés et un indice de pression semble nécessaire pour établir la réponse de MISS-TW face à un gradient de pressions.**

À l'échelle européenne, la synthèse de Courrat et al. (2010) a permis de relever un très grand nombre de démarches en cours de test. La plupart des EM cherchent à adapter aux estuaires des indicateurs développés en zone côtière. Certaines approches se démarquent néanmoins par leur originalité, comme par exemple celle des Pays-Bas qui prend en compte plusieurs échelles : l'écosystème, l'échelle inter-habitats et l'échelle intra-habitats. La synthèse montre cependant que le développement d'un indicateur benthos pour les milieux estuariens (caractérisés par une grande variabilité naturelle temporelle et spatiale) se révèle particulièrement difficile du fait de certaines particularités de la faune benthique invertébrée, telles que l'effet majeur de paramètres naturels à l'échelle du micro-habitat et le fait que son échantillonnage demande beaucoup de main d'œuvre. Ceci a conduit certains pays à questionner la pertinence de l'indicateur benthos pour les estuaires (ex. : le Royaume-Uni).

Pour aider au développement de l'indicateur DCE estuarien basé sur la faune benthique invertébrée, la synthèse sur les indicateurs DCE (Courrat et al., 2010) fait ressortir les pistes de travail suivantes :

- Assurer une bonne standardisation du protocole, a priori et a posteriori via des analyses de variances.
- Définir les seuils et/ou les états de référence par combinaison de variables ayant un effet majeur sur les peuplements benthiques (ex. variables de l'habitat) et/ou sur les valeurs des métriques calculées à partir des données récoltées (ex. engin et protocole de prélèvement).
- Chercher à travailler sur des guildes fonctionnelles, afin de parer la notion d' « estuarine quality paradox » (Dauvin, 2007 ; Elliott & Quintino, 2007).

Des études de fiabilité (*i.e.* évaluation des risques d'erreur de classification liés à l'indicateur benthos en estuaire (d'ailleurs demandée par la DCE) devraient permettre d'argumenter en faveur ou en défaveur de la pertinence d'un indicateur basé sur la faune benthique invertébrée pour MET estuariennes.

d) Indicateurs hydro-morpho-sédimentaires

Les recommandations sur les indicateurs hydro-morpho-sédimentaire (HMS) sont issues d'une réflexion approfondie sur les liens fondamentaux entre le fonctionnement HMS des estuaires et le développement des communautés biologiques (ichtyofaune, zoobenthos, végétation et zooplancton) (Foussard et Sottolichio, 2011). Cette réflexion, complètement nouvelle en ce qui concerne les estuaires français, a été possible pour la première fois dans le cadre de BEEST. Cette démarche a été menée en appui à celle menée par le groupe de travail DCE national coordonné par le BRGM qui a pour objectif de proposer des indicateurs HMS opérationnels pour les masses d'eau côtières et de transition. Le groupe DCE national a adopté une approche différente de celle du Groupe de Travail (GT) HMS BEEST en considérant en premier lieu les pressions anthropiques, comme la majorité des États membres soumis aux exigences de la DCE (Foussard et Sottolichio, 2010).

La relation biologie-HMS est complexe. La réflexion n'est pas achevée au terme du projet BEEST, et les recommandations ci-dessous sont une première étape qu'il serait souhaitable de poursuivre.

La recherche d'indicateurs HMS du très bon état écologique des estuaires est un exercice difficile, car la situation supposée de « **référence du très bon état** » n'est pas suffisamment documentée pour les grands estuaires français (Annexe 1). Toutefois, il y a consensus au sein du GT HMS BEEST autour du principe que **l'état actuel des estuaires doit être préservé ou amélioré**, et dans les tous cas pas dégradé. La DCE permet de se doter du cadre et des outils nécessaires pour agir en ce sens.

Ainsi, un certain nombre de facteurs HMS ont été identifiés comme ayant une influence significative sur les communautés biologiques. Pour chaque facteur, une modification dans le temps (dans les sens d'une « augmentation » ou d'une « diminution ») aura des effets qui ont été évalués théoriquement comme « favorables » ou « défavorables » aux communautés biologiques. Dès lors que l'on suit l'évolution temporelle

future de ces facteurs dans les estuaires, il est possible de déduire une tendance de variation vers un sens « favorable » ou « défavorable » qui modifiera l'état écologique des estuaires.

Ce principe permet de surveiller tout écart futur de l'état hydro-morpho-sédimentaire des estuaires par rapport à l'état actuel. Par ailleurs, ce principe permet d'éviter le recours à des seuils de tolérance, devant être fixés de manière arbitraire. Pour certains paramètres hydro-morpho-sédimentaires, ces seuils ne sont pas faciles à déduire en l'état actuel des connaissances, et n'ont pas pu être abordés par le GT HMS BEEST.

Les facteurs HMS ayant une influence significative sur les communautés biologiques ont été synthétisés en indicateurs sensibles. Afin de répondre aux exigences de la DCE dans le cadre de BEEST, ils sont regroupés dans le tableau ci-dessous.

Indicateur	Paramètre/métrique	Méthode préconisée	Périodicité du relevé	Principales tendances d'évolution « favorables » par rapport à la biologie
Étendue des zones halines	Distribution des surfaces par classes de salinité	Modélisation avec actualisation de bathymétrie et des conditions de débit fluvial	pluriannuelle (à préciser)	Variété des zones halines, importance des zones mésohalines
Surface des zones intertidales et continuité longitudinale	Bathymétrie sub et intertidale	sondages /SIG	à préciser	Conservation (a minima) ou augmentation des surfaces découvrantes. Grande attention portée sur les zones de refuge en eau permanente
Connectivité, gradients de vitesse sur l'axe de l'estuaire	Distribution des courants maximum par classe le long de l'axe estuarien	Modélisation avec actualisation bathymétrique	à préciser	Diversité des courants aussi bien latéralement que longitudinalement
Turbidité (et état d'oxygénation)	Étendue de la zone turbide	Modélisation et mesures	Continue	Maintenir le positionnement du bouchon vaseux
Faciès sédimentaires	Surface relative par type de sédiment	Cartographie sédimentaire	Pluriannuelle	Diversité des substrats pour permettre une diversité des habitats
Durée des étiages/crués	Débit fluvial, nombre de jours par classe de débit	mesures	continue	Crue : nécessaire pour un renouvellement du système favorable à la biologie Étiage : assurer un débit minimum compatible avec les besoins biologiques (migration...)

Tableau 1 : Indicateurs hydro-morpho-sédimentaires proposés par le GT HMS pour le suivi opérationnel de l'état écologique des grands estuaires français

Ce tableau appelle un certain nombre de commentaires :

- Cette liste d'indicateurs **est provisoire, car non exhaustive**. Elle reflète un état d'avancement de la réflexion GT HMS BEEST au moment de la fin du projet BEEST, elle est amenée à évoluer et à être enrichie par des travaux futurs.
- Les indicateurs mentionnés ci-dessus **doivent pouvoir être validés par des tests** sur les grands estuaires français.
- La **périodicité de mise à jour des indicateurs est volontairement imprécise**. Elle devra être précisée en fonction de la vitesse d'évolution connue pour chaque estuaire, mais en tenant compte des possibilités réelles

des organismes gestionnaires à mettre à jour ces paramètres (fonction des contraintes techniques des coûts de mise en œuvre).

- Quelques indicateurs ne peuvent pas être obtenus par de la mesure, mais peuvent être générés par de la simulation hydrodynamique (courants, salinité). La modélisation numérique et en particulier les modèles hydrodynamiques forcés par la marée, sont des outils de plus en plus répandus au sein de la communauté scientifique, et leur mise en œuvre s'est progressivement banalisée. Il convient **d'intégrer à présent la modélisation numérique comme un outil de gestion** et d'aide à la mise en œuvre de la DCE dans les grands estuaires français.

- Des indicateurs sont dépendants de mesures continues (débit, turbidité). Pour des raisons évidentes de coût de mise en œuvre et de gestion, il est illusoire de prétendre à un suivi spatio-temporel complet des masses d'eau estuarienne. Toutefois, il convient de **tirer avantage des réseaux de mesure existants**, qui fournissent des mesures ponctuelles, mais susceptibles d'enregistrer des changements significatifs de l'état du système.

- Le tableau d'indicateurs est issu d'une liste de paramètres/métriques considérés indépendamment les uns des autres. Il conviendra d'étoffer ce tableau par un effort de **croisement entre paramètres**. Celui-ci permettra de mieux rendre compte des interactions effectives entre les différents facteurs HMS dans le milieu, et éventuellement de faire émerger des indicateurs plus synthétiques. Par ce moyen, **une hiérarchisation des indicateurs** est également possible.

Pistes de travail futur

Un certain nombre de pistes évoquées en GT peuvent être approfondies.

- Il conviendrait de mieux explorer les paramètres HMS caractérisant l'état physique et morphologique des estuaires, listés dans les rapports de R. Lafite et al. (2003, 2004) réalisés dans le cadre du Programme de recherche Seine-Aval 2. Plusieurs paramètres, indices et critères de classifications pourraient aider à constituer des indicateurs HMS, mais ils sont dépendants de nombreuses variables à mesurer, et certains sont peu accessibles aux gestionnaires. Un travail de **simplification, synthèse et transfert en tant qu'outils de gestion** semble pertinent pour compléter et amender le tableau.

- Les grands estuaires français sont caractérisés par des turbidités élevées. La concentration en matières en suspension est un paramètre important du milieu, mais qui n'a pas été suffisamment abordé par le GT HMS en tant que tel. Une réflexion autour d'un **indicateur « turbidité » ou « bouchon vaseux »** serait intéressante à mener. Ce travail pourrait se faire en concertation avec la réflexion sur les indicateurs physico-chimiques, étant donné l'influence avérée dans certains cas de la turbidité sur les déficits en oxygène dissous.

- Au cours du projet, il a été évoqué une collaboration entre le GT HMS BEEST et le groupe travaillant sur le SIG Habitats Fonctionnels (Axe 3 du projet BEEST). Celle-ci n'a pu être totalement réalisée dans le temps imparti pour le projet. Néanmoins, la réflexion du GT HMS BEEST a permis de construire des tableaux de l'influence d'une douzaine de paramètres HMS sur les 4 compartiments biologiques considérés. Ces tableaux constituent une source d'information potentiellement utile pour le travail sur SIG. Il serait intéressant que ces tableaux soient repris et utilisés par le groupe SIG Habitats Fonctionnels. Réciproquement, les fiches par espèces et le tableau « préférendum » pourront alimenter la réflexion HMS et permettre d'affiner la définition des nouveaux indicateurs HMS.

- La prise en compte des différents indicateurs HMS présélectionnés permet *in fine* de caractériser des habitats au travers de leur structure (bathymétrie, substrats, salinité...) et des facteurs qui conditionnent leur accessibilité ou leur maintien (courant, continuité...). **Un habitat quel qu'il soit est jugé fonctionnel lorsque plusieurs caractéristiques HMS spécifiques (substrat, salinité, courantologie, etc.) sont réunies**. La modification de l'une ou l'autre des caractéristiques peut rendre moins attractif un habitat pour des espèces données, mais plus attractif pour d'autres. Ainsi, au-delà de l'analyse de la diversité des conditions ou de la continuité du milieu, **cet aspect est important à considérer lors de la détermination de l'état HMS des masses d'eau ou encore lors de définition d'actions de restauration** des milieux estuariens en vue d'améliorer un état HMS jugé dégradé.

3. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques dans les estuaires

Les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde sont caractérisés par de longs temps de résidence des eaux et des Matières en suspension (MES) en leur sein. De par leurs caractéristiques hydromorphologiques et

les volumes d'eau en jeu (arrivée d'eaux fluviales en amont et marines en aval), ces temps sont très variables d'un estuaire à un autre et d'une saison à l'autre. Ceci a une influence primordiale sur toutes les caractéristiques physico-chimiques des eaux, fortement influencées aussi par l'impact dû aux apports d'origine anthropique.

Extraites du rapport Foussard et Etcheber (2011), trois types de recommandations seront formulées ici, portant sur :

- **l'intérêt de bénéficier d'un panel de paramètres** permettant à la fois de comprendre et décrire au mieux le fonctionnement de ces interfaces continent-océan et dont la variabilité spatio-temporelle est la caractéristique première ;
- la **pertinence de la notion de seuil** appliquée à la mesure des paramètres physico-chimiques de ces milieux si instables ;
- l'adoption d'une **stratégie d'observation la plus adéquate** possible, traduisant au mieux les évolutions de ces milieux estuariens.

a) Justification de la mesure des caractéristiques physico-chimiques des eaux estuariennes.

Au-delà de la variabilité saisonnière de la **température des eaux**, il est primordial de détecter toute évolution à longue échelle de temps de ce paramètre, révélatrice de l'impact du changement climatique (élévation de la température de l'air). Une telle évolution a un effet direct sur la zonation et le comportement de bien des espèces estuariennes et a déjà été clairement mise en évidence en Gironde.

Surveiller la « marinisation » d'un estuaire passe par la mesure de sa **salinité**, qui, si elle révèle une progression à l'échelle de temps pluridécennale, rend compte de ce phénomène. D'année en année, débits d'étiage de plus en plus faibles sur des laps de temps ayant tendance à augmenter, élévation du niveau de la mer, certes modérée, mais graduelle, renforcent ces processus. Ces derniers ont une influence directe sur la zonation biologique dans les estuaires, mais aussi sur la biogéochimie des polluants présents dans ces milieux.

Dans l'estuaire, si la situation géographique de la Zone à **Turbidité Maximale** (ZTM ou bouchon vaseux) dépend essentiellement de l'évolution des débits, l'intensité de cette turbidité dépend aussi des coefficients de marée et des cycles de dépôt – remise en suspension dans le système bouchon vaseux-crème de vase. L'enregistrement des mesures de turbidité élevée doit donc être interprété comme la simple présence de bouchon vaseux sur le lieu de mesure.

Concernant la **teneur en oxygène** des eaux, ce paramètre suit des lois physiques de dissolution faisant que toute élévation de la température et montée de la salinité (à un degré moindre) joue directement sur la réduction de sa concentration dans l'eau (Annexe 2). De plus, la circulation perturbée des eaux de l'estuaire (oscillation amont-aval de courte extension lors des débits et coefficients de marée faibles), les apports anthropiques (carbonés et azotés notamment) et les processus biologiques (oxydation, dégradation de la matière organique) influent aussi très fortement sur sa concentration. Ce paramètre, primordial pour tout l'équilibre du milieu estuarien, a une double influence sur la vie biologique : s'il est en concentration trop faible, il induit directement un problème de survie chez les populations biologiques, mais il peut aussi influencer le comportement des micropolluants, notamment leur solubilité et donc leur accessibilité au biote.

Comme évoqué précédemment, la nécessité de connaître la charge en **sels nutritifs** des eaux estuariennes (notamment les produits azotés et phosphorés) est impérative pour au moins deux raisons :

- leur participation directe au phénomène de photosynthèse et, s'il y a eutrophisation, à une sous-oxygénation due à la mortalité de ce phytoplancton alors trop abondant ;
- les apports anthropiques en NH_4^+ (effluents domestiques non traités notamment), à la base d'une consommation très importante de l'oxygène lors de leur transformation en nitrate.

Enfin, la mesure des teneurs en **Chlorophylle a** et en **phéopigments** est un bon indice de la productivité des eaux estuariennes qui, si elle est quasi-inexistante dans la ZTM, peut être importante en zone fluviale tidale ou à l'embouchure, quand les eaux sont suffisamment claires. En effet, dans la ZTM, la faible pénétration de la lumière liée à la forte turbidité ne permet pas à des organismes photosynthétiques de se développer, hormis ponctuellement dans les premiers centimètres de la colonne d'eau. En revanche, cette ZTM est assimilée à un réacteur chimique naturel très efficace qui, sous l'action de bactéries, facilite les processus de dégradation de la matière organique, dont le phytoplancton d'origine fluviale et marine piégé dans le bouchon vaseux. Celui-ci sera alors consommé et/ou minéralisé engendrant de très fortes consommations d'oxygène dissous.

En résumé, si l'on veut suivre l'évolution de la qualité physico-chimique des eaux estuariennes à une échelle de temps conséquente, chacun des paramètres précités joue un rôle important dans le fonctionnement de l'estuaire, dont il faut aussi connaître l'évolution dans le temps.

Adjoindre aux mesures de chlorophylle celles de **teneurs en carbone organique (COP)** doit être fortement conseillé : les rapports Chla/COP permettent de mieux cerner l'origine de la fraction organique présente dans les eaux estuariennes (terrigrène/phytoplanctonique) et de renseigner sur sa biodégradabilité.

b) Pertinence de la définition des seuils de qualité physico-chimique définis dans le cadre de la DCE.

Des grilles de qualité relatives aux paramètres physico-chimiques considérés ont été élaborées dans le cadre de la DCE. L'analyse de la pertinence de ces seuils s'est portée sur la grille de qualité proposée : (i) par Taverny et al. (2009) en lien avec l'ichtyofaune pour la température, la turbidité et la concentration en oxygène dissous, (ii) de Daniel et al. (2010) pour les sels nutritifs et (iii) de Soudant et al. (2010) pour le phytoplancton intégrant des seuils de qualité pour la chlorophylle a.

La pertinence de ces seuils a été **jugée au travers de la connaissance et/ou l'analyse des processus physico-chimiques observés** dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde.

Pour la **température**, la proposition d'un seuil de 28°C à ne pas dépasser paraît fort bien fondée, du fait que de telles températures ont un réel impact sur la biologie de certaines espèces et restent des cas mesurés exceptionnellement, les eaux étant alors classées en qualité médiocre. Toutefois, des eaux estuariennes dont la température oscille entre 23 et 28°C, qualifiées alors de qualité moyenne, se rencontrent assez souvent en étiage estival, sans que cela ait forcément des conséquences néfastes sur les populations en place. Une telle classification peut donc être problématique. Bien sûr, un tel découpage en zone littorale est plus pertinent, ces masses d'eau ayant le plus souvent un pouvoir thermique tampon (moindre sensibilité aux variations nocturnes et diurnes de la température de l'air) bien supérieur à celui des eaux estuariennes.

Les **salinités** trouvées en milieu estuarien sont toujours inférieures aux salinités communément admises comme problématiques pour l'ichtyofaune (tolérance de certaines espèces de poissons jusqu'à 40 à 100 PSU contre des valeurs ne dépassant pas les 38 PSU en milieu estuarien) (Taverny et al., 2009). Elles présentent de plus une gamme de valeurs très étendue, allant de 0 à plus de 25‰. Les organismes vivants inféodés au milieu estuarien sont en général euryhalins et, de ce fait, supportent les variations quotidiennes de salinité. Les autres espèces, caractéristiques d'une gamme de salinité donnée, migrent dans l'estuaire au gré des déplacements des masses d'eau. La définition d'un seuil à ne pas dépasser n'est donc pas judicieuse pour ces interfaces continent-océan, le paramètre salinité apparaissant alors comme un critère peu pertinent pour caractériser la qualité physico-chimique des eaux estuariennes.

Taverny et al (2009) ont proposé des seuils de qualité non testés sur les différentes masses d'eau de transition pour la **turbidité** en considérant tous types d'estuaires (turbides ou non). Pour les 3 grands estuaires considérés, trois classes de qualité pour la turbidité des eaux estuariennes sont soumises : bonne qualité (0 à 50 NTU), qualité moyenne (50 à 500 NTU) et mauvaise qualité (supérieure à 500 NTU). Cette proposition de seuil de qualité pose, elle aussi, un problème : la présence d'une ZTM dans les trois estuaires est un phénomène naturel qui se caractérise dans certain cas par des turbidités bien supérieures à 500 NTU quelle que soit la période de l'année. Si les taux d'érosion dans les bassins versants des fleuves concernés sont élevés, les temps de résidence des eaux et des MES plus ou moins longs, en relation avec les débits fluviaux et les caractéristiques hydro-morpho-sédimentologiques de l'estuaire, alors les teneurs en MES seront forcément élevées.

Néanmoins, à des échelles de temps décennales, **les tendances des estuaires macrotidaux sont à l'envasement**. On rencontrera plus longuement dans le temps des turbidités supérieures à 500 NTU. Si quelques espèces s'adaptent plus ou moins à de tels milieux, **la qualité des eaux concernant la turbidité posera problème**. Il est donc primordial **de veiller à lutter contre les phénomènes de remontée vers l'amont du bouchon vaseux et de sa présence en zone fluviale tidale** par une gestion adéquate des débits fluviaux estivaux et de la circulation des eaux.

La proposition de seuil **des teneurs en oxygène dissous** à 5 mg/L pour avoir une eau de bonne qualité paraît raisonnable. Toutefois, les eaux estuariennes estivales, qui connaissent des périodes de quelques jours par an d'hypoxie prononcée (eaux de qualité médiocre à mauvaise dans les trois estuaires à ce moment-là), présentent une qualité moyenne sur des laps de temps conséquents en des zones bien précises.

Réagir contre cet état de fait est une priorité absolue qui va demander des réflexions approfondies de gestion de ces estuaires, car, déjà, les cycles « naturels » attendus (élévation de la température des eaux, baisse des débits d'étiage, montée du niveau de la mer) devraient faire que la sous-oxygénation des eaux ira

en augmentant, ceci sans tenir compte de l'évolution des pressions anthropiques (érosion des sols, population croissante...).

Concernant les teneurs en **sels nutritifs**, du fait de l'importance de la part anthropique souvent majeure dans les bilans d'apports et donc d'éventuels effets locaux marqués, il est délicat de définir des seuils pertinents pour l'ensemble des estuaires. Ce sont dans les eaux estuariennes peu riches en MES (donc à l'amont ou à l'aval de ces systèmes) que les teneurs en sels nutritifs stimulent la productivité primaire, réduite dans les ZTM (turbidité >500 mg/L). À l'opposé, dans les ZTM, les processus hétérotrophiques et biogéochimiques (biodégradation du phytoplancton, transformation de l'ammonium en nitrate) vont participer grandement aux phénomènes de sous oxygénation des eaux turbides. Si le problème de seuil est encore mal résolu, **veiller à réduire impérativement les apports en nitrate, phosphate et ammonium aux milieux estuariens doit encore être un souci permanent des gestionnaires.**

Enfin, si des seuils de **teneurs en chlorophylle** ont été préconisés pour des milieux fluviaux ou littoraux, dans lesquels la présence d'eaux claires permettrait de voir d'éventuels développements phytoplanctoniques, les barèmes adaptés ne s'appliquent que très mal dans les zones turbides des estuaires tels qu'en Seine, Loire et Gironde :

- dans les ZTM, la productivité primaire est quasi nulle ;
- les quelques unités de chlorophylle présentes viennent des zones estuariennes fluviales ou de l'embouchure et le phytoplancton connaît des degrés de dégradation plus ou moins avancés dans la ZTM.

Ce sont donc les eaux d'amont et à un degré moindre d'aval par rapport au bouchon vaseux, qui sont caractérisées par des taux de chlorophylle élevés, qui, au moins en Loire et en Seine, peuvent révéler des taux supérieurs à 20µg/L. Ces valeurs sont observées lors des blooms phytoplanctoniques, synonymes d'eaux de qualité médiocre à mauvaise selon la grille de qualité définie par Soudant et al (2010).

c) Pertinence des Normes de Qualité Environnementale utilisées pour la qualité chimique et physico-chimique

La pertinence des NQE a été étudiée dans le cadre du projet RixenSeine (programme Seine-Aval) dont les premiers résultats obtenus ont été repris et ont enrichi la réflexion menée dans le projet BEEST.

La NQE est « la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluant dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement » (arrêté du 25 janvier 2010). La NQE est calculée selon la méthodologie développée dans le guide technique européen (Technical Guidance Document : TGD) qui sert de support à la législation européenne pour l'estimation du risque environnemental d'une substance à partir des seuils d'écotoxicité disponibles (Annexe 3). Ces seuils sont normalement déterminés à partir des données mesurées *in situ* qui sont généralement insuffisantes à la vue du nombre de polluants, de support (eau, sédiment) et d'organismes à prendre en compte, diminuant ainsi la fiabilité des normes fixées. Certaines valeurs de NQE sont tout de même voisines des seuils d'écotoxicité obtenus par les scientifiques de RiskenSeine sur les organismes sélectionnés. Ces derniers se posent également des questions sur la pertinence des NQE de référence qui sont mesurées dans l'eau ne tenant pas compte des réalités de terrain. En effet, la plupart des substances prioritaires nommées dans la DCE sont hydrophobes (donc, elles ne peuvent pas être mesurées dans l'eau). Ces substances se trouvent dans les MES, le sédiment ou le biote, matrices qui ne sont pas prises en compte dans le TGD. Autre difficulté si les NQE s'avéraient pertinentes, l'estimation du risque proposée par le TGD est celle d'un risque abordé molécule par molécule en ignorant les effets de mélanges complexes de molécules auxquels l'écosystème est exposé.

d) Préconisation pour une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques des eaux estuariennes.

En raison de l'extrême variabilité de ces paramètres dans ces estuaires, il est absolument nécessaire de :

- passer par une **phase de compréhension poussée du fonctionnement** de chacun des estuaires du point de vue physico-chimique,
- en fonction du degré de compréhension acquis, **choisir la stratégie récurrente d'observation la plus pertinente, tenant compte des contraintes** administratives et/ou budgétaires imposées pour la mise en place de la DCE.

La phase « observation », entreprise sur des laps de temps importants, doit alors permettre d'enregistrer l'évolution de la qualité des eaux estuariennes sur le long terme.

De l'observation des 3 estuaires, il est proposé trois types de stratégies de surveillance : un suivi soutenu, un suivi plus ponctuel et une stratégie intermédiaire.

Enregistrements en continu

En toute logique, au moins pour les paramètres température, salinité, teneur en MES et en oxygène dissous, les enregistrements en continu du type des réseaux MAGEST (en Gironde) ou SYVEL (en Loire) se révèlent être des **stratégies très efficaces**. Le fait que de telles séries de mesure aient déjà été pratiquées, de même qu'en Seine, mais de façon plus ponctuelle dans le temps, a conduit à une sommation de connaissances qui doivent nous amener à proposer des stratégies efficaces et de moindres coûts. En effet, **les coûts élevés d'achat et de fonctionnement de ce type d'appareillage très sophistiqué rendent quasi-inenvisageable l'acquisition de tels systèmes sur un nombre élevé de stations.**

Les mesures « discrètes »

Les mesures « discrètes » à pas de temps espacés (du type mensuel ou hebdomadaire) posent par contre de gros **problèmes de représentativité des valeurs obtenues**. Au vu des résultats donnés par les divers réseaux mis en place dans les estuaires, **la probabilité de ne pas enregistrer des moments critiques, concernant par exemple l'oxygénation des eaux, est considérable**. En conséquence de quoi, il importe d'adapter des stratégies d'observation que l'on pourrait qualifier « d'intermédiaires », qui paraissent appropriés pour l'étude de tels milieux estuariens.

Une stratégie intermédiaire

Les enseignements tirés des réseaux de suivi en continu sur les 3 estuaires permettent de proposer une stratégie intermédiaire visant à cibler les périodes critiques d'un point de vue qualité physico-chimique tout en restant opérationnelle (Foussard et Etcheber, 2011). De façon très synthétique, un estuaire macrotidal connaît deux types contrastés de fonctionnement selon les périodes de l'année :

- si les débits sont moyens à élevés, l'estuaire joue le rôle de « **voie de transport** », avec des temps de résidence des eaux et des MES relativement courts dans l'estuaire ;
- si les débits sont faibles les temps de résidence peuvent alors devenir longs ; associés à des plus fortes températures de l'eau (en période estivale), les processus hétérotrophiques dominants provoquent la minéralisation de la matière organique avec de très fortes consommations d'oxygène dissous dans les eaux et des émissions conséquentes de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O notamment) ; l'estuaire devient un « **bioréacteur chimique** » très efficace.

Ce sont sur ces périodes estivales qu'il importe de faire des observations renforcées.

Pour qu'elles soient les plus pertinentes possibles et sachant que les préconisations annuelles sur les observations dans le cadre de la surveillance DCE sont trop espacées dans le temps (type mesures « discrètes ») en raison de contraintes budgétaires, il faudra proposer des stratégies d'observation mieux adaptées.

- i) Il est impératif d'effectuer le plus possible des mesures discrètes des paramètres (pas de temps bi-hebdomadaires à basse mer, par exemple) **sur les mois de juin à septembre dans les zones identifiées à risque** : autour de Bordeaux en Gironde, à l'aval de Rouen en Seine et dans le bouchon vaseux en Loire. Pour être encore plus efficaces, les mesures doivent être faites dans ces 3 estuaires, **les jours à faibles coefficients de marée et débits fluviaux, présentant aussi des températures de l'air élevées**. Ceci pourrait imposer la notion de présence d'une équipe disponible.
- ii) Autant que possible, dans la limite des moyens financiers, sur les périodes critiques potentiellement identifiées, **procéder à l'installation de sondes enregistreuses en continu des paramètres majeurs (température, oxygène dissous, MES) sur une ou plusieurs semaines** selon l'évolution des conditions climatiques et hydrologiques.
- iii) Procéder à la **mise en commun des données DCE avec celles d'autres réseaux ou d'autres missions scientifiques** faites dans l'estuaire, de façon à disposer de jeux de données les plus complets possibles. Cela doit passer par l'intéressement du plus grand nombre possible de personnels scientifiques au traitement des données, afin de suivre au mieux l'évolution des estuaires concernant leur fonctionnement biogéochimique et la qualité physico-chimique de leurs eaux.

4. Discussion

a) Les indicateurs et le bon état

La Directive Cadre européenne sur l'Eau nous a collectivement amené à nous poser des questions sur les notions de bon état pour l'ensemble des hydro-écosystèmes au-delà des notions de qualité des cours d'eaux de surface qui étaient jusque-là en vigueur en France, c'est-à-dire les systèmes d'évaluation de la qualité des eaux (SEQ eau, SEQ physique et SEQ bio). Un SEQ littoral a fait l'objet de plusieurs discussions et travaux à la même époque où la DCE a été ratifiée par les EM en octobre 2000. Cette nouvelle directive ayant force de loi, c'est donc dans cette direction que la France a continué la mise en application de systèmes d'évaluation de la qualité de toutes les catégories d'eau de surface, mais également d'eau souterraine avec un objectif clair qui est d'atteindre le « Bon état ». Des définitions normatives du bon état sont inscrites dans la DCE pour chaque élément de qualité biologique et les indicateurs qui avaient été développés auparavant ont donc dû être adaptés dans ce sens. Pour les milieux comme les estuaires, aucun indicateur utilisable pour les besoins de la DCE n'existait. De plus, les jeux de données nécessaires au développement de nouveaux indicateurs étaient en général inexistantes. Le développement d'indicateurs DCE compatibles pour les estuaires a donc nécessité de nouvelles acquisitions de données.

Les indicateurs DCE se placent dans un contexte particulier qu'il faut rappeler aux potentiels utilisateurs des diagnostics produits par ces indicateurs. **Les indicateurs DCE ont vocation à fournir une évaluation à l'échelle de la masse d'eau et ne sont pas, à ce titre, des indicateurs d'impact de telle ou telle activité exerçant une pression sur les systèmes.** Les stratégies de surveillance mises en place pour chaque élément de qualité doivent permettre de fournir une note de qualité par plan de gestion, donc tous les six ans. La surveillance est donc à concevoir comme une surveillance patrimoniale un peu générale permettant de faire ressortir un éventuel problème sur une masse d'eau sans pour autant permettre d'identifier de manière précise ledit problème. En cas de problème, un contrôle opérationnel visant à en circonscrire l'origine doit être mis en place de façon à mieux orienter les mesures correctrices à mettre en œuvre pour atteindre le bon état. **Le fait d'obtenir une note pour une masse d'eau correspondant au bon état ne signifie pas pour autant qu'aucune activité n'impacte la qualité de la masse d'eau, mais seulement que globalement la qualité est bonne.**

b) Réponse actuelle des indicateurs DCE

Le constat que nous pouvons faire aujourd'hui sur l'état de l'art et sur les réponses des indicateurs DCE dans les estuaires est que la majorité des indicateurs est encore en chantier, que ce soit pour les indicateurs hydromorphologiques, physico-chimiques ou biologiques. Les travaux avancent, bien sûr, mais le démarrage a été trop lent, trop long, étant donné la complexité de la tâche à réaliser. Certains pays ont démarré les travaux d'acquisition de données et de développement de leurs indicateurs dès 2000 voire même en 1999. En France, pour le milieu estuarien, les premiers travaux ont commencé en 2003 sur le poisson, les autres éléments de qualité biologique sont venus bien plus tard et pour l'hydromorphologie et la physico-chimie, les travaux ont démarré avec ce projet de recherche BEEST.

Les indicateurs « Hydromorphologie » et « Physico-chimie »

Les indicateurs hydromorphologie (traitée en tant que hydro-morpho-sédimentaire (HMS) dans le présent document) et Physico-chimie sont considérés comme nouveaux dans le paysage des indicateurs DCE. Étant donné leur récente prise en compte, l'état des réflexions n'est évidemment pas finalisé, mais apporte un éclairage intéressant sur les pistes à explorer pour la mise en place de suivi de paramètres permettant la caractérisation des masses d'eau estuariennes. Plusieurs pistes sont données pour créer des indicateurs HMS ainsi que la fréquence de mise à jour de chaque indicateur. L'utilisation de modèles semble nécessaire pour permettre d'obtenir des informations inaccessibles par des observations de terrain. Les trois grands estuaires disposent aujourd'hui de modèles hydrodynamiques et/ou hydrosédimentaires. Il semblerait intéressant que les experts se penchent sur le choix d'un ou plusieurs modèles adaptés aux grands estuaires qui permettraient de fournir une information de même nature commune sur les estuaires de Seine, Loire et Gironde. Il sera également nécessaire pour des besoins de pérennisation de traitement de l'information que plusieurs experts soient formés à l'utilisation de ces modèles de façon à assurer la continuité dans le temps, c'est à dire pour les prochains plans de gestions (2015-2021, 2022-2028, etc.). D'ici là, les pistes de travail relevées au cours de BEEST doivent être poursuivies afin d'obtenir des indicateurs opérationnels.

Pour la physico-chimie, la stratégie consistant à surveiller les secteurs reconnus comme posant potentiellement des problèmes paraît la bonne démarche à suivre. Il est à noter toutefois que malgré le caractère naturel des zones de turbidité maximum observées sur les trois grands estuaires, il paraît évident qu'une part que cette turbidité est liée aux activités humaines et comme le soulignent les auteurs ayant travaillé sur les indicateurs

HMS, cette part de turbidité ne devrait pas augmenter et pourrait même éventuellement être réduite étant donné les effets sur l'oxygénation de l'eau et ses effets en cascade sur les différents éléments biologiques. Une acquisition de données continue sur plusieurs mois de la période estivale semble être nécessaire pour mieux analyser les processus et la dynamique de chaque paramètre. Ce n'est qu'après une période de plusieurs années d'observation qu'il sera possible de définir une éventuelle stratégie d'observation plus ciblée.

Les indicateurs biologiques

Concernant les indicateurs biologiques, le principal mot d'ordre devrait être « continuer ». Si la plupart des indicateurs ne sont pas encore opérationnels, ce n'est probablement pas parce qu'ils ne sont pas significatifs pour l'évaluation de la qualité écologique des estuaires, mais plutôt parce que le travail n'est pas encore abouti pour diverses raisons. Il a été mis en évidence pour certains éléments de qualité que des indicateurs existent dans d'autres EM et qu'il est a priori possible de développer des équivalents au niveau français voire plus simplement de reprendre les outils développés ailleurs pour les adapter aux estuaires français. Une analyse plus poussée que ce que nous avons pu réaliser de la part des experts français sur les différents indicateurs développés dans les eaux de transition de nos voisins européens pourrait permettre de relancer une dynamique afin d'obtenir des indicateurs opérationnels. Les groupes d'intercalibration devraient être le lieu idéal pour avoir ces discussions même en dehors des exercices d'intercalibration formels. Il apparaît qu'un effort financier relativement conséquent au regard de la tâche qu'il reste à accomplir sera à prévoir de la part des gestionnaires pour encore quelques années si nous voulons obtenir des indicateurs biologiques fiables. Notons que l'indicateur poisson, même s'il présente un état d'avancement plus abouti, est évidemment très perfectible et nécessitera encore quelques développements avant d'être vraiment stabilisé.

C. POURQUOI VOULOIR DEPASSER LA DCE ?

Depuis la mise en place de la DCE, de nombreux indicateurs de qualité ont pu être définis pour les milieux côtiers et fluviaux. En revanche, les estuaires se trouvent être des milieux « un peu orphelins » à l'interface entre fleuve et océan et où les fortes contraintes hydrodynamiques et sédimentaires observées naturellement compliquent sérieusement l'exercice de caractérisation du bon état écologique selon la DCE.

Les travaux de BEEST ont permis de mettre en avant les avancées, mais aussi les limites de cette Directive notamment via les nombreuses questions qu'elle suscite sur les notions de bon état écologique, de référence, de seuils... dans des écosystèmes aussi évolutifs que les grands estuaires macrotidaux.

Malgré ce constat, des travaux ont pu être engagés sur les eaux de transition et ont permis d'obtenir des **résultats très prometteurs pour certains compartiments biologiques**. C'est notamment le cas pour l'indice « ELFI » basé sur l'ichtyofaune en cours de finalisation et l'indice « MISS-TW » concernant la faune benthique où des recherches plus approfondies sur la définition de la référence notamment sont nécessaires. Pour les autres éléments de qualité (**phytoplancton, macroalgues et angiospermes, hydromorphologie et physico-chimie**), **aucun indicateur n'a véritablement été construit pour les estuaires jusqu'à présent en France**. Bien que d'autres pays européens aient développé des indicateurs phytoplancton, macroalgues et angiospermes (soit en étendant leurs recherches aux zones annexes : schorre, annexes hydrauliques, soit en excluant la zone de turbidité maximale, mais en tenant compte de la zone fluviale tidale (Courrat et al., 2010)), en France, leur prise en compte n'a pas été jugée pertinente en raison de la forte turbidité que présente ces trois grands estuaires. Pour les autres éléments (hydromorphologie et physico-chimie), les travaux ont débuté tardivement (en 2008 pour le groupe de travail national sur l'hydromorphologie) ce qui n'a pas permis de mettre en avant des résultats concrets en matière d'indicateur. Néanmoins, le projet BEEST a permis de proposer une méthode de travail basée sur des échanges à dire d'experts entre physiciens et biologistes aboutissant à des premières propositions concrètes liées au fait que, plus le milieu sera diversifié en termes d'habitats, plus grande sera la probabilité d'y rencontrer un grand nombre d'espèces.

La DCE a eu le grand mérite d'attirer l'attention sur la dégradation des systèmes aquatiques sous l'effet des activités humaines, ainsi que sur la nécessité de réduire les pollutions et de restaurer les habitats. Il ne s'agit donc pas de contester les attendus de cette directive qui a mobilisé les gestionnaires autour d'un projet structurant. Ce qui pose problème aux scientifiques de BEEST, ce sont les **moyens utilisés pour fixer les objectifs et évaluer les résultats des programmes d'amélioration mis en œuvre**.

Au cours du processus de mise en œuvre de la Directive, la définition de l'état écologique a quelque peu évolué. Tout d'abord basée sur une appréhension statique fondée sur le concept d'intégrité biotique (« valeurs des éléments de qualité »...), l'état écologique est ensuite (re)défini comme l'expression de la qualité de la **structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques** (cf. rappel des définitions § II-A). Pour autant, l'annexe V qui définit les critères biologiques sur lesquels doit être évalué l'état écologique des masses d'eau **mentionne uniquement des caractéristiques relatives à la structure** des communautés écologiques identifiées (éléments de qualité biologique). Il existe donc une ambiguïté apparente soulignée par de nombreux experts : si on ne peut à priori pas exclure le fait que, sur le fond, la Directive ambitionne de considérer à la fois la structure des communautés biologiques et les processus écologiques liés au fonctionnement des écosystèmes (de Jonge et al. 2006), on ne peut que constater que **les exigences normatives du texte ont conduit à l'élaboration d'indicateurs basés sur des éléments structuraux et taxonomiques plutôt que sur des éléments relatifs au fonctionnement** ou au rôle fonctionnel des écosystèmes (de Jonge et al. 2006, Hering et al. 2010).

Le présent travail de revue des indicateurs développés en France et en Europe sur les différents éléments de qualités souligne avec force ce constat. Or, d'un point de vue méthodologique et technique, d'une part le lien entre structure des communautés et fonctionnement des écosystèmes n'a généralement pas été formellement établi et d'autre part, l'intégration des constats à l'échelle des différents éléments de qualités dans un diagnostic fonctionnel global à l'échelle de l'écosystème reste assez « rudimentaire » (règle du « One out – all out » ne permettant pas de tenir compte des interactions entre les différents éléments de qualité biologique d'un écosystème alors qu'à l'évidence les dynamiques de chaque élément ne sont pas indépendantes). Mais même d'un point de vue conceptuel, le lien entre structure des communautés et fonctionnement des écosystèmes estuariens est loin d'être évident. Il apparaît donc absolument nécessaire d'approfondir les approches fonctionnelles et le lien entre processus écologiques et structure des communautés pour répondre aux objectifs fondamentaux de la DCE.

Par ailleurs, la notion de « bon état écologique » au cœur de la DCE (cf. rappel des définitions § II-A) fait débat. Le bon état écologique s'inscrit dans une démarche dont l'objectif à atteindre est un état écologique évalué par la diversité biologique érigée en juge de paix, *via* les indices biotiques notamment. Une telle démarche pose problèmes :

- Les indices basés sur la présence / absence d'espèces perdent en intérêt en privilégiant plutôt un **état statique dans des systèmes aquatiques dynamiques** au cours du temps. Cet état stable limite les possibilités de modification des peuplements (disparition, apparition sous l'effet de divers facteurs tels qu'une extension de leur aire naturelle ou une introduction).
- Se fixer pour objectif un état correspondant à des systèmes non impactés ne correspond pas à la réalité. Beaucoup de systèmes aquatiques européens sont le **résultat d'une coévolution naturelle et anthropique** et des usages que les sociétés humaines en ont faits. Le bon état des masses d'eau ne peut donc s'évaluer indépendamment des usages, c'est-à-dire des biens et des services attendus de ces anthroposystèmes.

Par ailleurs, les caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires sont considérées comme un élément support à la biologie dans la DCE alors qu'elles sont très clairement à la base du fonctionnement des écosystèmes. Elles influencent aussi bien la qualité physico-chimique des eaux (ex réoxygénation par agitation), la qualité chimique (ex transport et dilution des contaminants) et indirectement la qualité biologique au travers des habitats disponibles.

Les caractéristiques morphologiques et physico-chimiques jouent donc un rôle structurant dans le fonctionnement écologique et la composition des peuplements. Les considérer en premier lieu (et non comme des éléments support à la biologie) amène à la notion d'habitat qui est pour BEEST, est fondamentale pour caractériser l'état écologique des estuaires. Cette approche par les habitats permet également d'avoir une vision plus globale des milieux et de leur fonctionnement (et non plus uniquement centrée sur des espèces spécifiques). Au-delà même de la caractérisation de la qualité des milieux, cette vision plus globale permet d'avoir des objectifs de restauration non ciblés sur un site, mais à plus grande échelle, tenant compte du fonctionnement global de l'estuaire. Ceci devrait augmenter les possibilités d'atteindre les objectifs de qualité et rendre ainsi les actions de restaurations plus efficaces.

III. LE BON ETAT ECOLOGIQUE DE QUOI S'AGIT-IL ? (AXE 2)

Pour répondre aux exigences de la DCE, il est impératif de définir ce qu'est le bon état et le bon potentiel. La représentation du bon état n'est pas partagée par tous les scientifiques. Mais l'idée même de bon état, au-delà des concepts scientifiques qu'elle peut recouvrir, est-elle partagée par d'autres acteurs de la société ?

Parmi les objectifs du projet BEEST (axe 2) figure une réflexion sur la signification des notions de bon état, bon potentiel, d'état de référence... par le biais d'une approche non pas uniquement écologique, mais pluridisciplinaire. Cette réflexion a visé à répondre à plusieurs questions :

- Qu'est-ce que le « bon état », le « bon potentiel » ? Est-il possible de trouver une définition et une référence du bon état d'un milieu estuarien qui fasse consensus entre les différents types d'utilisateurs ?
- Quels indicateurs socio-économiques aideraient à le caractériser ?
- Comment rendre opérationnelle pour les gestionnaires cette notion un peu abstraite ?

A. ÉVOLUTION DES CONCEPTS SAVANTS

1. Le bon état, bon potentiel a-t-il des bases scientifiques ?

La notion de bon état écologique qui fait aujourd'hui débat auprès des scientifiques tant sur sa définition que sur son application, est absente de la littérature scientifique avant la Directive-cadre sur l'eau (première occurrence avec Logan & Furse, 2002).

Cette notion est d'usage plutôt restreint les premières années puis beaucoup plus large depuis, avec des pics récents indiquant des usages croissants. De l'analyse scientométrique et des recherches sur la genèse de la DCE réalisées en partie dans le cadre du projet BEEST, il ressort que préalablement à la DCE, les termes utilisés pour aborder les milieux aquatiques étaient plutôt « santé des écosystèmes » ou « intégrité écologique », notions qui faisaient également l'objet de controverses (Annexe 4). Cependant, les auteurs qui mobilisent la notion de bon état aujourd'hui citent des auteurs qui ont promu ces concepts. Cela indique-t-il une continuité ? Nous pencherions plutôt pour dire qu'il y a à la fois continuité (on peut pister des liens entre les auteurs) et rupture, la DCE ayant imposé plusieurs créations conceptuelles qui irriguent depuis les publications scientifiques et tendent à les renouveler.

C'est l'apparente contradiction observée sur le terrain entre des « scientifiques » qui contestent la scientificité du concept et d'autres qui au contraire soulignent ses vertus qui permet de comprendre qui sont les scientifiques qui furent impliqués dans le processus d'écriture de la DCE et pourquoi ils se disqualifient parfois entre eux (Loupsans, 2011). Un examen des cultures épistémiques qui caractérisent ces engagements pluriels permet de montrer que les scientifiques-chercheurs sont les plus critiques vis-à-vis de la DCE et du concept de bon état dont on peut penser qu'il est d'inspiration gestionnaire du fait qu'il présente certaines affinités avec les principes de bonne gouvernance ou de bonnes pratiques (une étude informatique d'un corpus de textes préparatoires à la directive permet de relever ces affinités). La façon dont la DCE a été préparée en amont montre par ailleurs que d'autres formes de savoirs et cultures épistémiques ont joué : ceux des experts auprès de l'Union Européenne qui ont une formation scientifique, mais n'exercent pas dans la recherche et ont œuvré pour la prise en compte de préoccupations politiques, managériales et comptables. Une proximité entre la législation européenne en matière de gestion des pollutions atmosphériques et celle relative à la gestion des milieux aquatiques a été identifiée. Cette hypothèse doit encore être vérifiée afin de voir si les objectifs fixés en matière de qualité de l'air n'ont pas circulé et influé sur la législation en matière d'eau.

En résumé, si le concept de bon état n'a pas de bases scientifiques bien établies, en intégrant la dérivation en bon potentiel sur les MEFM, il s'inscrit plutôt dans la lignée du concept de « bonne santé » des écosystèmes des anglo-saxons.

De manière schématique, la notion de « santé des écosystèmes » part du principe que les activités humaines entraînent des « dysfonctionnements » (ou considérés comme tels) dans les écosystèmes fortement anthropisés (Rapport et al, 1998). Jugé dépendant de la perception sociale (Rapport, 1989), ce concept intègre aussi bien des aspects écologiques que sociétaux (usages et aménités) introduisant alors les notions de biens et de services rendus par les écosystèmes (Boulton, 1999). Le terme « santé des écosystèmes » est facilement compréhensible par le public. Les citoyens et les scientifiques peuvent envisager de partager un objectif commun en matière de restauration, dans la mesure où cet objectif trouve un écho auprès du public par ses dimensions économique, éthique ou ludique.

2. Mythologie de la référence ?

Le terme d'état de référence fait débat. Pour les experts scientifiques interviewés, la quête d'une référence écologique passée permettant de comparer l'état présent et à venir est utopiste. Les inventaires, lorsqu'ils existent, sont incomplets et restent difficiles à contextualiser et modéliser selon des trajectoires. Pour les écologues scientifiques, c'est une erreur de s'appuyer sur un repère fixe dans une nature en perpétuelle évolution. Si l'on cherche des invariants, ils doivent davantage être identifiés du côté des fonctions écologiques assurées et des services rendus que des espèces. La réflexion autour des changements globaux est relativement récente et le travail pluridisciplinaire reste souvent à construire.

Dans le droit américain, la notion de référence est utilisée lorsqu'un dommage environnemental est porté devant les tribunaux pour compensation financière. Il est alors recherché un état de référence qui représente la situation avant dommage. C'est donc une construction juridique pour indemniser des victimes. Elle peut être définie soit par une description du site avant dégradation, soit par la situation d'un site similaire qui n'a pas connu de dégradation. Mais la référence est toujours une construction *ad hoc* pour un contentieux particulier. Aucun site n'est institué comme « site de référence ». Il faut toujours que les experts justifient de la pertinence de la référence pour le cas considéré. Il ne s'agit donc pas de normes stables absolues, mais d'une convention négociée pour l'indemnisation la plus juste possible.

L'usage de la notion de référence dans la DCE s'appuie sur un réseau de sites dont on tire des métriques érigées en normes valant pour tous les cas d'un même type. C'est une construction juridique différente qui donne à la référence un statut au dessus de la contingence des cas. L'utopie dénoncée par les scientifiques tient à ce statut particulier que la DCE donne à la référence. Le bon état présenté comme un absolu devient un gage de non-distorsion de concurrence entre États. Il devient une sorte d'étalon pour décliner sur tous les milieux une même routine de gestion : identifier les causes d'impacts (pressions, forces motrices influençant ces pressions), corriger ces impacts par des réponses adaptées (modèle DPSIR). Cependant, l'institutionnalisation d'une référence est en contradiction à la fois avec les savoirs des biologistes et avec la pluralité des mémoires et des attachements individuels.

Le succès de la notion d'état de référence doit beaucoup à la logique gestionnaire de l'évaluation et de l'optimisation économique des investissements qui a besoin d'un repère pour comparer des options dans une logique de restauration (DPSIR, optimisation programme de mesures). La logique comptable peut cependant s'accommoder d'un repère fonctionnel et abandonner les indicateurs taxonomiques. Il n'y a pas d'attachement particulier, ni des écologues scientifiques, ni des gestionnaires à une référence particulière.

Pourtant, ce que nous apprennent les sciences sociales, c'est que la référence reste un principe fort de réalité, une nécessité. Nous sommes des êtres de ressentiment, construits autour de nos souvenirs d'enfance et de nos emprises sur nos milieux de vie (sociaux naturels). De fait, nous idéalisons spontanément la nature et nous la percevons aussi à travers notre mémoire individuelle et collective.

La DCE ne fait pas que reprendre une notion américaine d'état de référence, elle y ajoute une dimension **programmative** (ce bon état est un objectif), un principe de **précaution** (le bon état est défini par le paramètre le plus déclassant) et une dimension **normative** (ce bon état est une référence pour tous les cas). L'application de la notion de référence dans le modèle juridique américain a résisté à quarante ans d'expérience probablement parce qu'elle ne sert là-bas qu'à évaluer des impacts et des compensations au cas par cas sans visée universaliste ni programmatique. La combinaison de la notion de bon état avec les trois ajouts européens programmatique, normatif et de précaution en fait un **outil juridique très différent** de la loi fédérale américaine sur les espèces menacées (endangered species act) ou sur l'eau (clean water act). L'expertise que l'on développe pour appliquer cette directive doit donc aussi être évaluée au regard de son utilisation dans une arène juridique.

B. INTERPRETER LES CONCEPTS DCE DE BON ETAT, DE BON POTENTIEL ET DE REFERENCE

La démarche initiée dans la DCE laisse penser que cette vision du bon état est conservationniste en mettant l'accent sur la biodiversité et sa protection. Cela n'empêche pas de s'accommoder du fait que ces milieux ont coévolué avec les hommes. Néanmoins, les objectifs d'atteinte du bon état sont à baser, selon les textes de la DCE, sur des valeurs de référence de biodiversité qui doivent être précisées. L'existence d'un état pristine préservé de l'homme étant de plus en plus contestée, cette référence s'apparente généralement à la biodiversité de milieux considérés comme les moins anthropisés.

Une démarche complémentaire pourrait être d'évaluer le bon état non pas en considérant la biodiversité comme un objectif en soi (centrée sur les espèces comme le font la majorité des indices biotiques à l'exception des indices poisson et invertébrés benthiques qui par certains aspects prennent en considération des éléments du fonctionnement écologique : trophique par exemple) mais plutôt au travers du fonctionnement d'un écosystème dans son ensemble. Ceci nécessite de s'intéresser à des indicateurs de fonctionnement (cf. § IV-A). Cette démarche permettrait de prendre en considération les usages en se basant sur une référence pouvant être un compromis entre ces usages et des états écologiques variables selon le milieu. Celle-ci compilerait une vision aussi bien écologique (via l'analyse du fonctionnement) qu'une vision anthropogénique (via les biens et les services fournis par le milieu).

Ces deux démarches peuvent être mises en parallèle (Figure 6) :

- Dans le projet BEEST, il est proposé de faire évoluer la vision écocentrique du bon état écologique de la DCE (basé sur la biodiversité) vers des bons états construits en fonction du fonctionnement des estuaires ;
- Le bon potentiel de la DCE (qui est une adaptation du bon état) pourrait s'appuyer beaucoup plus sur des aspects fonctionnels considérant également les biens et les services rendus par les écosystèmes dans une démarche de nature anthropocentrique. Cette vision du bon potentiel selon BEEST se rapproche du concept de bonne santé développé pour les rivières (Annexe 4).

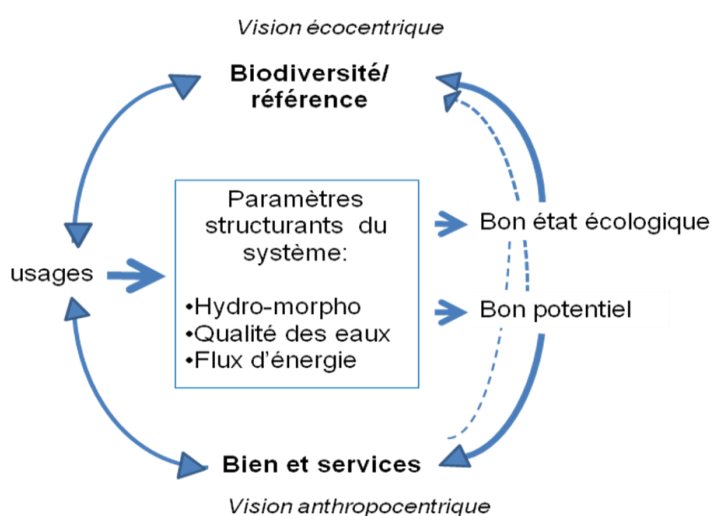


Figure 6 : Démarches écocentrique et anthropocentrique du bon état et du bon potentiel écologiques

Les scientifiques du projet BEEST qui ont relevé certaines controverses au sujet de la DCE, se sentent plus à l'aise pour aborder la question du bon état écologique des estuaires sous l'angle des fonctionnalités sans occulter les préoccupations des usagers. De plus, les estuaires de Seine, Loire et Gironde étant principalement des anthroposystèmes, ceci les conforte dans l'idée qu'il est préférable de se concentrer sur la notion de bon potentiel.

1. Au-delà de la prise en compte des pressions humaines (DCE), le bon potentiel a nécessairement une dimension sociale

L'idée de bon potentiel, telle que retenue dans le projet BEEST, est à rapprocher des réflexions menées antérieurement sur les notions « d'intégrité » et de « santé » des hydrosystèmes (cf. rapport axe 2, annexe 4). Le bon potentiel ne peut se limiter aux seuls aspects écologiques. Dans la DCE déjà, cette notion intègre les usages pris en compte dans la classification en MEFM au travers de leurs impacts, pressions sur l'hydromorphologie. **Le bon potentiel a nécessairement une dimension sociale** que l'on peut traduire simplement par la prise en compte des contraintes liées aux usages des estuaires mais aussi des perceptions et des attentes. Ces usages économiques, écologiques, ludiques ou esthétiques s'appuient pour partie sur les notions de biens et services fournis par ces écosystèmes (épuration, pêche, observations...). On pourrait presque dire qu'à chaque usage, sa représentation du bon potentiel écologique. **Un bon potentiel pour...**

Le bon potentiel correspond donc nécessairement à un **compromis entre un état peu impacté et les usages actuels et futurs du système**, ces usages étant considérés comme souhaitables par la société riveraine. Se fixer seulement des objectifs en matière de biodiversité n'aurait pas de sens dans ce contexte.

2. Le bon potentiel s'appuie sur une vision du futur

Sans considération des usages des estuaires, l'évolution hydro-morpho-sédimentaire naturelle de ces derniers tend à ce que, à terme, ils se combent entraînant par la même occasion, une modification progressive des habitats et des peuplements associés. Dans ce contexte, il est **scientifiquement non fondé de définir une référence fixe** qui irait à l'encontre des processus naturels. Le bon potentiel devrait être évolutif et tenir compte également des changements globaux à venir.

Le bon potentiel peut également évoluer en fonction des usages des estuaires, mais aussi des besoins exprimés ou revendiqués par différents groupes sociaux, en matière de restauration ou d'usages récréatifs par exemple. **Le bon potentiel n'a pas de caractère immuable.** Par ailleurs, les trois estuaires étudiés ont des niveaux d'anthropisation différents, et donc des états morphologiques et écologiques différents (cf. § I). **Le bon potentiel de l'un ne correspond donc pas nécessairement au bon potentiel de l'autre.** Ils se situent en effet sur des trajectoires différentes tant en ce qui concerne le passé qu'un futur prévisible. En conséquence, une évaluation du bon potentiel doit prendre en compte des caractéristiques communes en matière de fonctionnement écologique, mais aussi des aspects spécifiques à chaque estuaire notamment en matière d'usages et de gouvernance locale en fonction des projets liés à ces estuaires.

Les **perspectives d'avenir sont incertaines.** Le changement climatique entraînera probablement des modifications hydromorphologiques importantes et des modifications des activités économiques auront sûrement, également, une influence sur le fonctionnement de l'estuaire.

La référence du bon potentiel ne doit donc pas être un objectif normatif ni nostalgique, mais renvoyer aux fonctions exercées, attendues par les écosystèmes. Ces systèmes sont-ils capables d'auto-épuration, de production biologique, de servir de support à des activités économiques ou récréatives ?... **La référence du bon potentiel n'est pas à rechercher dans le passé, mais doit résulter d'une construction prospective** à partir d'attentes et de revendications et de ce que nos incertitudes sur l'évolution de ces systèmes nous permettent de fixer raisonnablement comme objectifs de gestion qui deviendront opposables. (cf. §VI-C).

IV. LE BON ETAT ECOLOGIQUE DE QUOI S'AGIT-IL, POUR QUI ? (AXE 2)

Lorsqu'il est demandé qu'est-ce que le bon état, les réponses divergent selon les interlocuteurs interrogés. Deux visions particulières ont été mises en avant qui sont :

- Celles des écologues qui abordent la question du bon état sous l'angle essentiellement écologique, avec leur regard de scientifiques et leur connaissance des processus naturels
- Celle des usagers ordinaires qui vivent l'estuaire au quotidien (emploi, qualité de vie, loisir...) sans porter d'attention particulière sur sa qualité, ses atouts ou ses contraintes.

A. LE BON ETAT ECOLOGIQUE SELON LES ECOLOGUES

Les estuaires sont par nature des milieux dynamiques, qui évoluent constamment au rythme des marées et des débits du fleuve. Ce phénomène entraîne une forte variabilité spatio-temporelle des caractéristiques morphologiques, hydrosédimentaires, physico-chimiques et biologiques qui fait de ces zones de transition, des milieux :

- De stress physiques importants au travers de gradients de salinité, de courants, de MES...
- De diversité et de contraste : de salinité, de substrats (sables, vases, graviers, etc.), bathymétriques (zone intertidale, profondes)...
- De forte mobilité transversale et longitudinale des eaux et des sédiments

Les estuaires macrotidaux peuvent ainsi être assimilés à une mosaïque d'habitats qui évolue sans cesse et à laquelle les organismes vivants se sont adaptés. Il semble ainsi difficile de déterminer qu'elle est « la bonne combinaison », quel habitat serait-il intéressant de voir à tel endroit.

D'un point de vue hydro-géomorphologique, le bon état se traduit par les notions de **diversité** (des substrats, des courants, etc), **de continuité** des milieux, **de conservation des influences maritimes et fluviales** à l'origine de la structuration de ces milieux de transition et de la forte variabilité spatio-temporelle qui les caractérisent.

La vision du bon état pour les différents compartiments biologiques aquatiques (notamment la faune benthique et l'ichtyofaune) est très fortement liée à celle adoptée pour l'hydro-géomorphologie. Les espèces rencontrées dans les estuaires sont généralement adaptées aux variations fréquentes des conditions du milieu (de salinité, température, exondation...). Elles ont néanmoins des exigences spécifiques en termes d'habitats pour effectuer leur cycle de vie, très variables d'une espèce à une autre et d'un compartiment biologique à un autre. En prenant en compte toute la biodiversité estuarienne, on constate que **les besoins sont multiples et nécessitent des habitats diversifiés, fonctionnels, accessibles et étendus (cf Groupe de travail Hydro-morpho-sédimentaire)**.

Pour caractériser le bon état écologique, les mots d'ordre sont « diversité et continuité ». Pour satisfaire les besoins de tous les organismes vivants en estuaire, il est impératif d'avoir des habitats préservés, diversifiés et accessibles afin qu'ils puissent accomplir leurs cycles de vie. Leur forte capacité d'adaptation permet aux organismes vivants de supporter aussi bien les variations quotidiennes des conditions du milieu estuarien (courant, salinité...) que certaines variabilités liées aux activités anthropiques.

Ainsi, en considérant l'écologie des estuaires dans son ensemble, **l'importance de la notion de diversité implique qu'il n'existe pas un, mais des bons états**, qui se distinguent selon la « fenêtre » par laquelle le milieu est observé. De plus, chaque estuaire est un cas particulier : **le bon état de l'un n'est pas forcément le bon état de l'autre du point de vue écologique.**

B. LE BON ETAT ECOLOGIQUE SELON LES USAGERS

1. Le bon état écologique vu par la société en estuaires de Seine, Loire et Gironde

a) Principaux éléments mis en avant dans les enquêtes

L'étude de la presse et les enquêtes réalisées au sein des réseaux d'acteurs identifiés mettent en lumière trois points essentiels synthétisant les indicateurs de bon état relevés par les usagers (hors scientifiques impliqués dans l'analyse des écosystèmes) (Annexe 5 - tableau 1). Ils montrent que le bon état se caractérise par :

- La nature près de chez soi (peu de conscience du global) ;
- Des éléments visuels (animaux en particulier), des services rendus (qualité de vie, paysage), un potentiel d'usages (notamment récréatifs) ;
- Une initiative liée à un militantisme écologique actif (plaintes, manifestations, recours européens) qui devient une sensibilité diffuse.

Le bon état écologique suit une mise en scène idéalisée de la nature guidée par les contextes socio naturels caractéristiques de chaque estuaire (Annexe 5 - Tableau 2). Elle s'incarne en emblèmes et lieux de démonstration :

- Des espaces consacrés aux emblèmes : Muséum National d'Histoire Naturelle, Conservatoires, Ethno pôles, Jardins, Maisons de diffusion scientifique, Parcs écologiques, Parcs Naturels Régionaux ...
- Des mesures outils de sanctification de la « bonne nature » : Natura 2000, réserves naturelles, ZNIEFF, conservatoire du littoral, chartes ou classements de paysages...
- Des actions de diffusion du savoir et d'éducation à l'environnement : classes à thèmes (vertes, marais, estuaire), concours, fêtes de la nature, fête de la science, parcours pédagogiques, points d'observations...

b) Les différentes visions du bon état retenues

Au fil des enquêtes réalisées sur les trois estuaires, quatre groupes sociaux proposant des visions différenciées du bon état écologique des estuaires se sont distingués (Annexe 5 – Tableau 3) :

- **Les scientifiques et les experts** qui définissent le bon état écologique à partir d'une vision dynamique (sustainable). L'état d'un estuaire ne peut s'apprécier par écart au passé ou à un modèle figé qui sont la plupart du temps absents, incomplets ou référés à une époque et à un contexte. Il faut donc l'apprécier dans ses interactions, lisibles par les fonctions du milieu estuarien (nourricerie, épuration...). D'autre part, ce groupe social (souvent pris malgré lui dans un jeu d'alibi politique et économique) met en garde contre les dangers d'une réduction des indicateurs et des seuils permettant d'apprécier le bon état écologique ou de l'idéaliser. La modestie du savoir savant est à mettre en balance avec les certitudes des rouages administratifs.
- **Les associations naturalistes et militants écologistes** pour qui le bon état écologique est avant tout inscrit dans un passé révolu, qu'il faudrait exhumer en nouvel éden. Des actions de gel militantes répondent à cette vision de ressenti d'un âge d'or disparu de la nature, dont l'illusion a été fortement brandie dans le cadre de la campagne médiatique du Grenelle de l'environnement.
- **Les industriels et acteurs économiques** qui perçoivent l'idée de bon état écologique comme illusoire et préfèrent parler de « vernis vert ». Pour eux la DCE est surtout une lourdeur législative de plus se superposant à un arsenal déjà lourd. Cette mesure est considérée potentiellement comme un risque de gel de futurs terrains de développement industriel et de projets économiques.
- **Les usagers** qui pour la plupart limitent leur vision écologique à « la nature près de chez soi » et n'ont qu'une vision géographique segmentée et parcellaire. Le bon état écologique se caractérise avant tout par un ensemble d'usages et de services (récréation, communication) et une qualité de vie (notamment des paysages).

Trois enjeux émergent de cette caractérisation du bon état écologique :

- Ce dernier n'est pensable qu'inséré dans un contexte renvoyant à des paysages et des services sociaux ;
- Il est pensé comme une politique citoyenne de la nature hors institutions ;
- Il renvoie à une question de territoire où se confondent service public et espace public.

2. Au-delà des valeurs de (in)satisfaction : quid de l'outil indicateur ?

Il convient de souligner que les populations interrogées sur les trois estuaires parlent rarement d'estuaire et encore moins de bon état écologique. Dans le contexte de la DCE qui oblige de communiquer avec les populations, c'est une dimension essentielle à retenir. Cela renvoie au moins à deux conséquences :

- D'une part, il va falloir inventer un langage commun entre populations et gestionnaires afin de parler de la même chose ce qui est toujours difficile compte tenu du fait que nous vivons dans une société de surinformation et de temporalités sociales très chargées ;
- D'autre part, cette dimension peut être vécue négativement comme un forçage non désiré qui place d'emblée le message dans un contexte de suffisance (on n'a pas le choix, mais pas envie non plus) ou de suspicion (si on communique sur le bon état, c'est qu'il y a danger et qu'on ne m'a pas informé avant).

On peut distinguer plusieurs types d'indicateurs permettant aux hommes de qualifier l'état écologique de leurs estuaires. Ces derniers dépendent avant tout de l'expérience du milieu estuarien qui peut être médiée par une position institutionnelle, une activité de prélèvement, un regard savant ou passionné, une emprise ordinaire liée au lieu de travail ou de résidence. Pour l'essentiel des habitants et usagers, la vision de la qualité environnementale estuarienne se manifeste par des indicateurs visuels où se mélangent bestiaires, herbiers, alertes à la pollution, activités sociales et esthétique des milieux (Annexe 5 – Tableau 1). Du point de vue savant, les indicateurs sont tournés davantage vers la compréhension de processus estuariens comme les connexions entre les milieux ou l'hydrodynamique sédimentaire.

Ce qu'il convient de retenir c'est que majoritairement (deux cas sur trois) l'état écologique lié à l'eau en milieu estuarien **est perçu à travers des éléments de pollution**. Ce phénomène est intrinsèquement lié aux trajectoires d'aménagement des estuaires français tous passés dans le feu des médias à travers des incidents de marée noire, interdiction de pêche et de baignade ou installation d'une industrie à risque. C'est donc une vision en miroir qui imprègne avant tout les perceptions sociales de l'état écologique des estuaires français. **Les jugements de valeur sont donc conditionnés par une référence négative** (l'estuaire est pollué et on le sait) **inscrite dans les mémoires et les développements de territoire**. L'estuaire est avant tout un territoire sur lequel vivent des hommes dont la priorité en temps de récession économique est l'emploi. On ne va donc pas détruire une économie nourricière pour les hommes, même si cette dernière amenuise la qualité écologique de l'estuaire. Les appréciations de la qualité écologique – et surtout le désintérêt affiché face à cette question – s'expliquent par ce fatalisme. Enfin des épisodes de fortes pollutions (mousses, poissons sur le ventre, marées noires) continuent de hanter la mémoire collective à partir de laquelle se construisent les indicateurs sociaux. Les épisodes passés ne sont pas référencés pour les usagers à une échelle de temps, mais avant tout à une catastrophe pouvant s'abattre sur eux du jour au lendemain.

Lorsque les populations s'intéressent au bon état écologique en évacuant enjeux économiques et catastrophisme, **l'intérêt pour la qualité du milieu est référé à une activité loisible ou professionnelle**. Ainsi, les pêcheurs, les sportifs, les jardiniers ou touristes fondent leur connaissance du milieu estuarien sur des herbiers et bestiaires issus du passé (voire d'un certain folklore). Il semble souvent que deux mondes se tutoient sans réellement se rencontrer. La passion pour la culture de fruits, légumes et plantes ornementatives en bord d'eau reste intacte. Ce sont des ressources de qualité de vie comme les fruits de la pêche pour les usagers. Fruits, légumes, plantes, poissons, coquilles sont inscrits dans la cosmogonie de l'estuaire. Même si on observe des interdictions de prélèvement ou des épuisements de stocks, cela n'enlève rien à la passion éprouvée pour ces usages ordinaires. Dans cette réalisation de soi, on fait « comme si » rien ne se passait à côté. Jardiniers, pêcheurs et sportifs ont une connaissance certaine de la qualité des eaux et des terres en bord d'eau, mais on fait avec. Bref, l'appauvrissement de terrains et d'eaux contaminés par l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation ne remet aucunement en question les usages sociaux.

Le manque parfois de législation claire ou de son application a par ailleurs favorisé le développement de ces réappropriations ordinaires. Par contre, ces dernières sont souvent mises à l'index par les gestionnaires. C'est sans doute dans cette marginalisation et ce jugement moral posé sur des « idiots naturels »³ que s'est forgé le manque d'écoute et de confiance à l'égard des institutions gestionnaires de nature. Donc, les bestiaires et herbiers des usagers qui participent au grand tout de l'estuaire continuent de s'inscrire dans une connaissance

³ Nous adaptons ici librement l'expression d'idiote culturel proposé par les théories interactionnistes en particulier chez H. Garfinkel.

romantique de la nature⁴. Ces combinaisons entre éléments naturels et usages sociaux se lisent dans des compositions verbalisées par les mots clés : **paysage, patrimoine, loisir** (Conclusions et perspectives BEEST, 2011. § 4). C'est à partir de ces trois processus clés qu'il faudrait entamer un nouveau cycle de recherche sur ce qu'est le bon état écologique pour la société.

C. DERRIERE LE BON ETAT ECOLOGIQUE : LES ESTUAIRES... UNE REALITE QUI NE VA PAS DE SOI

L'entité estuaire dans l'usage du terme, sa conception scientifique, son étendue géographique ne va pas de soi. Le terme est souvent absent dans le langage du grand public comme en Seine Aval. L'enquête montre que les stéréotypes des trois grands estuaires atlantiques français sont prégnants dans l'opinion publique : la Seine est considérée comme l'estuaire le plus pollué d'Europe et la Loire comme le plus naturel et préservé. Les données cartographiques et quantitatives (INSEE, Corinne LandCover) renforcent ces stéréotypes tout comme la présence ou l'absence d'une morphologie (îles, étendue, mascaret, berges végétales, marais).

Le milieu estuarien est sujet à débat. On n'est pas d'accord entre spécialistes et gestionnaires sur les superficies, les surfaces de vasières, les limites géographiques et les emprises urbaines. Il en va de même des fonctions et des trajectoires écologiques que l'on considère parfois comme définitivement perdues et d'autre fois comme un trésor à préserver ou à retrouver. Au plan social on note plutôt des quadrillages superposés sans réelle articulation. Certains perçoivent la frontière entre proche et lointain, d'autres entre local et global, d'autre encore entre un ensemble intégré et des compartiments. En plus d'être un territoire incertain, les estuaires sont aussi un ensemble incongru. Dans cette complexité les questions de l'eau, du bord de l'eau, de la mer et de l'océan, du fleuve offrent une mosaïque de visions. Il en va de même de la question de dénomination des rencontres entre terre et eau : zones humides, marais, vasières... Si pour la Loire on observe un forçage culturel du marais construit autour de groupes sociaux et d'actions ; pour la Seine, héritée de l'époque hygiéniste, l'empreinte du tabou lié à l'assainissement des marais reste très vivace.

La DCE présente surtout une perspective et des choix relatifs aux estuaires. La directive-cadre est perçue comme une mesure plutôt économique de diminution des points et réseaux de mesure, ainsi que du nombre d'indicateurs retenus pour les suivis de qualité. Dans ce contexte, on évoque la logique globale du sacrifié (la Seine choisie pour les futurs développements anthropiques) et du sanctifié (la Loire étant intouchable par ses forts lobbies écologistes). Le bon état dans une comparaison inter estuaire pourrait revenir alors à un choix de société géographiquement situé (la Loire plus que la Seine). Cette dernière réflexion placée dans le jeu européen démontre tout l'intérêt que peuvent avoir certains pays à fortes ambitions de développement économique de déclarer un grand nombre de masses d'eau fortement modifiées !

Nos trois estuaires offrent enfin des **trajectoires différenciées** tant au plan scientifique (programmes de recherche et suivis), qu'au plan technique (compensations, affaires, protections, restaurations) et culturel (art, syndicats de marais, viticulture).

Trajectoires culturelles :

- Seine : Romantiques théosophes, Impressionnistes, Ecrivains champêtres, Ethno musées, Foisonnement associatif
- Loire : syndicats de marais, classes estuaire, festival, Estuarium, Musées
- Gironde : Franchissement sur le chemin de St Jacques réputé très difficile dans le passé, Conservatoire de l'estuaire, Pôle nature du Vitrezay, Parc de l'estuaire

Trajectoires savantes :

- Seine : MHN, Conservatoires botaniques, SNS, SAUM, PIREN, Seine-Aval
- Loire : Estuarium (DRAC), GIP Loire, CSEEL
- Gironde : CNRS (pollutions métalliques), CEMAGREF (migrateurs)

Trajectoires techniques :

- Seine : chambre de vision, PNR, Réserve naturelle, EANA...
- Loire : PNR Brière, Réserve naturelle, réserves de chasse
- Gironde : industries du bec d'Ambès, abandon du projet de port Méthanier au Verdon ; projet de parc marin, réintroduction de l'esturgeon

⁴ Voir O. Sirost (2010), « Les Natures apocryphes de la Seine. L'envasement des plages du Calvados », Etudes rurales n° 185, pp. 181-196.

V. VERS UN CHANGEMENT DE PARADIGME ? (AXE 3)

A. DES INDICATEURS DE STRUCTURE AUX INDICATEURS DE FONCTIONNEMENT ECOLOGIQUE DES ESTUAIRES

1. Le fonctionnement écologique des écosystèmes estuariens

Selon la théorie des systèmes, un écosystème est caractérisé par une structure et des fonctions. La structure comprend des éléments constitutifs (sels minéraux, espèces, populations, habitats...), des réseaux (trophiques, de communications...) et des stocks (biomasse) de matière vivante ou de minéraux. Les fonctions sont caractérisées par des flux (de matière, d'énergie...), des boucles de rétroaction, des ajustements...

Au sens de la DCE, la définition du bon état repose essentiellement sur des caractéristiques relatives à la structure des communautés biologiques. Or, les aspects fonctionnels (production, flux et recyclage de matière et d'énergie, stockage d'éléments et piégeage de carbone...) sont au moins aussi importants pour évaluer un écosystème.

Parmi les fonctions et les processus écologiques caractéristiques du fonctionnement estuarien, on trouve (complété d'après Aoubid & Gaubert 2010) :

1. des fonctions liées à la pédologie, l'hydrologie, la biogéochimie et le climat :

- le ralentissement et le stockage des eaux,
- le stockage des polluants,
- le piégeage des Matières en Suspension,
- le stockage des sédiments et de la Matière Organique,
- la respiration et le stockage/relargage de CO₂ dans l'atmosphère

2. des processus écologiques :

- les productions primaires, secondaires et halieutiques,
- les flux de matière et d'énergie et le recyclage de la matière organique,
- l'épuration et le recyclage des nutriments,

3. des fonctions liées au rôle écologique des estuaires pour certaines espèces animales au cours de leur cycle de vie :

- nourricerie pour les juvéniles d'espèces marines,
- transit pour les espèces migratrices,
- alimentation,
- reproduction,
- repos,
- refuge

Si l'on considère que caractériser l'état écologique d'une masse d'eau revient (aussi) à caractériser le fonctionnement écologique de l'écosystème associé, le faire au moyen d'indicateurs basés sur la structure des communautés écologiques (indicateurs structurels), tel que préconisé dans la DCE revient à considérer que ces caractéristiques structurelles nous renseignent sur les processus à l'échelle de l'écosystème et les fonctions écologiques associées. Or, ce lien pose une double difficulté –conceptuelle et méthodologique– particulièrement accrue dans le cas des estuaires. Ce chapitre propose de décortiquer la question du lien entre structure des communautés et fonctionnement des écosystèmes et de l'envisager dans le cadre de la DCE.

2. Le lien structure fonction : un débat complexe en estuaire

Dans l'histoire de l'écologie, il y a eu divers courants concernant l'approche des communautés écologiques et des écosystèmes (voir par exemple : Lévêque & Mounolou 2004, Hillebrand & Matthiessen 2009). Pour simplifier :

- une approche déterministe et mécaniste des écosystèmes affiche que les écosystèmes sont structurés par les interactions biotiques (compétition surtout, puis mutualisme plus récemment). Des modifications dans la composition des peuplements sont considérées comme des perturbations affectant le fonctionnement de l'écosystème. En extrapolant, cette démarche aboutit à la notion de système de référence. On met plus l'accent sur les aspects structurels qui conditionnent les aspects fonctionnels.
- Une approche dite stochastique, coadaptative et dynamique, selon laquelle les peuplements sont une collection d'espèces qui trouvent de manière conjoncturelle des conditions favorables à leur développement. Le système s'ajuste en permanence. La question de l'introduction de nouvelles espèces, ou de la disparition d'espèces ne se pose plus de la même manière. Le système de référence n'est plus d'actualité. On met l'accent sur les aspects fonctionnels plutôt que structurels.

De manière générale, la difficulté d'établir un lien formel entre structure des communautés et fonctionnement des écosystèmes est un thème relativement ancien (voir par exemple Winemiller 1995) qui a donné naissance à une controverse particulièrement vive depuis une quinzaine d'années (voir par exemple Loreau et al. 2001, Loreau et al. 2002, Hillebrand & Matthiessen 2009). La question posée dans le cadre de la DCE trouve une partie de ses bases conceptuelles au centre de ce débat scientifique actuel sur la question de l'évaluation des conséquences à l'échelle de l'écosystème, des processus et des fonctions associées d'une érosion de la biodiversité (BDEF pour 'Biodiversity Effects on Ecosystem functions'). Cette question est particulièrement complexe dans le cas des écosystèmes estuariens. En effet, de nombreux auteurs (Dauvin 2007, Elliott & Quintino 2007) notent que dans ces systèmes naturellement stressés par des contraintes hydro-morpho-sédimentaires fortes, les communautés écologiques sont naturellement caractérisées par un faible nombre d'espèces et une abondance élevée de quelques espèces adaptées à ces contraintes. Ces caractéristiques sont généralement associées à une biodiversité faible. Pourtant, les écosystèmes estuariens sont dans le même temps associés à de nombreuses fonctions écologiques -dont une production biologique particulièrement importante (voir par exemple la référence la plus emblématique : Costanza et al. 1997) . Cela conduit, dans le cas des estuaires, à (1) une remise en question du lien entre biodiversité et processus écosystémiques et (2) une difficulté corollaire à distinguer les effets d'un stress d'origine anthropique d'un stress d'origine naturelle (Elliott & Quintino 2007). En effet, les descripteurs que l'on associe généralement à la biodiversité à l'échelle des communautés reposent essentiellement sur l'abondance et le nombre d'espèces. Ce sont les principaux descripteurs listés dans l'annexe V de la Directive et utilisés dans les métriques des indicateurs développés jusqu'ici. On retombe alors sur la difficulté conceptuelle de lier biodiversité et processus écosystémiques, indicateurs structurels et fonctionnement des écosystèmes.

Par ailleurs, si l'on ne peut nier que la DCE a conduit à une meilleure connaissance de l'écologie des systèmes aquatiques, l'attention s'est essentiellement portée sur la relation entre la structure des communautés biologiques et les principaux facteurs physiques et/ou chimiques de leur environnement.

3. Actuellement, différentes façons d'aborder la relation

Une première façon d'aborder la relation consiste à considérer le lien entre biodiversité (structure) des communautés et processus à l'échelle de l'écosystème (c'est-à-dire le fonctionnement de l'écosystème). Appliquée à la DCE, elle pose la question suivante : est-on capable de mesurer les processus écosystémiques -et par là le fonctionnement des écosystèmes- au moyen d'indicateurs basés sur la structure des communautés ? D'une certaine manière, au travers de quelques indicateurs, la stratégie mise en place dans le cadre de la DCE a tenté d'aborder de manière plus ou moins directe cette question du lien fonctionnel.

C'est le cas, dans une certaine mesure des indicateurs basés sur le Phytoplancton et les Macrophytes dont on pourrait postuler qu'ils permettent de caractériser la production primaire, une des dimensions du fonctionnement d'un écosystème. Malheureusement, concernant l'indicateur Phytoplancton, une ambiguïté demeure, liée au fait qu'il est développé pour appréhender l'eutrophisation des systèmes et, dans ce contexte, en vient à considérer le phytoplancton comme un indicateur d'impact anthropique et non comme une source de production primaire. Par ailleurs, il est communément admis que dans les estuaires turbides, comme la Seine et surtout la Loire et la Gironde, ni le phytoplancton ni les macrophytes ne sont véritablement les sources de la production primaire qui repose majoritairement sur le microphytobenthos qui pousse sur les vasières intertidales et qui n'est pas considéré dans la DCE.

De même, le compartiment benthique aurait pu servir comme proxy de la production secondaire mais les indicateurs développés dans le cadre de la DCE sont plutôt orientés vers la caractérisation des impacts

anthropiques et notamment la pollution (voir par exemple l'AMBI -Borja et al. 2009). Ils caractérisent néanmoins un autre processus écologique, majeur en estuaire, qui est l'enrichissement en Matière Organique. Cette fois l'ambiguïté réside dans le fait que la Matière Organique est perçue comme une perturbation anthropique alors que les estuaires sont naturellement des puits de Matière Organique.

D'autres indicateurs et spécifiquement les indicateurs basés sur l'ichtyofaune (dont notamment l'indicateur ELFI développé en France, voir partie 1), abordent ce lien fonctionnel différemment. Les métriques qui le composent décrivent la structure (abondance et nombre d'espèces) des assemblages de poissons découpés en guildes (groupes fonctionnels) écologiques et trophiques. La définition de ces guildes est fondée sur l'hypothèse qu'elles décrivent le rôle fonctionnel de l'estuaire vis-à-vis des assemblages de poissons ou d'une fraction de ces assemblages. Fondamentalement, cette approche de la relation entre structure des communautés et fonctionnement des écosystèmes est issue des conceptions classiques liées à la biodiversité. Ces conceptions consistent à appréhender la régulation des communautés (de leur composition et de leur abondance) par les facteurs biotiques et abiotiques du milieu (Naeem 2002, Gamfeldt & Hillebrand 2008). On aborde dans l'indicateur ELFI, par exemple, le rôle de nourricerie des estuaires pour les juvéniles de poissons marins. Ici, le rôle de l'estuaire (la nourricerie) est implicitement associé à la réalisation de fonctions biologiques (telles que la croissance et la protection vis-à-vis des prédateurs) par les communautés ou fraction de communautés écologiques concernées (les juvéniles de poissons marins). Dans l'indicateur, le rôle de nourricerie est décrit de manière indirecte, par un proxy, qui est la densité et/ou le nombre d'espèces de poissons marins dont les juvéniles utilisent l'estuaire comme zone de nourricerie sans préjuger de la mortalité des juvéniles et des performances de croissance.

Ces exemples montrent bien que, dans un certain sens, la Directive et les recherches qui en ont découlé ont tenté d'aborder ce lien entre structure des communautés et fonctions écologiques associées aux écosystèmes. Cependant, d'une part le lien entre les métriques utilisées comme des proxys et les fonctions écologiques qu'elles décrivent n'est généralement pas formellement établi et, d'autre part, le développement des indicateurs s'est trouvé confronté à une apparente contradiction. En effet, le processus de construction des indicateurs a mis l'accent sur leur capacité à détecter l'impact d'une pression anthropique et non sur leur capacité à refléter le fonctionnement des écosystèmes (ex. indicateurs basés sur le benthos et le phytoplancton).

4. Pour aller plus loin

Répondre à la question précédemment posée nécessite d'aller plus loin dans l'analyse (Hering et al. 2010) et de mieux expliciter le lien entre biodiversité/structure et processus/fonctionnement à l'échelle des écosystèmes (Hillebrand & Matthiessen 2009). Pour cela, la relation peut être abordée selon 4 angles complémentaires.

1) de manière directe en mesurant les processus écosystémiques que l'on souhaite caractériser. Il s'agit en premier lieu de lister les processus représentatifs du fonctionnement des estuaires. Giller et al. (2004) proposent une classification hiérarchique des fonctions écosystémiques qui peuvent être utilisées pour caractériser les écosystèmes aquatiques. Ils distinguent 3 types de fonctions imbriqués : les processus (basés sur des flux d'énergie et définis comme des taux ; ex. production de biomasse, recyclage d'éléments nutritifs...), les propriétés (stabilité, résilience, structure trophique...) et les valeurs écosystémiques (biens et services). Dans les estuaires, certaines de ces fonctions, certains processus (ex. production primaire et secondaire...), certains biens (ex. production halieutique) et services (ex. espèces patrimoniales...) peuvent être mesurés ou approchés de manière relativement opérationnelle, mais la plupart de ces mesures (ex. stabilité, résilience...) doivent être approximées.

2) de manière indirecte en construisant des proxys. Pour être tout à fait pertinente, la relation entre ces proxys et les fonctions écosystémiques qu'ils caractérisent doit être formellement établie. Le champ des études reste ouvert, car la plupart des métriques classiques de biodiversité, basée sur des caractéristiques structurelles et sur une approche taxonomique, sont insuffisantes. Forts de ce constat, certains auteurs tels que Hillebrand & Matthiessen (2009) ou Petchey & Gaston (2002, 2006) proposent de caractériser la diversité fonctionnelle (c.-à-d. la diversité liée aux fonctions écosystémiques) via une approche par traits fonctionnels. Également appelés « traits d'histoires de vie », les traits fonctionnels sont des caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques (ex. taille du corps, taux d'ingestion des ressources, taux de croissance ou phases du cycle de vie) qui influencent la fitness de l'organisme (en particulier sa survie, sa croissance et sa reproduction). Explicitement en lien avec des processus écologiques, ils constituent donc de meilleurs proxys que les caractéristiques liées à la taxonomie. Le découpage des assemblages écologiques en guildes ou groupes fonctionnels est une première façon de raisonner par traits. Elle est pertinente, mais insuffisante (Petchey &

Gaston 2006). Il faut aller plus loin et mesurer les traits fonctionnels appropriés en lien avec les processus et les fonctions écologiques auxquels on s'intéresse. La diversité est ainsi abordée de manière fonctionnelle dès lors qu'on l'exprime en fonction des traits choisis (Petchey & Gaston 2006). Assez logiquement, de nombreux auteurs ont émis l'hypothèse d'une modification spécifique des combinaisons de traits bioécologiques des communautés faunistiques ou floristiques dans les écosystèmes perturbés, en fonction de la nature et de l'intensité de la perturbation. Les différents tests de cette hypothèse ont permis de définir un certain nombre de stratégies adaptatives et permettent d'envisager un diagnostic écologique des écosystèmes fondamentalement basé sur les combinaisons de traits des communautés (Archambault et al. 2010).

3) en caractérisant explicitement le rôle fonctionnel des habitats vis-à-vis des communautés écologiques. Cette approche est corollaire à l'approche par guildes fonctionnelles développées notamment dans le cadre de l'indicateur ELFI. D'un point de vue fonctionnel, il s'agit ici aussi de caractériser le rôle de l'estuaire dans la réalisation des fonctions écologiques associées aux communautés biologiques, mais contrairement à la démarche proposée dans le cadre de l'indicateur, cette fois, d'une part l'hétérogénéité spatiale de l'estuaire est prise en compte (on s'intéresse non plus à l'estuaire dans son ensemble, mais au rôle des différents habitats de l'estuaire) et d'autre part l'unité fonctionnelle n'est plus la communauté ou la fraction de communauté, mais l'habitat, considéré comme support de la fonction écologique. Cette approche permet à la fois d'aborder une notion de la biodiversité peu développée dans la DCE, la diversité des habitats, et de l'aborder sous un angle fonctionnel. Cette notion entre en résonance avec les résultats du GT HMS (voir partie 2 du présent rapport) et la démarche SIG 'Habitats Fonctionnels' (voir ci-dessous).

4) en modélisant le fonctionnement des écosystèmes, notamment vu au travers des réseaux trophiques. La modélisation des interactions entre les différentes composantes d'un écosystème permet de caractériser le lien entre des éléments de structure (liés aux composantes incluses dans le modèle) et certaines propriétés de l'écosystème (en particulier certaines propriétés non mesurables telles que la stabilité ou la résilience). Cette approche, quoique puissante puisqu'elle permet structurellement d'avoir une appréhension holistique du système, est confronté à des difficultés conceptuelles et méthodologiques. En effet, modéliser l'ensemble d'un écosystème ou d'un réseau trophique nécessite inévitablement de se placer dans un cadre conceptuel forcément réducteur et simplificateur. Bien souvent, par exemple, on se place à l'équilibre ou alors on considère que le système est stationnaire. C'est le cas par exemple dans les modèles typiques de flux trophiques tels que les modèles d'analyse inverse (Vezina & Platt 1988) ou les modèles Ecopath (Christensen & Pauly 1992). Ce faisant, ils ne permettent d'aborder la stabilité et la résilience que de manière indirecte (voir Lobry et al. (2008) pour un exemple sur la Gironde). Par ailleurs, l'hypothèse d'équilibre est bien souvent trop réductrice, car la plupart des écosystèmes sont dynamiques (Lévêque & Mounolou 2004) et particulièrement les estuaires.

Évidemment, ces 4 approches ne sont pas indépendantes et, idéalement, devraient être envisagées de façon complémentaire. Elles permettent d'aborder le lien entre structure/biodiversité et processus/fonctionnement de manière corrélative (diversité fonctionnelle et fonctionnement du système sont corrélés sans préjuger des liens de causalité) et/ou descendante (on étudie les effets de la biodiversité fonctionnelle sur le fonctionnement du système –BDEF) et/ou ascendante (on caractérise le rôle du milieu pour la réalisation des fonctions écologiques auxquelles on s'intéresse). Ces différents angles peuvent tous, à différents degrés, s'avérer pertinents dans la cadre de la question posée par la DCE. Dans le cadre du projet BEEST, nous avons retenu 2 axes qui nous semblent pertinents à la fois sur le plan théorique et sur le plan opérationnel : (1) la construction de métriques et/ou d'indicateurs plus directement liés aux processus écosystémiques via la prise en compte de traits fonctionnels (cf. § IV-A-2) et (2) le développement de méthodes et d'indicateurs basés sur le rôle fonctionnel des habitats estuariens (cf. § IV-A-3).

B. PROPOSITIONS DE NOUVEAUX INDICATEURS DE QUALITE OU DE FONCTIONNEMENT (AXE 3)

Les métriques biologiques susceptibles de nous renseigner sur les aspects fonctionnels liés aux écosystèmes estuariens n'ont probablement pas toutes été explorées. Parmi ces métriques, **celles reposant sur la mise en avant de traits fonctionnels associées aux différentes communautés écologiques** semblent adaptées et prometteuses (cf. section précédente). Pour être tout à fait pertinente, cette approche doit **prendre en compte les processus et les fonctions majeures associées aux écosystèmes estuariens**. En premier lieu, une analyse bibliographique aussi exhaustive que possible doit être entreprise pour lister ces processus et ces fonctions et y associer des traits fonctionnels, des variables et des métriques pertinentes. Si l'on s'intéresse essentiellement aux processus, on peut lister quelques pistes (Tableau 2).

Tableau 2. Quelques exemples de processus et de fonctions et variables ou traits fonctionnels associés. D'après Giller et al. (2004)

Processus ou fonction	Variable ou trait associé
Production primaire	métriques associées à l'indicateur Phytoplancton telles que le nombre de cellules, la concentration en Chlorophylle a, le nombre de bloom, la couverture en microphytobenthos...
Production secondaire	nombre d'individus et biomasse en macrobenthos ou en zooplancton, taux de croissance des organismes
Décomposition de la Matière Organique	profils de Matière Organique dans les sédiments
Bioturbation	Profondeur de sédiments non stratifiés
...	...

Dans le cadre du projet BEEST, deux pistes nouvelles ont été explorées dans cette voie : un indicateur basé sur le zooplancton et un indicateur basé sur le microphytobenthos.

Enfin, il est sans aucun doute pertinent d'élargir notre vision du fonctionnement de l'écosystème estuarien à sa partie terrestre. Cela pose bien entendu la question des frontières des systèmes auxquels on s'intéresse mais permettrait de mieux appréhender les biens et services rendus par les estuaires.

Dans ce contexte, la prise en compte de nouveaux indicateurs biotiques est une première piste développée par le projet BEEST vers des indicateurs de fonctionnement.

1. Indicateur « zooplancton »

a) Contexte et intérêts d'étudier le zooplancton en milieu estuarien turbide

La non-prise en compte du zooplancton comme élément de qualité pour les eaux de transition par la DCE semble associée à un manque de consensus autour de l'utilisation du zooplancton comme bio-indicateur ainsi que du manque de connaissances et de spécialistes pour ce type de milieu. Néanmoins, dans le cadre du projet BEEST, une étude a été menée par Souissi S. et Devreker D. (2010) pour justifier de la pertinence du suivi de ce compartiment dans les estuaires en vue d'améliorer ou du moins compléter la qualification de l'état biologique des masses d'eau. Cette étude se base sur la concertation d'une vingtaine de spécialistes internationaux (européens et autre) via un questionnaire ciblé. La plupart sont familiers avec l'écologie du zooplancton et des écosystèmes estuariens, mais beaucoup ne semblent pas ou peu connaître le fonctionnement et la philosophie de la DCE.

Des travaux menés en milieux estuariens montrent que le compartiment zooplanctonique joue un rôle important dans le réseau trophique estuarien (Annexe 6). Il représente un chaînon intermédiaire entre la production primaire dont il intègre la dynamique et les flux de matière au travers de son régime alimentaire (phytoplancton) et les niveaux trophiques supérieurs (prédateurs du zooplancton). Il constitue un bon intégrateur des variabilités naturelles à différentes échelles (salinité, température, etc.) et potentiellement un traceur des sources de stress d'origines anthropiques. En cas de perturbation du milieu, son suivi peut être une alerte pour montrer un déséquilibre dans la chaîne trophique d'autant plus que la production primaire dans les grands estuaires turbides n'est pas évaluée actuellement dans le cadre de la DCE (l'indicateur phytoplancton n'étant pas jugé pertinent dans les milieux très turbides). En effet, le zooplancton est caractérisé par un taux de reproduction ainsi qu'un renouvellement des générations assez rapides ce qui lui permet de répondre rapidement aux variations de son environnement.

Ainsi, un indicateur basé sur le zooplancton doit être perçu comme un indicateur de bon fonctionnement trophique en raison de sa place centrale dans la chaîne trophique et non comme un indicateur de qualité des eaux à proprement dit. Par ailleurs, dans un objectif de surveillance, on peut aussi ajouter que le zooplancton ne demande pas de matériel lourd et cher pour être échantillonné ni pour être identifié. L'utilisation du zooplancton comme indicateur du fonctionnement du réseau trophique a déjà montré son intérêt dans d'autres estuaires comme le San Francisco (régulation de la prédation) ou la Baie de Chesapeake (fécondité relative).

b) Pistes de travail et recommandations

Pour une grande majorité des scientifiques interrogés, le zooplancton peut potentiellement être un bon bio-indicateur du fonctionnement du réseau trophique estuarien en raison de sa forte abondance et de son rôle

clef dans le réseau trophique estuarien. Selon eux, il semble nécessaire de développer un indicateur zooplanctonique à l'échelle de la communauté et préférentiellement sur les espèces majoritaires (*Eurytemora affinis*, *Acartia sp.* etc.) en suivant principalement l'abondance, la biomasse et la diversité de(s) l'espèce(s) concernée(s). Pour qu'un indicateur zooplanctonique soit complet et intégrateur du fonctionnement trophique des estuaires, il sera également nécessaire de considérer les facteurs biologiques liés au réseau trophique : qualification/quantification de la ressource alimentaire disponible (eg. phytoplancton) et de la prédation (poissons et autres espèces zooplanctonivores).

Les communautés généralement rencontrées dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de Gironde sont globalement semblables ce qui facilite le développement d'indicateurs standardisés à l'échelle nationale. En revanche, les connaissances sur l'écologie du zooplancton en milieu estuarien sont restreintes et nécessiteraient de nouvelles campagnes d'acquisition standardisées des données et une phase importante de mise au point. Pour l'instant le manque de connaissances est en partie lié à un effectif de spécialistes dans ce domaine trop réduit.

La majorité des participants à l'enquête semble intéressée pour former un réseau international de spécialistes, ce qui sera un véritable atout pour le développement de tels indicateurs. La majorité d'entre eux semblent également prêts à s'impliquer activement dans ce réseau par l'échange de données ou d'analyses de données (*via* la signature de conventions) voir à la mise à disposition de consultants.

Pour amorcer la construction d'un indicateur zooplanctonique, il est recommandé que :

- a. La zone de gradient de salinité associée au bouchon vaseux doit être échantillonnée en adoptant une approche eulérienne (point fixe) appliquée dans au moins 2 sites (aval – amont) pour quantifier avec précision le stock des principales espèces planctoniques dans cette zone.
- b. Au niveau de la population, il est nécessaire d'estimer l'abondance totale, la structure de la population, mais également sa biomasse. Ceci peut se faire en utilisant l'approche morphologique (soit en effectuant des mesures manuelles) ou bien en utilisant un appareil de type 'compteur optique du zooplancton' après calibration (mesures semi-automatiques).
- c. Le potentiel de production des principales espèces de copépodes estuariens à travers leur fécondité par exemple soit estimé. Cet indice est facile à appliquer pour une espèce qui porte un sac d'œufs (i.e., *Eurytemora*) mais nécessite des incubations *in situ* et/ou en laboratoire pour des espèces à ponte libre (i.e. *Acartia*, *Temora*).
- d. Au niveau de l'eau douce, il est important de caractériser la diversité des communautés zooplanctoniques puisque celle-ci est plus importante que dans la zone du gradient de salinité.

2. Indicateur « microphytobenthos »

Le microphytobenthos se compose d'algues unicellulaires et cyanobactéries présentes en général sous forme de biofilms dans les parties hautes des vasières soumises aux fluctuations de la marée. Bien que ce compartiment biologique ne figure pas dans la liste des éléments de qualité définie dans la DCE, sa prise en compte permettrait de compléter la qualification du bon état biologique et écologique des grands estuaires. En effet, le microphytobenthos peut composer jusqu'à 50 % de la production primaire dans certains estuaires turbides (la production phytoplanctonique étant limitée par la turbidité) ce qui lui donne un rôle important dans le réseau trophique. Son analyse permet donc de qualifier et quantifier une partie de la production primaire et ainsi palier à l'impossibilité d'appliquer un indicateur relatif au phytoplancton dans ce type de milieu.

Les travaux menés par Lerouxel et al. (2010) dans le cadre du projet BEEST ont donné des premiers résultats très intéressants. Ils sont basés sur des images satellitales de l'estuaire de la Loire et plus ponctuellement de la Gironde. Grâce à une méthodologie adaptée à ce type de données (Annexe 7), ils ont su mettre au point un indice de colonisation rendant compte de la proportion des surfaces colonisées par le microphytobenthos par rapport à la surface totale des vasières (habitat caractéristique de ces organismes). Les tests effectués ont notamment permis d'identifier les zones les plus productives (selon les zones halines, la bathymétrie...) mais également l'évolution des recouvrements au cours du temps grâce à des séries d'images satellitales archivées de l'estuaire de la Loire.

La tentative de quantification par calibration des images multispectrales en biomasse n'a pas abouti au terme de l'étude et des investigations complémentaires sont nécessaires, faisant appel à de futures campagnes hyperspectrales aéroportées. Néanmoins, les résultats obtenus sont prometteurs et vont être approfondis dans

le cadre d'autres travaux qui nécessitent l'acquisition d'un plus grand nombre d'images. Par ailleurs, la fréquence d'acquisition des images ne permet pas d'analyser les variations saisonnières à macroéchelle, problème qui devrait être résolu par le lancement dans un futur proche de campagnes avec des capteurs multispectraux plus performants. Une perspective importante de ce travail consisterait à décrire et quantifier le rôle du microphytobenthos dans le réseau trophique et vérifier si comme dans l'estuaire de l'Escault, ce compartiment structure les communautés de dépositores de surface (van der Wal et al., 2008).

3. Conclusion

Le projet BEEST a mis en évidence deux nouveaux indicateurs biologiques potentiels. Le zooplancton, de par la place qu'il occupe au sein du réseau trophique des grands estuaires turbides, pourrait être un élément riche en enseignement sur le fonctionnement de l'édifice biologique estuarien. Un travail de définition des questions auxquelles le compartiment zooplanctonique pourrait répondre, avec des démonstrations précises, reste encore à faire. La définition d'un protocole standardisé permettant d'acquérir une quantité de données représentatives et statistiquement significatives devrait être développée de façon à commencer à constituer la base de données nécessaire à tout développement d'indicateurs. Les projets allant dans ce sens devraient être encouragés.

Pour l'indicateur microphytobenthos basé sur l'analyse d'images multispectrales, la démarche semble déjà fournir des résultats très intéressants et le problème relève plus d'un besoin de généralisation par une analyse d'un plus grand nombre d'images que celui qui a été traité au cours de ce projet. Des mises au point concernant les fréquences d'analyse et la calibration en biomasse sont encore nécessaires, mais tout porte à croire que la méthode pourrait permettre une estimation au-delà de l'indice surfacique. Une meilleure connaissance du rôle du microphytobenthos dans le réseau trophique estuarien permettrait d'apprécier cet élément à sa juste valeur. Des travaux récents révélant sa consommation directe par les oiseaux limicoles ne font que renforcer l'idée qu'il s'agit d'un compartiment à considérer avec attention pour la compréhension du fonctionnement des écosystèmes estuariens.

VI. VERS PLUS D'OPERATIONNALITE (AXE 3)

A. LE SIG HABITATS FONCTIONNELS : UN OUTIL POUR SPATIALISER LE POTENTIEL ECOLOGIQUE

S'appuyant sur les réflexions précédentes et notamment sur la nécessité d'explicitier le rôle écologique des habitats pour appréhender les aspects fonctionnels liés aux écosystèmes estuariens, l'accent a été mis, dans le cadre du projet BEEST, sur le renforcement du développement d'un Système d'Information Géographique capable de cartographier les fonctions écologiques associées aux estuaires. Cet outil innovant, baptisé SIG 'Habitats Fonctionnels' (SIG HF), se fonde sur la conjugaison du concept de niche écologique (Hutchinson 1957) et de la théorie des filtres environnementaux (Tonn et al. 1990, Keddy 1992).

1. Les habitats, éléments de définition du fonctionnement écologique

L'effectivité des processus et des fonctions écologiques est directement liée à l'environnement biotique et abiotique des communautés écologiques qui les supportent. De même, l'existence, la disponibilité et l'accessibilité d'habitats clés à une étape du cycle de vie des espèces (ex. nourricerie, reproduction, migration pour les poissons, les oiseaux...) sont des facteurs déterminants pour le fonctionnement d'un système.

La démarche fonctionnelle dans laquelle nous nous plaçons rejoint l'approche stochastique des communautés et des écosystèmes selon laquelle les communautés écologiques sont une collection d'espèces qui trouvent de manière conjoncturelle des conditions favorables à leur développement. De cette démarche est issu le concept de l'« habitat temple » (Southwood 1977) selon lequel, dans un habitat donné, on trouve des espèces dont les traits biologiques sont adaptés à cet habitat. La théorie des règles d'assemblages (formalisée par Diamond (1975)) et des filtres environnementaux (Tonn et al. 1990, Keddy 1992, Barbault 1993) expliquant la composition d'un peuplement dans un contexte biogéographique donné en sont des déclinaisons.

Dans ce cadre, on considère que les facteurs de l'environnement, biotique ou abiotique, agissent à différentes échelles comme force de sélection. Les règles d'assemblage s'assimilent à un processus de filtrage environnemental qui entraîne la sélection d'un groupe particulier d'espèces à partir d'un pool d'espèces régional. Les espèces ainsi sélectionnées possèdent les traits biologiques (morphologiques, physiologiques ou phénologiques) spécifiques qui leur permettent de persister lorsqu'elles sont soumises aux contraintes environnementales d'un milieu donné (Nicolas 2010). Ce filtrage environnemental conditionne donc à la fois la diversité taxonomique en sélectionnant les espèces adaptées, mais aussi les fonctions et processus écologiques associés au milieu considéré et déterminés par les traits fonctionnels sélectionnés. Au travers de cette théorie, on établit de fait un lien entre structure des habitats cette fois et fonctions écologiques.

Classiquement, pour établir ce lien entre traits fonctionnels et habitats, il est courant d'analyser les exigences écologiques et physiologiques de chacune des espèces. Ce travail laborieux, qui place clairement la démarche dans le cadre de l'approche stochastique évoquée plus haut, vise en fait à caractériser la niche écologique des espèces. Dans ce contexte, la niche écologique correspond à « l'ensemble des conditions dans lesquelles vit et se maintient une espèce déterminée » (Ramade 1984) et plus précisément, à « l'ensemble des paramètres qui caractérisent les exigences écologiques (climatiques, alimentaires, reproduction...) propres à une espèce » (Ramade 2008). La niche écologique ainsi définie peut être ventilée selon les phases du cycle de vie de l'espèce afin de déterminer les conditions environnementales propres à la réalisation de fonctions écologiques particulières.

Appliquée à un contexte géographique déterminé, cette notion permet de modéliser et de cartographier l'habitat de l'espèce. L'habitat est ici entendu comme « l'ensemble des caractéristiques (ressources trophiques et conditions environnementales) présentes dans un espace donné qui permettent l'accomplissement de tout ou partie du cycle écologique (la survie i.e. nourriture, refuge... et/ou la reproduction) d'une espèce » (adapté de Ramade 2008). Lorsqu'elle est définie dans l'absolu (c.-à-d. sans tenir compte des interactions entre facteurs et des interactions biotiques), la niche écologique est dite fondamentale et permet de cartographier des habitats potentiels.

C'est dans ce cadre conceptuel qu'a été développé, en partie dans le cadre du projet BEEST, le SIG-HF.

2. Le SIG-HF : Un modèle conceptuel et un outil opérationnel

Son objectif consiste à cartographier les fonctionnalités écologiques potentielles associées aux habitats des estuaires sur lesquels il est développé. Cet objectif repose sur la capacité à modéliser la niche écologique afin

de (1) cartographier la distribution potentielle des principales espèces faunistiques dans le milieu et (2) caractériser leur utilisation des habitats c.-à-d. les fonctions écologiques associées (ex. nourricerie, alimentation, reproduction, corridor migratoire pour les poissons, halte migratoire, hivernage pour les oiseaux...). Plus qu'un simple système d'informations géographiques, le SIG-HF est un véritable modèle écologique qui repose sur l'articulation d'une double démarche géomatique et écologique (Annexe 8).

Au-delà du modèle conceptuel, l'enjeu était (1) d'une part, de mettre en place des outils de cartographie basés sur des données pertinentes du milieu et (2) d'autre part, de développer une méthode simple, robuste et reproductible de modélisation écologique des habitats fonctionnels *i.e.* des habitats utilisés par les espèces considérées dans l'outil pour réaliser une fonction particulière.

En première approche quatre groupes d'espèces considérés comme caractéristiques du rôle fonctionnel des estuaires ont été retenus : la macrofaune benthique et suprabenthique (crustacés, mollusques et annélides), la méiofaune pélagique (copépodes et mysidacés), l'ichtyofaune et l'avifaune. De ce fait, une partie de l'habitat terrestre (correspondant approximativement au lit majeur du fleuve) a été incluse dans l'analyse fonctionnelle.

Les réflexions du Groupe de Travail SIG-HF du projet BEEST ont mis en avant trois grandes catégories de méthodes permettant d'appréhender les relations entre facteurs d'habitats et présence des espèces.

1. Le dire d'experts : c'est la méthode adoptée dans l'approche initiale développée sur l'estuaire de la Loire par le GIP-LE dont s'est inspirée la démarche entreprise dans le projet BEEST. Ce « modèle » a l'avantage de synthétiser de nombreuses informations et connaissances, mais la démarche est difficilement reproductible à chaque mobilisation de l'outil ou à chaque mise à jour.
2. Les modèles statistiques : c'est une méthode couramment utilisée dans le cadre de la modélisation d'habitats (Austin 2002, Guisan et al. 2002, ICES 2008). L'utilisation de ce type d'approche en dehors de la stricte interpolation de données peut être discutée (Kearney 2006). Néanmoins pour les cas les plus pertinents, les résultats de cette approche peuvent être comparés avec ceux obtenus avec d'autres méthodes. En particulier, ils offrent une synthèse quantitative des « habitats observés » d'une espèce.
3. La synthèse bibliographique des préférences d'habitats : c'est la méthode privilégiée dans la construction des outils SIG-HF sur la Seine et la Gironde. Il s'agit, au moyen d'une synthèse bibliographique la plus large possible de déterminer les préférences (plus précisément les seuils de tolérances et les gammes de préférences) des espèces d'intérêt pour les principaux facteurs d'habitats (et notamment ceux que l'on peut cartographier dans le cadre du SIG). Cette méthode a l'avantage d'entrer dans le cadre conceptuel de la théorie des niches et des filtres environnementaux. Les préférences définissent la niche écologique des espèces. La cartographie de ces préférences, de cette niche, définit l'habitat des espèces. La niche écologique définie ici sur des bases théoriques est la niche fondamentale (ou potentielle).

Outre les aspects techniques sur lesquels elles diffèrent fondamentalement, les 3 méthodes ne définissent pas exactement le même type d'habitat. Dans les deux premiers cas, le modèle repose sur une observation donc l'habitat défini sur la base de ces méthodes est plutôt un habitat réalisé ou observé ou encore potentiellement réalisé. Dans le troisième cas, les habitats déterminés à partir de connaissances plus théoriques sont qualifiés d'habitats potentiels. Fondamentalement cette méthode permet de caractériser sous une certaine forme le potentiel écologique d'un estuaire compte tenu de la configuration de ces facteurs d'habitats qui tient compte des aspects hydro-morpho-sédimentaires et donc des aménagements anthropiques existants.

Sur le plan technique, l'outil SIG-HF tel qu'il est construit sur la Seine et la Gironde est ainsi la combinaison d'un SIG et d'une base de données relationnelle dans laquelle sont intégrées les connaissances sur la niche écologique des espèces d'intérêt. Un tableau de préférences d'habitats pour chaque espèce, chaque stade écologique (adulte ou juvénile) et chaque fonction considérée (nourricerie, reproduction...) est renseigné à partir des fiches espèces. Dans ce tableau figurent les seuils de tolérance physiologique et les gammes de préférences pour chacun des principaux paramètres de l'habitat⁵. À partir de ces données, une gamme de potentialité d'habitat peut être codée (Figure 7)

⁵ Typiquement ces facteurs sont : la salinité, la bathymétrie et le faciès sédimentaire pour les invertébrés benthiques et les poissons. Ils sont approchés indirectement sur la partie terrestre en considérant les associations végétales considérées comme représentatives des conditions environnementales.

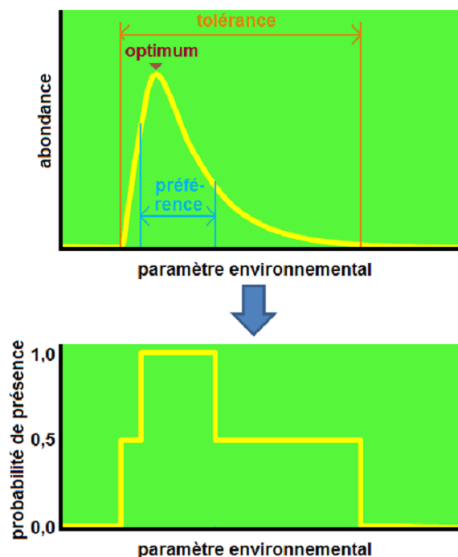


Figure 7 : Principe retenu pour codifier les plages de tolérance et de préférence à chacun des paramètres environnementaux.

Une requête spatiale permet ensuite de cartographier l'utilisation de l'estuaire par ces espèces ou ces stades écologiques (Figure 8).

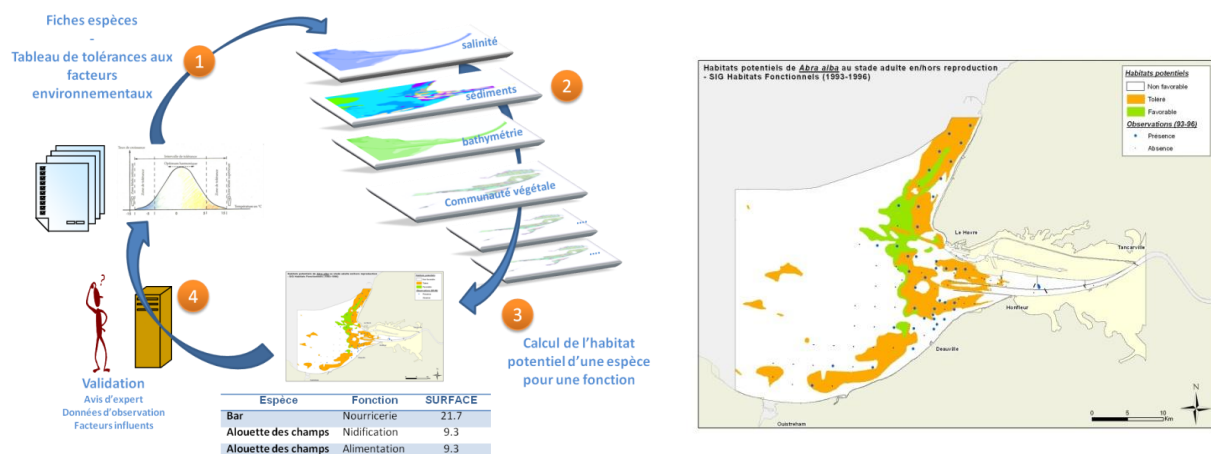


Figure 8 : Démarche et exemple de résultats de cartographie des habitats potentiels d'un invertébré aquatique (Abra Alba) dans l'estuaire de la Seine.

Dans un second temps, dans un processus de validation itératif, ces habitats potentiels sont comparés aux données d'observations issues des différentes campagnes scientifiques ou inventaires techniques qui ont permis de recueillir des données sur les trois estuaires. Ces données nous renseignent sur les habitats réalisés par les espèces permettant ainsi, dans une certaine mesure, d'affiner la définition de la niche écologique de l'espèce ou du couple espèce fonction tant sur les seuils de tolérances ou les gammes de préférences que sur les facteurs structurant l'habitat). La différence entre habitats potentiels et habitats réalisés observés permet aussi d'appréhender l'existence de facteurs limitant l'expression de la potentialité d'habitats (sources de dérangements, conditions hydrologiques exceptionnelles...).

3. Habitats potentiels et Potentiel écologique

Le SIG-HF est, en premier lieu, un outil de synthèse des connaissances et de réflexion. Il permet d'abord d'établir un bilan des connaissances (et des manques de connaissances) sur l'écologie des principales espèces de l'estuaire, mais aussi sur nos capacités à décrire le milieu sur le plan environnemental. Ces connaissances, parfois fragmentées et éparses (par type de milieu, par espèce ou par groupe faunistique), sont ainsi compilées dans le SIG pour approcher de façon spatialisée les fonctions écologiques associées à l'estuaire. En ceci, le SIG-HF est un outil pertinent d'aide à l'évaluation des effets environnementaux que peuvent engendrer

des modifications des habitats estuariens qu'elles soient dues à des aménagements, à des évolutions morphologiques à long terme, au changement climatique ou à des changements dans les usages et les pratiques, notamment agricoles.

Mais, par delà les aspects techniques et les modèles écologiques sous-jacents, le SIG-HF est avant tout un outil de travail qui met au cœur des discussions scientifiques et opérationnelles la question de la fonctionnalité écologique des habitats et donc, par là, focalise sur 2 points critiques de la DCE : la prise en compte des aspects fonctionnels plutôt que structurels et une appréhension explicite de l'espace.

L'apport des méthodes SIG aux concepts écologiques (fonctionnalité, potentialité, relations habitats-espèces...) mis en avant permet d'appréhender de manière pragmatique, opérationnelle et scientifiquement fondée et pertinente les enjeux environnementaux au sein de chaque estuaire et ainsi de mieux articuler les échanges sur les enjeux économiques et environnementaux et donc, plus largement sur le potentiel écologique.

En effet, le cadre conceptuel dans lequel s'inscrit la démarche SIG-HF établit de fait un lien entre structure des habitats et fonctions écologiques. En s'attachant à modéliser la niche fondamentale des couples espèces fonctions et ainsi à cartographier leurs habitats potentiels, l'approche permet d'appréhender le potentiel écologique de l'estuaire. Conceptuellement, ce potentiel écologique peut être assimilé à un bilan spatialisé de l'ensemble des fonctions écologiques potentiellement réalisables dans l'estuaire compte tenu des caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires du milieu et donc de la présence éventuelle des aménagements. Ainsi, quoique fondamentalement différentes des approches développées jusqu'ici dans le cadre de la DCE, la démarche SIG-HF permet finalement d'accéder à une notion du potentiel écologique d'un estuaire fortement modifié tels que le sont la Seine, la Loire et la Gironde. Ce potentiel écologique peut être considéré comme une forme de référence qui pourrait être définie selon les contextes, les modes de gouvernances et les objectifs de gestion comme le potentiel écologique de l'estuaire dans les conditions actuelles, dans des conditions historiques (par exemple avant les aménagements) ou dans des conditions futures tenant compte de projets de restaurations ou de nouveaux aménagements. La différence entre le potentiel écologique et la fonctionnalité effective de l'estuaire peut s'appréhender en évaluant les différences entre les habitats potentiels et les habitats réalisés, accessibles au travers des observations et des suivis environnementaux. Il peut définir une forme d'écart à la référence qui pourra être mesurée.

Cette approche nous permet donc de concevoir un changement de paradigme dans notre appréhension de la notion de bon état / bon potentiel écologique des estuaires, à la fois systémique, géographiquement définie, spatialisée et fonctionnelle. Naturellement, elle élargit le périmètre d'appréhension de l'estuaire en prenant en compte le lit majeur et l'avifaune.

Ce changement de paradigme conduit à envisager de nouveaux indicateurs, spatialisés et fonctionnels qui pourraient être développés à l'échelle de chaque estuaire. On pourra ainsi définir le potentiel de nourricerie de soles pour l'estuaire de la Seine en rapportant la surface de nourricerie de sole potentielle (ex. Surface d'habitat potentiel de nourricerie de sole G0 (0-1 an) pour la Seine = 7119 ha) à la surface totale de la partie aquatique de l'estuaire (Surface de la zone d'étude = 9208 ha). La valeur de cet indicateur (ici 0,77) pourra être comparée à celle qui serait calculée sur la Gironde ou la Loire ou être calculée dans le temps, suivie dans le futur, ajustée comme un objectif de gestion...

4. Un nouveau paradigme pertinent et prometteur

L'approche SIG-HF se situe à la convergence des considérations sur les aspects hydro-morpho-sédimentaires des estuaires et leur lien avec le fonctionnement écologique des systèmes (cf. volet indicateurs HMS du projet BEEST) et des considérations sur la nécessité d'adopter une vision fonctionnelle explicite du bon état / bon potentiel écologique des estuaires (cf. chapitre idoine du présent rapport). Elle nous semble donc avantageusement complémentaire des approches plus classiques développées dans le cadre de la DCE.

La démarche apparaît clairement pertinente et prometteuse. Alliant un déterminisme opérationnel certain avec la recherche d'une rigueur et d'une précision scientifique tant dans les concepts que dans les méthodes, elle sera d'autant plus pertinente que sera mis en œuvre un processus de validation efficace. Les contours précis de ce processus restent à déterminer.

Par ailleurs, une des perspectives de cette approche réside dans son couplage avec (1) d'autres approches fonctionnelles reposant par exemple sur les traits écologiques, (2) d'autres évaluations fonctions et processus écologiques comme par exemple la mesure du potentiel auto-épuration et (3) d'autres modèles écologiques. Sur ce dernier point, dans le cadre du projet BEEST, une première expérience, tentée sur la Loire en associant les résultats d'un modèle trophique et ceux issus du SIG-HF, a permis de déterminer les contours de ce qui a

été nommé à cette occasion des 'habitats-clés' sur le plan trophique (cf. Lebaillieux 2009, rapport de stage de M2). Ce type de démarche sera poursuivi et amélioré, en construisant par exemple des modèles trophiques plus adaptés à leur spatialisation.

B. APPROCHE MULTICRITERE ET PROSPECTIVE

La comparaison des trois estuaires macrotidaux met en évidence des traits généraux estuariens et des singularités. Nous proposons d'aborder les caractères communs sous forme d'un portrait-robot. Puis nous aborderons la trajectoire passée de chaque estuaire en expliquant comment les singularités de chacun expliquent la situation actuelle compte tenu d'évolution similaire ou spécifique.

1. Portrait-robot d'un estuaire macrotidal

Le projet BEEST a permis d'identifier des variables générales permettant de décrire les trois grands estuaires macrotidaux d'un point de vue physique, chimique et biologique ainsi que social. Ces variables dessinent le portrait-robot d'un grand estuaire atlantique.

Ces estuaires se situent à l'aval de cours d'eau dont le débit d'étiage minimum sur dix jours (VCN10) est maintenu au dessus de 100m³/s et dont l'influence de la marée dynamique remonte sur 100km ou plus.

Ce sont des zones de **dépôt sédimentaire** dans un contexte d'évolutions géologiques et climatiques d'élévation du niveau de la mer. Les **roselières** et les **vasières** sont caractéristiques de ces zones, mais ces dernières sont globalement en régression du fait des aménagements industrialo-portuaires. Une grande partie des berges de ces estuaires est endiguée pour diverses raisons : protection des biens et des personnes contre les inondations, sécurisation et développement de la navigation.

Ces estuaires sont marqués par une forte turbidité et un **bouchon vaseux** qui se déplace. Les dynamiques de ce bouchon et de la salinité dépendent de la **forme de l'estuaire** (résistance au flot, mise en vitesse du jusant), des **crues amont** (repoussant le bouchon vers la mer), des **débites d'étiage** (contribuant à accentuer la remontée du bouchon à l'amont) et du débit solide. Ce bouchon fait controverse. Sa présence est une contrainte pour les prélèvements d'eau industrielle, pour les poissons (conditions de vie moins favorable) et pour les loisirs (aspects visuels). Les écologues sont plus partagés :

- Le bouchon vaseux joue un rôle dans le cycle de l'azote et, dans une moindre mesure, du phosphore et concentre de nombreuses bactéries rattachées aux particules en suspension qui dégradent la matière organique dissoute ou particulaire. Toutefois, ces processus sont consommateurs d'oxygène dissous et producteur de gaz à effet de serre. Les déficits en oxygène peuvent être très dans le bouchon vaseux notamment en période estivale.
- La turbidité limite la pénétration de la lumière empêchant de ce fait la photosynthèse du phytoplancton qui se décompose. Il y a consensus sur le danger que représente un bouchon migrant à l'amont en été créant une barrière sur toute la largeur de l'estuaire.
- Il joue un rôle de stockage d'un certain nombre de contaminants qui se fixent sur les MES (PCB et HAP par exemple), réduisant le flux de contaminant exporté en mer, mais concentrant ces derniers dans les vasières latérales.

Étant donné ces rôles importants du bouchon vaseux dans l'estuaire, son expulsion hors du système estuarien modifierait en profondeur le fonctionnement de ce dernier.

Ces estuaires sont des entités politiques récentes⁶, construites par l'expertise à l'occasion des **conflits d'usage** entre les aménagements industrialo-portuaires et une minorité active pratiquant la pêche, la chasse ou l'observation (oiseaux, plantes). Les territoires vécus autour de ces estuaires sont souvent plus larges (marais, îles, berges, coteaux, villes) et plus segmentés (rive nord/rive sud, mer/fleuve) ainsi qu'illustrés dans la figure 9.

⁶ Les institutions qui sont centrées sur l'estuaire sont récentes, même si l'estuaire a toujours intéressé les politiques.

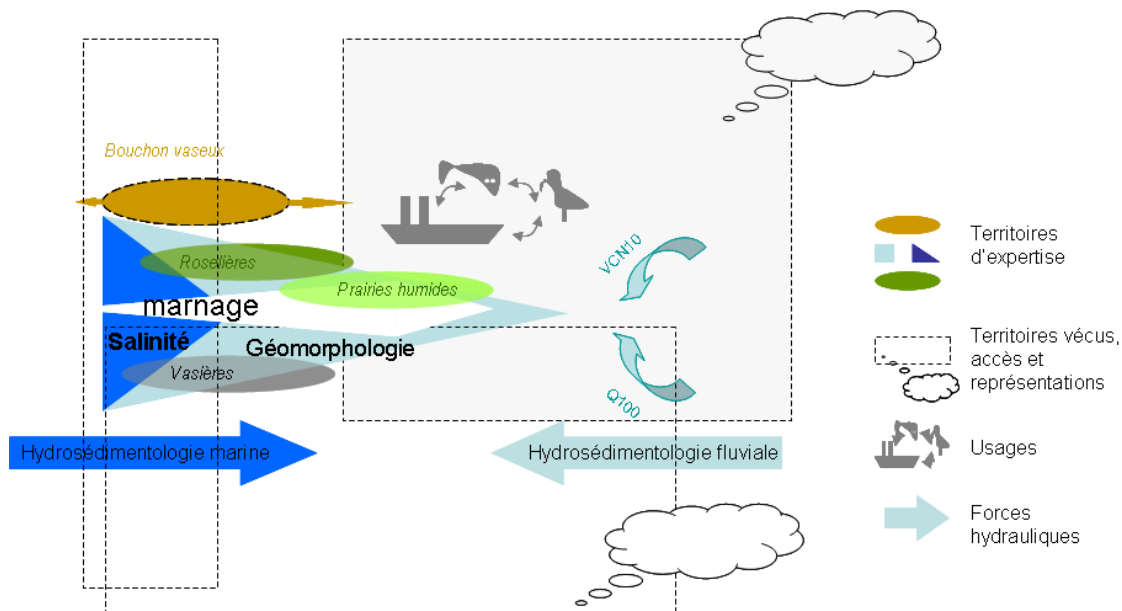


Figure 9. Un grand estuaire peut être schématiquement représenté par la confrontation de deux forces hydrosédimentaires contraintes par une géomorphologie particulière (largeur, longueur, profondeur de l'estuaire) qui façonnent des milieux (vasières, roselières, prairies humides) et des gradients (salinité, bouchon vaseux, marnage) soumis à des variations climatiques (étiages, température) sur lesquels s'organisent des usages et des politiques publiques influencées par des représentations et des territoires.

2. Comment se préparer à l'évolution des jeux d'acteurs

Le passé nous enseigne que les estuaires actuels sont en partie hérités des politiques passées, mais pas uniquement. Pour prendre la mesure de ce qui résulte de l'intentionnalité des acteurs et ce qui évolue de manière moins contrôlée, il est intéressant de retracer l'évolution passée des estuaires et d'envisager leur futur. Nous proposons d'aborder ces trajectoires sous l'angle de la connaissance de ces milieux : comment notre regard sur ces espaces a-t-il évolué, comment les nouvelles données collectées pour la DCE pourraient-elles changer notre gestion.

a) Trajectoire rétrospective des trois estuaires

Au fur et à mesure du développement des usages du sol et de l'eau, non seulement la morphologie des estuaires a été modifiée, mais également la façon de les représenter, de les mesurer et de définir leur bon fonctionnement. Notre objectif ici est de rendre compte des évolutions conjointes de l'expertise (i.e. les savoirs ayant justifié les politiques publiques estuariennes) et du socio-écosystème. Les politiques publiques dont nous avons connaissance et dont la trace est encore visible sur les estuaires remontent au milieu du XIX^{ème} avec la politique de grands travaux de navigation sous Napoléon III. Ce sont les mieux connues des experts actuels de l'estuaire. Puis les politiques publiques qui ont été menées sur les estuaires ont visé la préservation du patrimoine piscicole puis le fonctionnement écologique. Les évolutions les plus récentes dont témoignent les enquêtes sociologiques laissent entrevoir des politiques estuariennes centrées sur la qualité de vie en ville.

Le bon fonctionnement hydrosédimentaire pour desservir les ports historiques

L'aménagement des estuaires en France se situe dans la continuité de la construction de canaux et l'assèchement des marais initiés au XVI^{ème} siècle pour favoriser le commerce. Les trois estuaires ont été aménagés pour la navigation pour desservir **un port historique situé en amont** à l'abri des tempêtes et sur un socle rocheux (Rouen, Nantes, Bordeaux). Or au XIX^{ème} siècle, leur accessibilité est contrainte par **l'envasement, le faible tirant d'eau et l'instabilité du chenal de navigation (mouvement de bancs de sable notamment après tempête)**. Les ingénieurs appréhendent ce phénomène comme un dysfonctionnement dû à la dissipation d'énergie de courants contraires. Un estuaire qui fonctionne bien pour la navigation doit concentrer les flux d'eau dans un espace réduit pour augmenter les vitesses et favoriser un profil permettant l'auto-entretien du chenal. En jouant sur les courants, ils aménagent les estuaires pour favoriser la sédimentation fluviale en amont des ports et l'érosion en aval (voir figure 10).

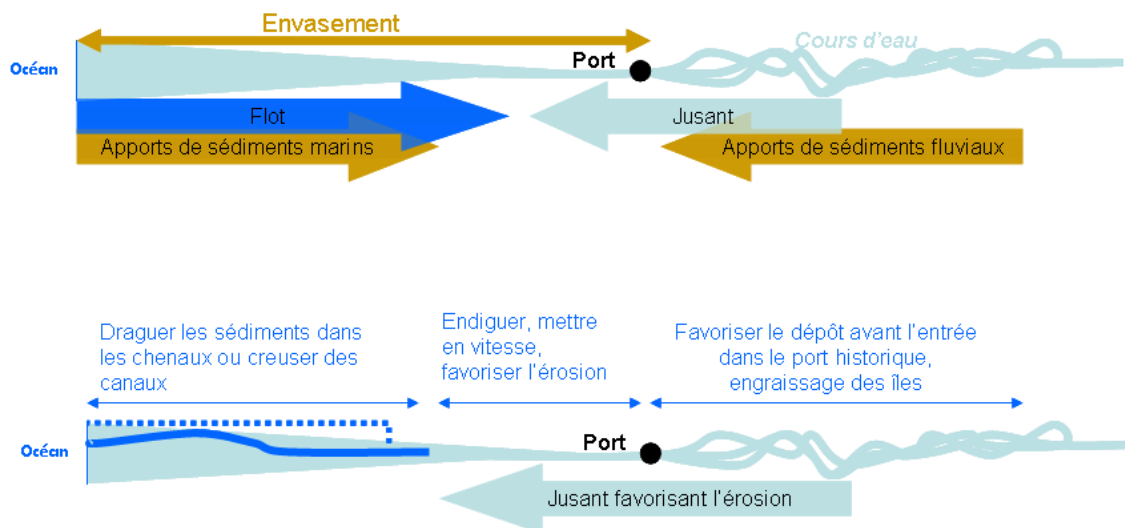


Figure 10. Face à l'envasement naturel des estuaires, l'aménagement à des fins portuaires au XIXème a cherché à favoriser la mise en vitesse et l'érosion en aval des ports historiques et un chenal principal dans l'estuaire.

La critique de ce mode de développement fut essentiellement une critique artiste des romantiques, puis des impressionnistes. Les Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) de Rouen (1828), Nantes (1810) et Bordeaux (1857) datent de cette époque. Ils réunissent des collections d'espèces locales et exotiques dans un but scientifique et d'éducation publique. Ils témoignent d'une volonté de concilier le progrès industriel avec un progrès social. Notre connaissance actuelle des espèces (inventaires, formations universitaires...) est marquée par cette origine.

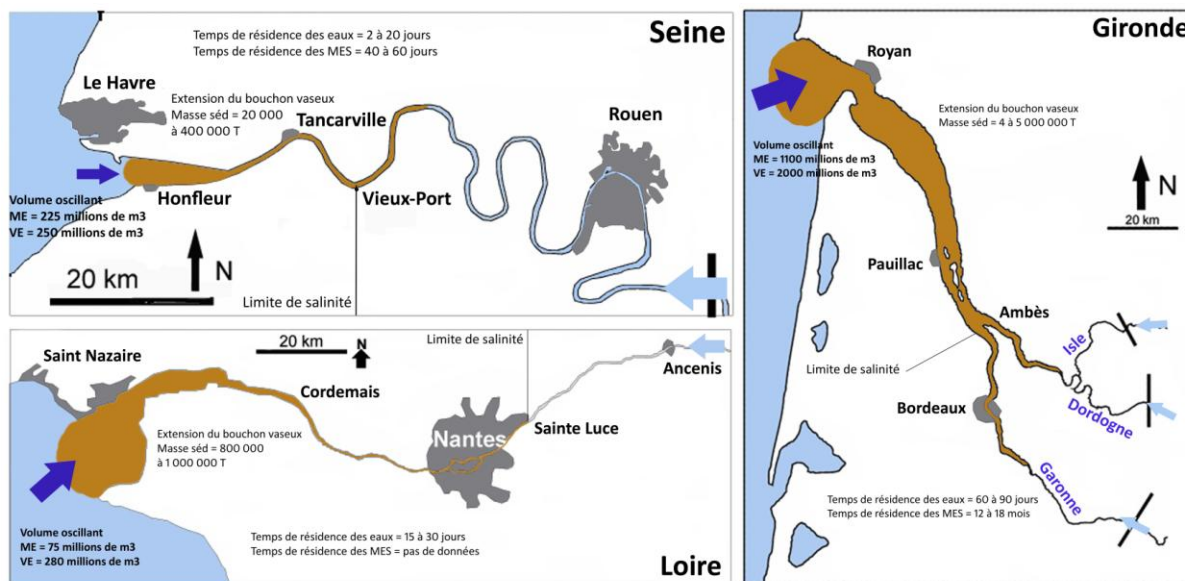
Le bon fonctionnement hydrosédimentaire pro-navigation va se décliner de manière différente dans chaque estuaire. Les influences hydrodynamiques relatives de l'intrusion marine et des apports en eau douce expliquent aussi certaines singularités de ces trois estuaires telles que la position du bouchon vaseux ou de la limite de salinité, l'étendue de la zone fluviale tidale...

L'estuaire de la Seine est très long, peu profond et naturellement étroit du fait de son encaissement. La Seine apporte peu de sédiments, plutôt du sable, et quelques vases lors des crues. À l'envasement de l'estuaire s'est ajoutée la difficulté de maintenir un tirant d'eau suffisant à l'étiage. Dès la fin du XIXème, le creusement du canal de Tancarville reliant l'estuaire moyen aménagé au port du Havre, a été réalisé pour sécuriser la navigation des bateaux lors de la traversée de l'embouchure. L'endiguement et le resserrement du lit ont alors été favorisés sur une grande longueur qui sera prolongée par le creusement du « nouveau chenal » entre les digues basses (submersibles) nord et sud à la fin des années 50 (1958-59) puis l'aménagement de l'embouchure jusqu'en 1979. La zone estuarienne en amont de Rouen où circulent des bateaux de moindre gabarit n'a pas été épargnée. Pour « dessiner » un chenal de navigation rectiligne et uniforme, de nombreuses îles ont été rattachées à la berge ou arasées partiellement ou totalement. Ces aménagements ont renforcé l'influence relative des apports fluviaux sur celle de l'intrusion marine à l'origine de « l'effet de chasse » qui caractérise l'estuaire de la Seine. Ils ont également fait disparaître le mascaret, induit des inondations en bas de falaises (pas de drainage de la nappe de la craie quand la Seine est haute) et **déplacé les caractéristiques estuariennes vers l'aval** (accroissement des résistances au flot, « effet de chasse » produit par la dynamique de l'eau douce). La limite de salinité s'est déplacée de Vieux-Port vers Tancarville.

L'estuaire de la Loire est plus court et de largeur intermédiaire. Il est également caractérisé par une large plaine alluviale, qui a fait l'objet d'aménagements hydrauliques (marais) au Moyen Âge puis au XIXème et XXème siècle. Les aménagements du XIXème siècle, permettant la mise en vitesse, l'érosion et le maintien du tirant d'eau ne seront réalisés que sur la partie la plus étroite en aval de Nantes. Au-delà, les marais qui faisaient vivre une main d'oeuvre importante furent préservés suite à des mobilisations locales. Un canal sera creusé à la fin du XIXème pour dissocier les fonctions de navigation du fonctionnement du fleuve sur ce secteur, puis abandonné au profit d'un chenal. Depuis, les aménagements ont cherché depuis à favoriser son entretien par l'onde de marée, ce qui a conduit à **déplacer les caractéristiques estuariennes vers l'amont** (réduction des résistances au flot, y compris en amont de Nantes). La limite de salinité s'est déplacée de Cordemais à Sainte Luce.

Sur la Gironde, l'estuaire est très large et très long. L'influence marine est considérable du fait de la largeur à l'embouchure associée à de très importants volumes d'eau marine entrant et des débits fluviaux relativement réduits. L'endiguement ne contrôle pas le tirant d'eau ni les vitesses. Des canaux latéraux ont été creusés puis

abandonnés au profit d'un chenal dragué. Les aménagements pour favoriser l'onde de marée sont plus dispersés étant donné la taille de l'estuaire. Si **les caractéristiques estuariennes se sont également déplacées vers l'amont** c'est probablement lié à la **baisse des débits** de crues et d'étiage dus aux barrages et aux prélèvements d'eau en amont. La limite de salinité s'est déplacée d'Ambès à Bordeaux.

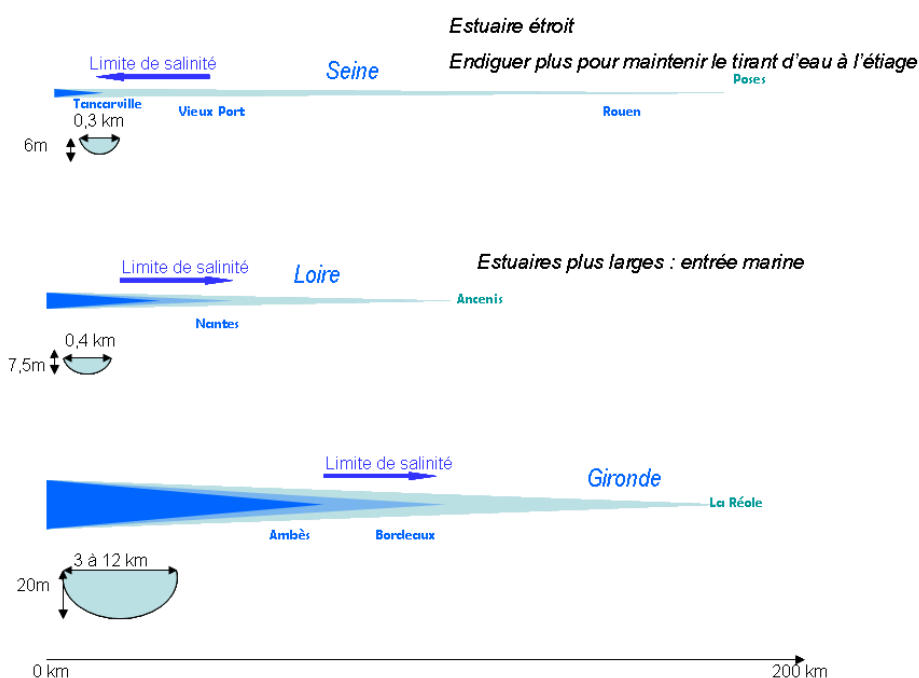


Sources : Abril, 2002; Avoine, 1981; Dauvin, 2006; GIP Seine-Aval, 2008; GIP Loire Estuaire, 2004; Lafite et al., 2004; Uncles et al, 2002; Verney, 2002

Légende

- Zone d'extension maximale du bouchon vaseux (limites extrêmes)
- Influence relative de la marée
- Influence relative du débit du fleuve

Figure 11 : Comparaison de quelques caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde (BEEST Foussard, Etcheber, 2011)



Profondeurs moyennes à la Limite Transversale de la Mer : source SCHOM

Figure 12 : Les techniques d'aménagement pro-navigation au XIX^{ème} siècle ont été adaptées à la morphologie de chaque estuaire. Sur la Seine, l'étroitesse de l'estuaire permet de jouer sur le tirant d'eau amont avec des digues ce qui repoussa la limite de salinité vers l'aval. Sur les estuaires plus larges (Loire, Gironde), les ingénieurs favorisèrent l'entrée marine comme force d'érosion ce qui repoussa la limite de salinité vers l'amont.

En parallèle du développement de l'expertise sur le fonctionnement hydrosédimentaires au XIXème siècle, les questions de pollution émergent avec les procès entre pêcheurs et industriels et l'expertise des hygiénistes. L'anoxie est rapidement identifiée comme cause de mortalité piscicole. Cependant, certains cours d'eau et certains estuaires sont considérés comme n'ayant pas de vocation piscicole et assurant un bon fonctionnement d'égout. C'est le cas de la Seine. Les mobilisations de pêcheurs contre la pollution industrielle datent des années 70, après la mise en service de plusieurs stations d'épuration. Dans le cas de la Loire, les historiens ont retracé des procès concernant les industries de Nantes. Sur la Gironde, la capacité de dilution de l'estuaire a longtemps été considérée inépuisable. C'est ce que traduit le schéma ci-après qui évalue l'impact anthropique à partir de l'évaluation de la charge organique (COT) entrante dans les estuaires. Cette charge augmente le risque de déficits en oxygène dissous. Comme le montre la figure 14 cette charge résulte de plusieurs origines (érosion du sol et de la litière, rejets agricoles, industriels et urbains). La présence de nutriments peut rendre le fleuve producteur de carbone organique (cas de la Loire). Notons que les phénomènes d'hypoxie existent principalement en Seine et Loire, mais aussi en Gironde lors des étiages sévères (voir figure 15).

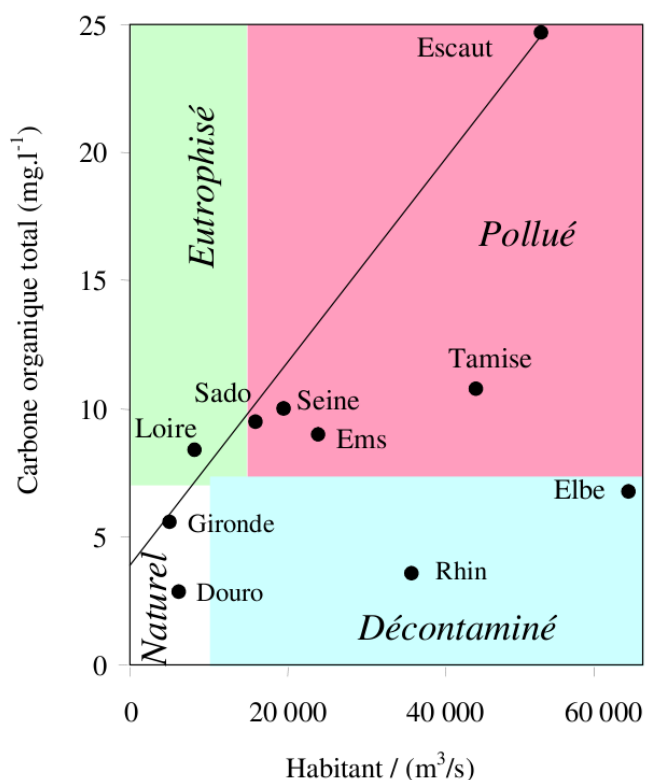


Figure 13. Le rapport entre nombre d'habitants du bassin sur le débit moyen (correction de l'effet de dilution) et carbone organique total donne une indication de l'effort d'épuration des fleuves (Abril et al., 2002, modifié par Lemaire, 2002)

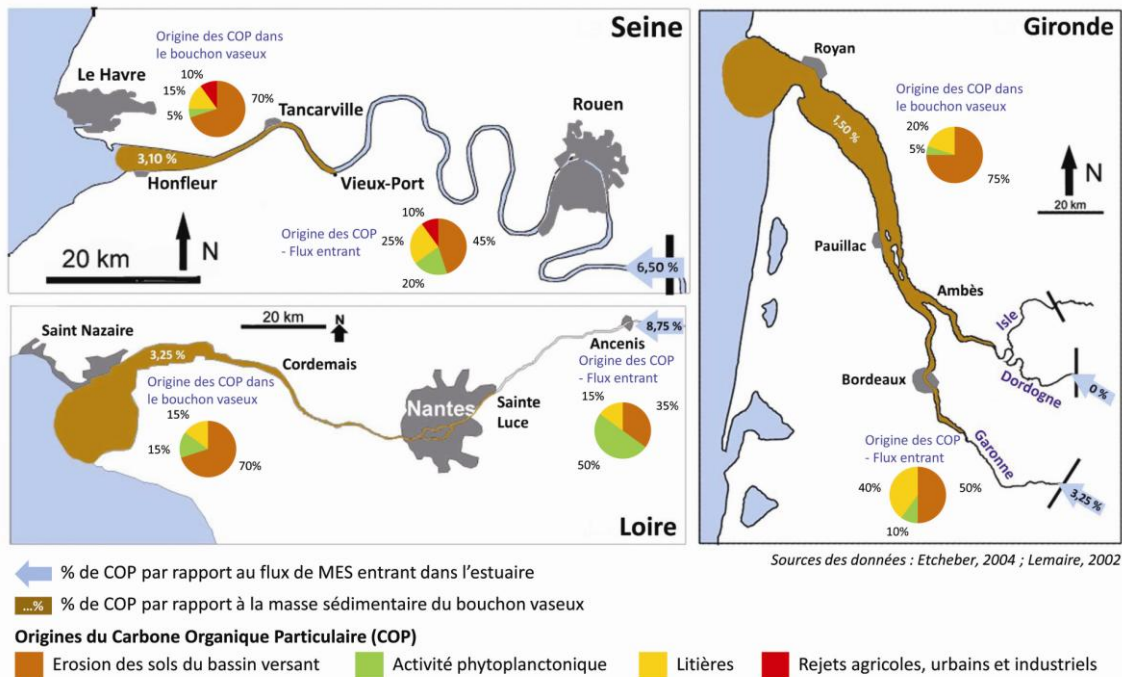


Figure 14 : Comparaison des apports en Carbone Organique Particulaire (COP) dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde (BEEST Foussard, Etcheber, 2011)

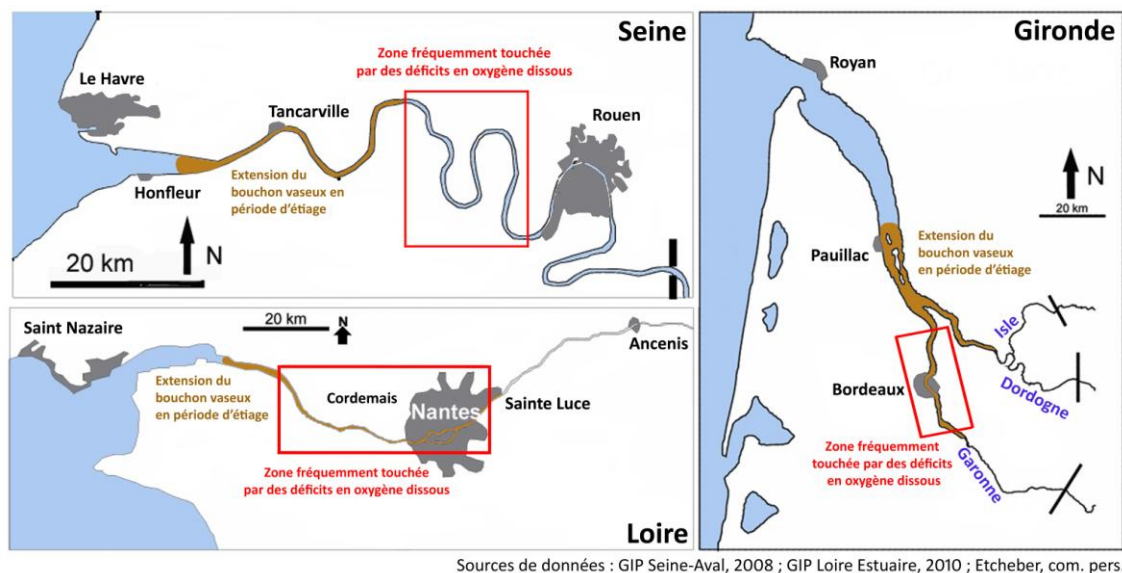


Figure 15 : Localisation des zones de déficits en oxygène dissous récurrents sur les 3 estuaires

Le bon fonctionnement écologique

Les procès de pêcheurs contre les pollutions industrielles se sont poursuivis jusqu'aux années 70. À partir de 1968 les préoccupations écologiques prennent le relais dans l'ensemble de la société où les classes moyennes deviennent plus importantes (Mendras 1994). Dans les estuaires, ce phénomène est lié à la désindustrialisation des ports historiques et aux controverses sur la rentabilité de nouvelles infrastructures industrialo-portuaires. Les mobilisations écologiques, dont les militants sont davantage des intellectuels urbains que des pêcheurs, se traduiront par une évolution du cadre juridique (loi 1976 de protection de la nature imposant les études d'impact). L'expertise écologique va revisiter les savoirs hydrosédimentaires, chimiques et biologiques autour de la notion de bouchon vaseux et des vasières. On sait que la surface en vasières a baissé et que la disponibilité en habitats correspondants a diminué. L'optimisation spatiale de la répartition des vasières résiduelles reste cependant difficile à qualifier dans un contexte où les vasières oligohalines ont peu été étudiées.

Sur la Seine, le bouchon vaseux pose peu de problèmes parce qu'il est très en aval (mise en vitesse du fleuve par endiguement). Avec lui, tout le complexe estuarien a migré vers l'aval, y compris le gradient de salinité. Les

vasières ont été en partie détruites par des aménagements (pont de Normandie, Port 2000). L'essentiel des vasières résiduelles n'est plus dans la zone mésohaline. L'estuaire de la Seine est celui sur lequel les arbitrages ont été le plus défavorables aux zones agricoles humides. En outre, l'estuaire de la Seine est très compartimenté par des digues et les canaux qui compromettent la connectivité entre lit mineur et ancien lit majeur.

Sur la Loire, la remontée de la salinité va imposer le déplacement de la prise d'eau potable de Nantes (1993) ce qui marque le début des préoccupations environnementales en faveur d'un bon fonctionnement écologique (essentiellement piscicole et avicole) pour maintenir à la fois une oxygénation minimale (menacée par un bouchon vaseux associé aux proliférations algales en amont l'été) et des zones de nourricerie et de refuge. Ceci se double d'une complémentarité voulue politiquement entre espaces industriels, ruraux et urbains de Saint Nazaire à Nantes.

Sur la Gironde, le bouchon vaseux n'est que très exceptionnellement évacué en mer et remonte désormais jusqu'à Bordeaux créant un barrage pour les poissons et une menace pour l'eau potable dans un contexte d'effondrement des populations piscicoles et d'interdiction de commercialisation, d'une baisse tendancielle des débits fluviaux et d'une menace croissante d'inondation des marais endigués.

Vers un bon fonctionnement urbain ?

Les trois estuaires, à des niveaux différents, semblent être valorisés aujourd'hui pour leurs potentialités vis-à-vis de la qualité de vie dans les villes. Cette politique se traduit par des aménagements construits à la place d'anciens sites productifs ou de zones naturelles, dédiés au logement et au loisir d'une élite urbaine. On assiste ainsi à des reconversions de docks en quartiers résidentiels (waterfront, écoquartiers, quais aménagés) et à l'aménagement de lieux de loisir (jardins associatifs, parcs écologiques, bases de loisirs, plages, ports de plaisance...). Cette évolution s'accompagne d'une privatisation du foncier et d'un accès aux espaces publics intellectualisés (mise en scène du passé industriel ou du patrimoine naturel, traditions refabriquées, ...). Cette nouvelle vocation fédère plus ou moins les élus et les représentants de l'État autour de projets de territoires plus larges.

Sur la Seine, cette dynamique s'observe surtout en rive droite. Les bords de l'eau abandonnés par l'industrie sont requalifiés en quartiers administratifs ou d'activité commerciale. Les terrains autrefois convoités par l'industrie et rendus moins attractifs par l'existence de Port 2000 constituent l'essentiel de la réserve naturelle nationale de l'estuaire (Lecoquierre, Lévêque et al. 2010). Cependant, l'activité portuaire reste conquérante. Elle oriente les infrastructures (port 2000, pont de Normandie, plateformes logistiques) et les projets de développement urbains (Grande Seine, Axe Seine, Grand Paris, Hangar H2O, campus orienté vers la logistique) vers une logique de compensation sociale et écologique qui n'est pas sans contradictions : juxtaposition de sites à vocation contraire et messages culpabilisants dans des espaces de loisir.

Sur la Loire, les bords de l'eau font l'objet d'une réappropriation publique (Loire Vivante, combat de Donges, soutien public aux syndicats de marais) et des initiatives plus récentes (classes estuariennes, réserve naturelle). Les collectivités locales se dotent de compétences leur permettant d'agir sur la complémentarité des espaces et leur condition d'accès (conseil sur l'entretien du marais, biennale d'art contemporain, Petite Planète, île de Nantes, ville Port Saint-Nazaire, rencontres du fleuve, cité de l'estuaire).

Sur la Gironde, la qualité de vie des urbains est peu liée à l'estuaire. La reconversion se limite aux quais de Bordeaux. Les citoyens fréquentent plus les sites balnéaires d'Arcachon et de Lacanau que l'embouchure de la Gironde. Ce relatif isolement permet l'expression de stratégies de développement non urbaines concurrentes (projet de désenclavement vs sanctuarisation, pratiques traditionnelles vs festivités estuariennes).

b) Prospective : est-ce que la DCE change la place de l'expertise dans la décision ?

Nous avons construit trois scénarios de procès pour non atteinte des objectifs environnementaux de la DCE pour étudier comment les controverses sur l'expertise estuarienne et la DCE pourraient être mobilisées dans le futur en cas de conflit d'usage. Les scénarios construits illustrent les connaissances et les limites de l'expertise actuelle face aux enjeux possibles de demain. Ils ont pour objectif de placer les discussions sur le bon fonctionnement des estuaires dans le contexte du jugement futur de la conformité à la DCE.

Cet exercice reste une construction intellectuelle et ne constitue en aucun cas une prévision. En matière de procès l'interprétation dépend de chaque cas. L'objectif de la démarche n'est pas de dire comment la directive sera interprétée dans le futur, mais de montrer qu'il reste des zones d'ombre sur son application et qu'il peut être intéressant d'envisager plusieurs interprétations possibles.

Les trois scénarios ont été construits sur des cas crédibles, mais fictifs.

Cas d'un contentieux suite à une marée noire

Ce scénario invente les suites d'un accident pétrolier dans un estuaire en 2021 qui affecterait les milieux et pourrait conduire en 2027 à la condamnation de l'État pour non atteinte de l'objectif de bon potentiel. Nous explorons les arguments d'une telle condamnation et à travers cette hypothèse les nouveaux arguments que la DCE (et notamment l'art. 23) offrirait à l'État pour se retourner contre l'armateur (dont on imagine que le bateau était ancien, mal entretenu et à simple coque). Ce scénario (Annexe 9) permet de soulever les questions suivantes :

Est-ce que ce **type de pollution menace l'atteinte du bon potentiel** ? Est-ce que les études sur la résilience du zooplancton (dont la biomasse se régénère chaque année) voire du macrobenthos ne vont pas plutôt dans le sens d'un faible impact à long terme des pollutions ?

En cas de contentieux pour non-atteinte du bon potentiel, la Commission Européenne pourrait-elle s'appuyer sur le fait que l'accident était "**raisonnablement prévisible**" (art. 4.6 DCE) et que l'État français n'avait pas mis en place des **sanctions dissuasives à l'égard des armateurs** ?

Est-ce qu'en absence de sanctions prévues par la législation française, l'État peut demander à l'armateur le **remboursement des coûts correspondants aux mesures** pour atteindre le bon potentiel (qui n'est pas atteint) ? Est-ce que la loi française pourrait **prévoir de telles sanctions** couvrant le coût des investissements rendus inutiles ?

Est-ce que pour imputer la responsabilité de la non-atteinte du bon potentiel à cette pollution, l'État français pourrait s'appuyer sur un **indicateur non DCE comme le zooplancton**, sachant que les autres indicateurs (notamment le phytoplancton tel qu'il est considéré actuellement) sont jugés comme peu pertinents par BEEST pour parler du fonctionnement d'un estuaire ? Est-ce qu'un impact significatif sur le zooplancton l'année de la marée noire pourrait être retenu contre l'armateur si le zooplancton retrouve ensuite une valeur correcte ? Dispose-t-on d'assez de recul sur cet indicateur pour faire la part entre le naturel et l'anthropique ?

Est-ce que les indices DCE tels que le phytoplancton ou l'indice poisson seraient davantage pris en considération pour juger de la responsabilité du pollueur ? Cette question est celle de la valeur juridique d'un indicateur en situation de controverse sur la notion de bon état.

Cas d'un contentieux lié au développement d'une infrastructure portuaire sur une zone humide

Dans ce scénario, on imagine qu'un port pourrait souhaiter se développer et améliorer sa desserte au travers de nouvelles infrastructures. L'emprise de ces infrastructures couvrirait une zone humide incluant une partie répertoriée dans le dispositif Natura 2000. Nous explorons les conséquences d'un procès initié par une association de protection des oiseaux pour non-respect de la DCE en raison de la dégradation de la zone humide.

Le procès imaginé révèle les incertitudes suivantes :

Est-ce que d'autres pays ont inclus des zones humides dans leurs découpages de masses d'eau ? Comment juge-t-on de la dépendance d'une zone humide vis-à-vis de l'estuaire ? Connait-on suffisamment le fonctionnement des zones humides pour les préserver ?

Dans quelle mesure l'État peut **revoir à la baisse des objectifs environnementaux** ? **Comment seront jugés les « coûts disproportionnés ? »**. De quelle expertise dispose-t-on pour justifier économiquement et socialement le SDAGE et ses modifications éventuelles pour des projets ?

Le programme de mesures est-il opposable à l'État français ?

À quelle condition la **compensation** d'une zone humide par une autre serait-elle jugée conforme à la DCE ? Cette compensation doit-elle se faire au sein de la même masse d'eau ou bien peut-elle se faire d'un estuaire à un autre ? Aurait-on pu mettre plusieurs estuaires dans la même masse d'eau ?

Contentieux en cas de remontée du bouchon vaseux sur une masse d'eau en bon état chimique

Ce scénario porte sur un estuaire décomposé en plusieurs masses d'eau dont une masse d'eau amont initialement peu saline et peu turbide affectée suite à une baisse des débits par la remontée du bouchon vaseux. Les modifications physico-chimiques pourraient alors être dénoncées pour leurs **conséquences chimiques sur la colonne d'eau** de la masse d'eau amont du fait de la rétention des polluants (notamment le cadmium) par le bouchon vaseux.

Le procès imaginé révèle les incertitudes suivantes :

Quelle part de pollution du bouchon vaseux correspond à la "signature naturelle" du bassin ? En cas de remontée d'un bouchon vaseux, l'État peut-il revoir son découpage des masses d'eau ?

Les pollutions héritées déclassent l'état chimique des masses d'eau. Qu'en est-il des dérogations sur les teneurs en cadmium ? Peut-on les étendre aux masses d'eau qui risquent d'être contaminées avec la remontée du bouchon vaseux ?

Est-ce que l'État pourrait être condamné pour dégradation de l'état physico-chimique soutenant le bon potentiel ou le bon état écologique ? Comme la teneur en oxygène diminue et la salinité augmente en lien avec les conséquences du changement climatique. Est-ce que l'État devrait revoir les débits d'étiage en conséquence pour assurer un débit plus grand dans l'estuaire permettant de compenser l'effet de l'augmentation de température sur la teneur en oxygène ?

Conclusion sur les enseignements de la prospective

La DCE nous convie à un exercice qui se fait dans un contexte très contraint de diminution des moyens de l'État. On ne peut donc pas raisonner sur les indicateurs qui seraient les plus pertinents toutes choses égales par ailleurs, mais plutôt réfléchir à ceux qui restent pertinents dans ce contexte. Or la pertinence de ces indicateurs doit être évaluée non seulement par rapport à l'usage que l'État souhaite en faire (définir ses objectifs de restauration, mesurer ses progrès) mais aussi à la lumière de l'usage que pourraient en faire d'autres acteurs dans un contexte de judiciarisation de la société.

L'exercice de prospective que nous avons conduit pour réfléchir aux nouvelles preuves qui seront disponibles avec l'application de la DCE, nous permet de dégager quelques enseignements :

- la DCE offre plus de prises aux plaignants qu'à l'État qui endosse la responsabilité de l'expertise, de l'objectif, des actions (et sanctions domestiques) et du résultat ainsi que l'insuffisance éventuelle des données permettant d'imputer les responsabilités.
- Il y a une disparité entre la finesse du découpage des masses d'eau, le détail des mesures planifiées et le faible recul temporel dont on dispose sur les données collectées.
- L'accent mis sur les indicateurs porte en lui le risque d'optimiser un indicateur (oxygène, zooplancton, poisson...) plutôt que le fonctionnement écologique. Il n'est pas certain que tous les pays souhaitent aller au-delà d'une optimisation d'un indicateur facile à maîtriser.

c) Se préparer à l'évolution des jeux d'acteurs

Le découpage en masses d'eau, la définition d'indicateurs pour ces masses d'eau et le raisonnement pression-impact-réponse nous invitent à penser les masses d'eau comme des systèmes soumis à des pressions. Or les estuaires ne sont pas toujours découpés en une masse d'eau unique et **ne font pas forcément système**. L'état physique, chimique, hydromorphologique que l'on observe peut être déterminé par des facteurs qui ne sont pas du tout à l'échelle de l'estuaire. En élaborant des indicateurs qui répondent bien à des pressions à cette échelle, on ne peut pas exclure que ces corrélations ne soient que partielles et puissent être remises en cause par des changements à d'autres échelles.

Les connaissances que l'on a des pressions sont souvent le fruit de dégradations constatées *a posteriori* parce que nos outils de mesure sont le fruit de mobilisations à l'occasion de dégradations. On ne connaît bien que des tendances déjà observées, dans les limites de ce que l'on observe (en échelle, en grain de suivi et en paramètres). On ne peut pas en déduire des gammes de variations « raisonnables » « viables » ou « résilientes » parce que ce que l'on observe en général n'est pas une gamme de variation, mais **une évolution dans le même sens** plus ou moins rapide ou freinée. Les trajectoires passées des estuaires retracent ces tendances, qui ont parfois été voulues, ont fait l'objet de politiques publiques, d'arbitrages, ont parfois suscité des plaintes, ont pu parfois être enrayerées, mais pas toujours. Les mêmes causes ont souvent eu les mêmes effets, mais pas dans les mêmes proportions. La comparaison des différents estuaires permet de comprendre l'importance différente de ces tendances dans chaque situation, mais dit peu de choses sur les possibilités de restauration.

Dans ce contexte, la définition d'objectifs environnementaux est un **exercice qui est très risqué pour l'État**. Les trois scénarios de contentieux imaginés montrent qu'il est facile de trouver des insuffisances dans les politiques mises en œuvre pour atteindre les objectifs quand ils sont définis sur des indicateurs sensibles alors qu'il est très difficile de garantir l'atteinte de ces objectifs étant donné la finesse du découpage en masses d'eau, le détail des mesures programmées et le manque de recul temporel dont on dispose sur le suivi des estuaires.

VII. COMMENT MOBILISER L'USAGER ORDINAIRE SUR DES OBJECTIFS DE BON POTENTIEL ? (AXE 2)

L'entité estuarienne est loin d'être une réalité pour chacun, et tend à se résumer à un débat d'experts, une minorité pensante et quelques institutions sur lesquelles l'appareil législatif a jeté son dévolu. Faire de cette contrainte une opportunité c'est sans doute raconter dans un récit partagé l'histoire de son estuaire ; faire de ce territoire à nouveau un objet vivant pour la société à léguer aux générations futures. Dans cette construction doit-on se limiter à ceux qui, *stricto-sensu*, habitent l'estuaire ou étendre l'objet et son récit à l'étalement des territoires urbains et en particulier à l'échelle des agglomérations portant de plus en plus les projets de territoire ?

A. DES RELAIS SUR LE TERRAIN

On trouve sur chaque estuaire de précieux relais de terrains, chacun présentant son originalité et sa pertinence. Les Ethnopôles, écomusées et associations culturelles restent encore trop peu sollicités dans un réel partenariat avec les acteurs de l'eau. Les relations restent avant tout pensées sur le mode du conflit avec une minorité active qui souvent ne représente que ses intérêts propres. D'autres relais sont à construire en acceptant surtout de sortir de l'eau pour regarder ce qui se situe sur berges, les marais ou à flanc de coteaux. Les Maisons des forêts, parcs, conservatoires, visites industrielles... peuvent être de réels partenaires d'avenir. Encore faut-il les voir et les solliciter. Sur la Loire les modalités de contractualisation entre les communautés de communes et les syndicats de marais sont des dispositifs qui méritent d'être mentionnés, et semblent être une piste intéressante d'hybridation entre urbain et activité productrice rurale

B. DES ESPACES ET DES DISPOSITIFS

Des lieux de communications à destination du public existent déjà. Ils font l'objet d'une sous-exploitation : PNR, Maison de l'estuaire, à Rouen H2O, Parcs écologiques, conservatoires botaniques... Leur force de mobilisation relève surtout du festif : biennale, fête à thème, journée patrimoine... et de l'organisation de loisirs à vocation pédagogique (randonnées nature, excursions à thème industriel ou culturel, sorties paysages, observatoires zoologiques ou botaniques...). La sensibilisation des plus jeunes reste une carte maîtresse : parcours pédagogiques, ateliers, classes estuaire et marais...

C. DES IMAGES, DES MEDIAS ET DES MEMOIRES

On a peu investi la dimension mythique des marais et zones humides. Cela reste une piste sociale intéressante et mobilisatrice : utopie à construire, histoire à raconter. Des archives et des mémoires sont présentes, mais pas ou peu mobilisées, voire ignorées.

D. QUELLES NATURES POUR QUELS ESTUAIRES ?

Au-delà du bon état écologique, on découvre une politique de reconquête sociale des villes fluviales et portuaires. La conversion des espaces industriels en lieux de naturalité est l'enjeu d'avenir qui mériterait un prolongement du projet BEEST. Toutes les villes européennes convertissent les vestiges industrialo-portuaires en lieux de qualité de vie et services de loisirs sur lesquels il semble urgent de poser un diagnostic dynamique, réellement utile à la mise en œuvre de critères partagés de qualité écologique.

Un enjeu émerge alors : dépasser le clivage Nature/Culture posé par la DCE pour en faire un tout, une mise en relation. Le terme bon état est un legs anglo-saxon qui dans sa philosophie oppose l'homme à la nature et il convient clairement de s'en détacher. C'est sans doute là un combat majeur à livrer à Bruxelles. Un héritage conceptuel ne doit pas ternir ou acculturer les lieux et les espaces naturels.

Derrière la DCE et le bon état écologique se dessine enfin un tournant : une politique d'aménagement du territoire au nom du développement durable. La puissance des SCOT et des SAGE en témoigne. Refaire des Ports, des villes estuariennes et fluviales des espaces de vie dévolus aux services, incarnés par des lieux de loisirs et des compositions paysagères est une tendance lourde de notre temps. Les observations faites sur le terrain sont troublantes à cet égard. Elles donnent l'impression d'une uniformisation des espaces sociaux sur l'eau ou au bord de l'eau à l'échelle européenne. Cette standardisation ne va pas sans enjeux de promotions immobilières et d'une nouvelle politique urbaine qui changent son échelle politique de pertinence pour aller vers l'agglomération. Ce phénomène mérite en soi une étude très sérieuse accompagnant et dépassant la simple mise en œuvre de la DCE.

VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

A. INDICATEURS DCE : NOUVEAUX DEVELOPPEMENTS

Les travaux réalisés dans le cadre du projet BEEST ont permis d'apprécier les avancées, mais aussi les limites de la démarche DCE. Elle suscite en effet de nombreuses interrogations sur les notions de bon état écologique, de référence, de seuils, dans des écosystèmes aussi évolutifs et anthropisés que les grands estuaires macrotidaux.

Malgré ces réserves, divers travaux réalisés sur les eaux de transition (dont certains menés parallèlement à BEEST), ont permis d'obtenir des **résultats très prometteurs pour certains compartiments biologiques**. C'est notamment le cas pour l'indice « ELFI » basé sur l'ichtyofaune, en cours de finalisation, et l'indice « MISS-TW » concernant la faune benthique pour lequel des recherches plus approfondies sur la définition de la référence sont encore nécessaires. Pour les autres éléments de qualité (phytoplancton, macroalgues et angiospermes, hydro-morphologie et physico-chimie), **aucun indicateur n'est, à l'heure actuelle, opérationnel en France**. Quelques pays européens ont développé certains de ces indicateurs, soit en étendant leurs recherches aux zones annexes : schorre, annexes hydrauliques, soit en excluant la zone de turbidité maximale, mais en tenant compte de la zone fluviale tidale (Courrat et al., 2010). Pour les trois grands estuaires français, ces indicateurs ne sont pas considérés comme pertinents en raison de la forte turbidité des eaux. Néanmoins, ces arguments ne tiennent pas compte des zones annexes et zones fluviales tidales qui participent au fonctionnement estuarien et qu'il semble nécessaire d'intégrer dans la caractérisation du bon état selon la DCE. Dans la perspective d'identifier de nouveaux indicateurs adaptés aux situations estuariennes, il ressort du projet BEEST deux propositions argumentées : le microphytobenthos et le zooplancton.

Pour les paramètres hydro-morphologie et physico-chimie, les travaux ont débuté tardivement (en 2008 pour le groupe de travail national sur l'hydro-morphologie). Ils ne se concrétisent pas encore par des indicateurs opérationnels mais le terrain est maintenant bien dégagé. Ainsi, le projet BEEST a utilisé une méthode de travail basée sur des échanges à dire d'experts entre physiciens et biologistes, qui lui a permis de faire quelques propositions concrètes afin de mieux suivre et comprendre le fonctionnement biologique et d'optimiser la surveillance des facteurs physicochimiques .

Les réflexions du groupe de travail HMS (hydro-morpho-sédimentaire) mis en place dans le cadre de BEEST convergent avec celles des biologistes qui réfléchissent sur la notion d'habitat et ses implications opérationnelles en matière de gestion et de restauration des milieux aquatiques. L'habitat agit comme un « filtre » qui va sélectionner les espèces partageant des traits biologiques « adaptés » aux caractéristiques de cet habitat. Dans ce contexte, **les caractéristiques morphologiques et physico-chimiques** jouent un rôle structurant dans le fonctionnement écologique et la composition des peuplements. Les interactions entre ces facteurs sont aussi importantes à considérer que le rôle de chacun d'eux pris isolément (la topologie, la diversité des substrats, la salinité, la courantologie ou la teneur en oxygène). De fait ce sont ces paramètres qui sont le plus souvent modifiés par les activités anthropiques et c'est sur ces mêmes paramètres que l'on peut envisager d'agir pour restaurer les milieux. BEEST propose donc de **donner une place plus importante aux facteurs abiotiques, que celle qui lui est réservée dans la DCE où ce ne sont que des facteurs explicatifs à l'évaluation de l'état donnée par la biologie !**

B. LE BON POTENTIEL, POUR QUOI ?

Le concept de **bon état écologique** est apparu avec la DCE. Il semble issu du monde des gestionnaires et pourrait dériver de la notion nord américaine « d'intégrité biotique ». Il n'a pas de bases scientifiques bien établies et semble même aller à contre courant de la réflexion sur les systèmes dynamiques et adaptatifs. Dans un tel contexte, une situation de référence n'a pas de sens, pas plus que la fixation de normes et de seuils.

Quant au bon potentiel appliqué aux MEFM, par analogie à la notion de « bonne santé » des rivières, il ne peut se limiter à la seule dimension écologique. Il correspond nécessairement, pour ces anthroposystèmes, à un compromis entre un état peu impacté et les usages actuels et futurs du système que la société souhaite maintenir ou développer. En conséquence, le bon potentiel n'a pas de caractère immuable. Il peut **évoluer en fonction de l'usage** des estuaires, mais aussi des **besoins revendiqués** par différents groupes sociaux, en matière d'activités économiques, d'activités ludiques par exemple (paysage, patrimoine, loisirs), ou de conservation de la nature.

Concrètement, les scientifiques proposent une définition **anthropocentrique du bon potentiel** en s'appuyant sur les notions de **biens et de services, ainsi que sur des débats** (participation du public prônée par la DCE) pour

répondre à la question : « quels estuaires voulons-nous ? Des pistes et des outils concrets s'appuyant sur des usages de la nature dans nos estuaires (manifestation populaires, classes marais, musées), sont proposés pour mettre en application cette manière de concevoir le bon potentiel estuarien.

Les participants au projet BEEST considèrent également qu'il serait beaucoup **plus judicieux de travailler sur les tendances d'évolution à long terme (trajectoires) des estuaires qui sont des systèmes dynamiques, plutôt que sur des seuils** basés sur des modèles normatifs qui supposent que les systèmes sont en équilibre.

C. SORTIR DU CADRE ETROIT DE L'ÉCOLOGIE : LA PARTICIPATION DU PUBLIC

La DCE développe avec la notion de bon état écologique une vision conservatrice et très écocentrique des estuaires : la biodiversité est érigée en juge de paix de la qualité environnementale. Mais par ailleurs la DCE encourage de manière très explicite la participation active de l'ensemble des acteurs de l'eau (y compris le grand public) à sa mise en œuvre, ce qui implique une politique d'information, de consultation, de concertation et de contrôle, et le développement d'une « démocratie participative ».

C'est dans cet esprit que BEEST propose, pour parler du bon potentiel, une démarche anthropocentrique basée sur les notions d'usages, de biens et de services rendus par les estuaires. En effet, nous ne sommes plus dans des systèmes naturels mais fortement anthropisés (anthroposystèmes). Dans ce contexte, et en toute logique, les critères d'appréciation ne sont plus seulement de nature écologique, mais relèvent aussi de paramètres sociaux.

Or, les enquêtes sociologiques ont mis en évidence que le public perçoit trop souvent les mesures de protection environnementale sous des formes négatives d'interdictions ou de catastrophes. Il n'a pas non plus la même appréciation que les scientifiques de la notion de bon état/bon potentiel. Le regard porté sur le « bon » fonctionnement change également avec le temps, l'échelle ou le lieu d'observation ; les critères de jugement s'appuyant sur les concepts de fonctions, biens et services évoluent selon les lieux et les époques.

Si l'on veut dépasser le clivage assez net entre les attentes des citoyens et la démarche de nature technique des gestionnaires, beaucoup de chemin reste à faire. Ou bien on estime qu'il faut temporiser l'application de cette recommandation forte de la DCE ; ou bien on pense qu'elle doit être réellement mise en œuvre, auquel cas il existe plusieurs pistes possibles, mais encore peu exploitées. L'association chercheurs, usagers, gestionnaires au travers d'arènes à organiser (débat, forum prospectif territorial...) pourrait par exemple rapprocher les points de vue et dégager une vision pro active du futur. Pour faire émerger cette vision pro active, il faut aussi disposer d'outils pédagogiques tels que le SIG-Habitats Fonctionnels, l'élaboration de scénarios, etc.

D. UN OUTIL OPERATIONNEL : LE SIG HABITATS FONCTIONNELS

Partant du constat que les indicateurs actuels concernent plutôt la structure que le fonctionnement des systèmes estuariens, BEEST a réfléchi à la manière de mieux prendre en compte cet aspect fonctionnel.

Celui-ci est déjà abordée de manière plus ou moins aboutie par certains indicateurs DCE : l'indice poisson ou encore l'indicateur benthos abordent ce lien fonctionnel au travers de métriques qui sont considérées comme des proxys de certaines fonctions ou de certains processus écologiques. Mais BEEST propose d'aller beaucoup plus loin par le développement d'outils opérationnels basés sur la caractérisation des habitats et les traits biologiques. Sur le plan fonctionnel, ce n'est pas la présence de telle ou telle espèce à tel endroit qui est la plus informative, mais **l'existence, la disponibilité et l'accessibilité** de différents types d'habitats clés (conjonction de différents facteurs environnementaux) nécessaires pour plusieurs espèces, à une étape de leur cycle de vie (ex. lieux de nourricerie, de reproduction, de repos pour les poissons, les oiseaux...).

Les travaux menés par le groupe de travail hydro-morpho-sédimentaire ont permis d'avancer dans cette voie en identifiant les facteurs clés et en proposant des outils (ébauches d'indicateurs d'habitats) de quantification et/ou qualification de ces facteurs tels que la modélisation. Simultanément, le SIG Habitats Fonctionnels, pour partie développé dans le cadre de BEEST dans le cadre d'une coopération inter-estuaires, ambitionne d'intégrer les différentes informations disponibles, de les spatialiser, et de proposer des scénarios d'évolution sous contrainte. Il est prévu assez rapidement :

- de mieux prendre en compte les traits biologiques des espèces, les flux d'énergie (hydrologie, ressources trophiques...), et la dynamique temporelle de l'utilisation des habitats. A terme, il pourrait être envisageable de faire évoluer cet outil en y intégrant d'autres fonctions écologiques sources de services telles que l'épuration

- de tester l'opérationnalité de cet outil, avec des gestionnaires, dans des scénarios de restauration (changement climatique, restauration globale, compensation locale) des estuaires.

Tant pour le SIG Habitats Fonctionnels que pour faire avancer la réflexion sur les indicateurs d'habitat (Hydro-morpho-sédimentaires), BEEST a montré l'intérêt de la modélisation pour une approche habitat.

E. DES SUITES A DONNER ?

Les scientifiques français avaient anticipé la DCE en promouvant des recherches sur les indicateurs biotiques dans les années 1990. Mais les analyses scientométriques ont montré que les scientifiques « chercheurs » ont été insuffisamment impliqués dans la rédaction de la DCE. Il en est résulté une incompréhension sur les termes, les approches, les méthodes proposées par la DCE de la part de ces scientifiques. Ils ont eu, par la suite, l'impression d'être instrumentalisés quand ils ont été sollicités pour travailler sur les indicateurs (référence, seuils...). Le potentiel intellectuel existe et les enjeux scientifiques peuvent susciter un nouvel élan. Mais pour les remobiliser, il faut aussi **redéfinir la place des scientifiques français dans l'élaboration et la mise en œuvre des directives au niveau européen et national**. Rien n'empêche de penser par exemple que la France puisse contribuer à faire évoluer la DCE vers une meilleure prise en compte des aspects fonctionnels et dynamiques des hydrosystèmes, en proposant des outils et des méthodes plus performants. Quelle est la politique envisagée par les tutelles ?

Au-delà des réseaux préexistants sur chaque estuaire, le projet BEEST a réuni des scientifiques, des institutionnels et des gestionnaires de différents territoires et de différentes disciplines autour d'une question commune renforçant ainsi les liens et les échanges de compétences à l'échelle nationale. Les comparaisons ont été l'occasion de confronter les opinions, les expériences, les connaissances, de s'ouvrir sur d'autres approches (ex. SIG Habitats Fonctionnels, enquêtes sociales). Dans le domaine de l'écologie fonctionnelle, le succès de la collaboration mise en place entre biologistes, géomorphologues et sédimentologues (Groupe de Travail Hydro-morpho-sédimentaire et SIG Habitats Fonctionnels) a permis de progresser dans la définition des caractéristiques des habitats nécessaires pour le maintien ou le développement des différents compartiments biologiques. Plus largement, les efforts d'interdisciplinarité entre sciences humaines et sciences de la nature, aussi bien qu'entre gestionnaires ou institutionnels et scientifiques, ont permis **d'esquisser un langage et des regards communs sur un même objet d'étude**. Les collaborations établies dans le cadre de BEEST pourront elles se poursuivre ?

IX. BIBLIOGRAPHIE

- Aoubid S., Gaubert H., 2010. Evaluation économique des services rendus par les zones humides Commissariat général au développement durable
- Archambault V., Rosebery J., Morin S., 2010. Traits biologiques et écologiques, intérêt et perspectives pour la bio-indication des pollutions toxiques. *Sciences Eaux & Territoires* 1:46-51
- Austin MP., 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157:101-118
- Barbault R., 1993. Une approche écologique de la biodiversité. *Natures, Sciences, Sociétés* 1:322-329
- Borja A., Muxika I., Rodriguez JG., 2009. Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. *Mar Ecol-Evol Persp* 30:214-227
- Boulton A.J., 1999. An overview of river health assessment : philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology*, 41: 469-479
- Courrat A., Foussard V., Lepage M., 2010. Les indicateurs DCE estuariens. Etat des lieux à l'échelle européenne en avril 2009. Mise à jour en décembre 2010.
- Christensen V., Pauly D., 1992. ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61:169-185
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260
- Daniel A., Soudant D., 2010. Evaluation DCE mai 2010 – Elément de qualité : nutriments. Rapport Ifremer, 99p.
- Dauvin J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar Pollut Bull* 55:271-281
- De Jonge V.N., Elliott M., Brauer V.S., 2006. Marine monitoring: Its shortcomings and mismatch with the EU water framework directive's objectives. *Mar Pollut Bull* 53:5-19
- Diamond J.M., 1975. Assembly of species communities. In: Cody M.L, Diamond J.M (eds) *Ecology and evolution of communities*. Belknap, Harvard, USA, p 342-444
- Elliott, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54: 640–645.
- Foussard V., Sottolichio A., 2010. Caractérisation d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 1 : Synthèse bibliographique des méthodes européennes. Projet BEEST, 60p.
- Foussard V., Sottolichio A., 2011. Caractérisation d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 2 : Synthèse de la démarche et des résultats. Projet BEEST, 56p
- Foussard V., Etcheber H., 2011. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Projet BEEST, 70p.
- Gamfeldt L., Hillebrand H., 2008. Biodiversity Effects on Aquatic Ecosystem Functioning – Maturation of a New Paradigm. *International Review of Hydrobiology* 93:550-564
- Giller P.S., Hillebrand H., Berninger U.G., Gessner MO., Hawkins S., Inchausti P., Inglis C., Leslie H., Malmqvist B., Monaghan M.T., Morin P.J., O'Mullan G., 2004. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *Oikos* 104:423-436
- Guisan A., Edwards T.C., Hastie T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89-100

- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C.K., Heiskanen A.S., Johnson R.K., Moe J., Pont D., Solheim AL., Van De Bund W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci Total Environ* 408:4007-4019
- Hillebrand H., Matthiessen B., 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecol Lett* 12:1405-1419
- Hutchinson G., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427
- ICES, 2008. Report of the ICES/GLOBEC Working Group on Life Cycle and Ecology of Small Pelagic Fish (WGLESP). By Correspondence
- Kearney M., 2006 Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* 115:186-191
- Keddy PA., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164
- Lafite, R., Deloffre, J., Verney, R., 2003. Construction d'un indice de qualité physique d'un estuaire. Programme Seine-Aval 2, GIP Seine-Aval. 28 p.
- Lafite, R., Deloffre, J., Verney, R., Lebot, S., 2004. Indices morpho-dynamiques. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 22 p.
- Lévêque C., Mounolou J.C., 2004 Biodiversity. Wiley
- Lerouxel A., Blandini E., Rosa P., Launeau P., Rincé L., Barillé L., 2010. Cartographie du microphytobenthos de l'estuaire de la Loire par télédétection visible infra-rouge. Projet BEEST, 100p.
- Lobry J., David V., Pasquaud S., Lepage M., Sautour B., Rochard E., 2008. Diversity and stability of an estuarine trophic network. *Marine Ecology Progress Series* 358:13-25
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P. (eds), 2002. Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives, Vol. Oxford University Press, New York
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle DA., 2001. Ecology - Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808
- Loupsans D., 2011. Les origines de la DCE et du concept de « bon état ». Rapport LITEAU III –BEEST, 53p.
- Microphytobenthos and environment. *Marine Ecology Progress Series*. 367, 57-72. Whittaker RH (1975) *Communities and ecosystems*. MacMillan, New York, USA Naeem S (2002) *Ecosystem Consequences of Biodiversity Loss: The Evolution of a Paradigm*. *Ecology* 83:1537-1552
- Nicolas D., 2010. Des poissons sous influence ? Une analyse à large échelle des relations entre les gradients abiotiques et l'ichtyofaune des estuaires tidaux européens. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I
- Petchey O.L., Gaston K.J., 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol Lett* 5:402-411
- Petchey O.L., Gaston K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741-758
- Ramade F., 1984. *Éléments d'écologie: écologie fondamentale*. Mc Graw Hill, Paris
- Ramade F., 2008. *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*. Dunod, Paris
- Rapport D.J., Costanza R. & McMichael A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *TREE*, &" : 397-402.
- Rapport, 1989
- Soudant D., Belin C., 2010. Evaluation DCE janvier 2010 – Élément de qualité : phytoplancton. Ifremer. 199p.
- Souissi S., Devreker D., 2010. Le zooplancton peut-il être utilisé comme indicateur de la qualité des eaux estuariennes ? - Synthèse de l'enquête. Projet BEEST, 103p.
- Southwood T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies ? *Journal of Animal Ecology* 46:337-365
- Taverny C., Elie P., Boët P., 2009. La vie piscicole dans les masses d'eau de transition : proposition d'une grille de qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence. Étude Cemagref Bordeaux n° 131, 55p.

- Tonn W.M., Magnuson J.J., Rask M., Toivonen J., 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. *Am Nat* 136:345-375
- Van der Wal D., Herman P.M.J., Forster R.M., Ysebaert T., Rossi F., Knaeps E., Plancke Y.M.G., Ides S.J., 2008. Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: response to
- Vezina A.F., Platt T., 1988. Food web dynamics in the ocean. I. Best estimates of flow networks using inverse methods. *Marine Ecology Progress Series* 42:269-287
- Wilkinson, M., Wood, P., Wells, E., Scanlan, C., 2007. Using attached macroalgae to assess ecological status of British estuaries for the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 136-150.
- Winemiller K.O., 1995. Aspects structurels et fonctionnels de la biodiversité des peuplements de poissons *Bull Fr Peche Piscic* 337/338/339:23-45

Bibliographie complémentaire

- Elliott M., Hemingway K. (eds), 2002. *Fishes in Estuaries*, Vol. Blackwells, London
- GIP Loire Estuaire, 2009. Mosaïque d'habitats de l'estuaire de la Loire - Approche spatialisée des fonctionnalités écologiques. GIP Loire Estuaire
- GIP Seine-Aval, 2011. SIG Habitats Fonctionnels de l'estuaire de la Seine : Objectifs, hypothèses et premiers résultats.
- Karr J. & Dudley D.R., 1981. Ecological perspective on Water Quality Goals. *Environmental Management*, 5(1): 55-68
- Kazemipour F., 2011. Caractérisation hyperspectrale des biofilms microphytobenthiques: cartographie de la biomasse de la micro à la macroéchelle. Thèse de Doctorat de l'Université de Nantes, 195 p.
- McHugh J.L., 1967. Estuarine nekton, *Estuaries*. In: Lauff GH (ed) *Publication of the American Association for the Advancement of Science* 83, Minneapolis, p 581-620

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : L'estuaire de la Seine

Figure 2 : L'estuaire de la Loire

Figure 3 : L'estuaire de la Gironde

Figure 4 : Délimitation des masses d'eau de Transition

Figure 5 : Règles de décision pour la caractérisation de l'état d'une masse d'eau de transition à partir des différents éléments de qualité

Figure 6 : Démarches écocentrique et anthropocentrique du bon état et du bon potentiel écologiques

Figure 7 : Principe retenu pour codifier les plages de tolérance et de préférence à chacun des paramètres environnementaux.

Figure 8 : Démarche et exemple de résultats de cartographie des habitats potentiels d'un invertébré aquatique (Abra Alba) dans l'estuaire de la Seine.

Figure 9. Un grand estuaire peut être schématiquement représenté par la confrontation de deux forces hydrosédimentaires contraintes par une géomorphologie particulière (largeur, longueur, profondeur de l'estuaire) qui façonnent des milieux (vasières, roselières, prairies humides) et des gradients (salinité, bouchon vaseux, marnage) soumis à des variations climatiques (étiages, température) sur lesquels s'organisent des usages et des politiques publiques influencées par des représentations et des territoires.

Figure 10. Face à l'envasement naturel des estuaires, l'aménagement à des fins portuaires au XIXème a cherché à favoriser la mise en vitesse et l'érosion en aval des ports historiques et un chenal principal dans l'estuaire.

Figure 11 : Comparaison de quelques caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde (BEEST Foussard, Etcheber, 2011)

Figure 13. Le rapport entre nombre d'habitants du bassin sur le débit moyen (correction de l'effet de dilution) et carbone organique total donne une indication de l'effort d'épuration des fleuves (Abril et al., 2002, modifié par Lemaire, 2002)

Figure 14 : Comparaison des apports en Carbone Organique Particulaire (COP) dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde (BEEST Foussard, Etcheber, 2011)

Figure 15 : Localisation des zones de déficits en oxygène dissous récurrents sur les 3 estuaires

X. COMMUNICATIONS AUTOUR DU PROJET BEEST

SEMINAIRES ET COLLOQUES DU PROJET BEEST

Séminaire de lancement – 18 novembre 2008 – Paris (Jussieu) - Compte rendu

Séminaire de mi-parcours – 2 et 3 décembre 2009 – Nantes (Ifremer) - Synthèse

Séminaire de synthèse – 10 mars 2011 – Paris (Muséum National d'Histoire Naturelle) - Synthèse (en cours)

Colloque de restitution – 19 mai 2011 – Paris (Jussieu) - Synthèse (en cours)

Colloque International ECSA – 24 au 28 octobre 2011- Bordeaux - Publications prévues

Estuarine and Lagoon Ecosystem Trajectories. Organisé par le Cemagref de Bordeaux et the *Estuarine and Coastal Shelf Association* avec la participation du projet BEEST– à confirmer.

COMMUNICATIONS ORALES DU PROJET BEEST

Colloque International ECSA 47 – septembre 2010 - (Figueira da Foz - Portugal)

Présentation d'un poster synthétisant l'état provisoire de la démarche du Groupe de Travail Hydro-morpho-sédimentaire (A. Sottolichio)

Rencontre projet TIDE - Interreg IV - 8 juin 2011 – Rouen (GPMR)

Présentation des résultats du projet BEEST (C. Lévêque).

Séminaire annuel Seine-Aval – 7 au 9 septembre 2011 – Mont-Saint-Aignan (Université de Rouen) –

Session spéciale : résultats du projet BEEST.

Colloque International ECSA – 24 au 28 octobre 2011- Bordeaux

Résumés soumis :

(1) Hydro-morpho-sedimentary (HMS) patterns in large turbid estuaries: determination of indicators of the good ecological status, based on links between habitats and species - Sottolichio et al.

(2) Mapping ecological functions associated with estuarine habitats: a tool for assessing the ecological potential of estuaries? - Lobry et al.

(3) Computation of HydroMorphoSedimentary indicators of good ecological status in estuaries, from mathematical process-based models - Le Hir et al.

XI. PUBLICATIONS ISSUES DU PROJET BEEST

SYNTHESE DES TRAVAUX

Lévêque C. (resp. sc.), Barillé L., Boët P., Bocquéné G., Bouleau G., Devrecker D., Gramaglia C., Etcheber H., Foussard V., Just A., Lepage M., Lobry J., Loupsans D., Moussard S., Sirost O., Sottolichio A., Souissi S., 2011. **Synthèse du projet BEEST**. Rapport LITEAU III, BEEST, 100p.

Lévêque. C. (resp. sc.), Bouleau G., Foussard V., Lobry J., Moussard S., Sirost O., 2011. Le bon potentiel écologique des estuaires - **Conclusions et perspectives du projet BEEST**. Rapport LITEAU III, BEEST, 18p.

CD ROM regroupant tous les rapports issus des travaux du projet BEEST (listés ci-dessous) ainsi que toutes les contributions extérieures au projet BEEST.

AXE 1

Synthèse sur les indicateurs DCE

Courrat A., Foussard V., Lepage M. (Coord.), 2010. Les indicateurs DCE estuariens - Etat des lieux à l'échelle européenne en avril 2009 – Mise à jour en décembre 2010. Rapport LITEAU III, BEEST, p1-67.

Indicateurs hydro-morpho-sédimentaires

Foussard V., Sottolichio A. (Coord.), 2010. Caractérisation d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 1 : Synthèse bibliographique des méthodes européennes. Rapport LITEAU III, BEEST, 59p.

Foussard V., Sottolichio A. (Coord.), 2011. Caractérisation d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 2 : Synthèse de la démarche et des résultats. Rapport LITEAU III, BEEST, 55p

Stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques

Foussard V., Etcheber H. (Coord.), 2011. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Rapport LITEAU III, BEEST, 75p.

Article en cours de préparation à soumettre à *Estuarine Coastal and Shelf Science* :

Foussard V., Etcheber H., Sottolichio A., Abril G., Le Hir P., Impact of specific hydrological, morphological and sedimentary characteristics on the dissolved oxygen water contents from the Gironde, Loire and Seine Estuaries (en préparation)

Pertinence d'un indicateur basé sur la faune benthique en zone oligohaline

Ruellet, T., Bachelet, G., Barillé, A-L., Dauvin, J-C. (Coord.), Desroy, N., Ducrotoy, J-P., 2009. Le macrobenthos en zone oligohaline dans les grands estuaires de la façade Manche-Atlantique. Rapport LITEAU III, BEEST. 48 p.

Articles scientifiques associés :

Dauvin, J-C, Bachelet, G., Barillé, A-L., Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lavesque, N., Ruellet, T., 2010. Benthic indicator and index approaches in the three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde). *Marine Ecology*.

Dauvin, J-C, Ruellet, T., 2009. The Estuarine Quality Paradox: is it possible to define an Ecological Quality Status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59: 38-47.

AXE 2

Rapport de synthèse de l'axe 2

Sirost O. (Coord.). Amalric M., Bouleau G., Gramaglia C., Just A., Lévêque C., Loupsans D., Pousset F., Sayeux A.S., 2011. Appréhender le bon état écologique dans les estuaires français Seine, Loire et Gironde. Rapport LITEAU III, BEEST, 29p.

Synthèse des enquêtes sociales sur les trois estuaires

Sirost O., 2009. Appréhender le bon état écologique dans l'estuaire de la Seine. LITEAU III, BEEST, résumé exécutif. 7p.

Amalric M., Larrue C. (Coord.), Pousset F., 2009. Appréhender le bon état, bon potentiel, bon fonctionnement écologique ou bonne référence – enquête sur la Loire. LITEAU III, BEEST, résumé exécutif. 7p.

Bertho A., 2010. Les savoirs sur la qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde à l'épreuve de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). LITEAU III, BEEST, rapport de stage Master 2. 104p.

Analyse de la presse sur le bon état écologique

Sayeux A. S., 2010. Analyse de la presse sur le bon état écologique. LITEAU III –BEEST, rapport technique. 21p.

Comparaison cartographique des estuaires de Seine, Loire et Gironde

Just A., 2011. Méthode de comparaison cartographique de trois estuaires de la façade Atlantique française : Seine, Loire et Gironde. Rapport LITEAU III, BEEST. 83p.

Recherche sur la socio-génèse de la DCE

Loupsans D., 2011. Les origines de la DCE et du concept de « bon état ». Rapport LITEAU III, BEEST. 53p.

Articles scientifiques associés :

Article soumis en attente d'acceptation : « L'expertise en tensions. Cultures épistémiques et politiques à l'épreuve de l'écriture de la DCE », D.Loupsans, C.Gramaglia, Sociologie du travail, 2011

Article en cours d'écriture : « La DCE : le résultat d'une concertation institutionnelle européenne en dehors de l'Union et de son droit ? ». Revue ciblée : Etudes internationales.

AXE 3

SIG Habitats Fonctionnels

Bacq N., Moussard S., Lobry J. (Coord.), 2011. Cartographier les fonctionnalités pour spatialiser le potentiel écologique - Mise en place d'un outil SIG 'habitats fonctionnels' sur les estuaires de la Seine, la Loire et la Gironde. Rapport LITEAU III, BEEST, 29p.

Lobry J. (Coord.), Just A., 2011. Réalisation de l'outil de cartographie des habitats potentiels sur la Gironde. Rapport LITEAU III, BEEST, 85p.

Just A., 2008. Structuration et administration du système d'information géographique d'une unité de recherche en écologie estuarienne. LITEAU III, BEEST, rapport de stage Master 2, 54p.

Nouveaux indicateurs de fonctionnement

Souissi S. (Coord.), Devreker D., 2010. Le zooplancton peut-il être utilisé comme indicateur de la qualité des eaux estuariennes ? - Synthèse de l'enquête. Rapport LITEAU III, BEEST, 103p.

Lerouxel A., Blandini E., Rosa P., Launeau P., Rincé L., Barillé L. (Coord.), 2010. Cartographie du microphytobenthos de l'estuaire de la Loire par télédétection visible infra-rouge. Rapport LITEAU III, BEEST, 100p.

Approche multicritère et trajectoire d'estuaire

Bouleau G., 2011. De la notion de bon état aux trajectoires passées et futures de trois estuaires macrotidaux. Rapport LITEAU III, BEEST, 26p.

Schneider A. 2010. Caractérisation de l'évolution comparée des 3 grands estuaires français : Seine, Loire et Gironde. LITEAU III, BEEST, rapport de stage Master 2, 58p.

I. Caractérisation d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires (HMS) de bon état écologique des estuaires de Seine, Loire et Gironde.....	60
II. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde	69
III. Eléments de réflexion sur la pertinence des normes de qualité environnementale vis-à-vis du risque réel auxquels sont exposés les écosystèmes aquatiques.....	78
IV. l'importance de la notion d'habitat	80
V. Le bon état écologique vu, par la société, au travers d'indicateurs en Seine, Loire et Gironde.....	82
VI. Le zooplancton peut-il être utilisé comme indicateur de la qualité des eaux estuariennes ? - Synthèse de l'enquête -	84
VII. Cartographie du microphytobenthos de l'estuaire de la Loire par télédétection visible infra-rouge	86
VIII. CARTOGRAPHIER LES FONCTIONNALITES POUR SPATIALISER LE POTENTIEL ECOLOGIQUE - Mise en place d'un outil SIG 'Habitats Fonctionnels' sur les estuaires de la Seine, la Loire et la Gironde	88
IX. SCÉNARIOS DE CONTENTIEUX SUR L'APPLICATION DE LA DCE DANS UN CONTEXTE ESTUARIEN - Comment la DCE modifie l'expertise en cas de contentieux ?	92

I. CARACTERISATION D'INDICATEURS HYDRO-MORPHO-SEDIMENTAIRES DE BON ETAT ECOLOGIQUE DES ESTUAIRES DE SEINE, LOIRE ET GIRONDE

- Résumé exécutif -

Coordinateur : Sottolichio A.¹, Foussard V.²

Groupe de travail : Bachelet G.¹, Barillé A.L.³, Bruchon F.⁴, Delattre M.⁵, Devreker D.⁶, Fattal P.⁷, Lafite R.⁸, Langlois E.⁹, Le Hir P.¹⁰, Lepage M.¹¹, Lesourd S.¹², Thiebot J.⁵, Vinchon C.⁵, Ximénès M.C.¹³

¹Université Bordeaux 1 - UMR 5805, EPOC, ²GIP Seine-Aval, Université Bordeaux 1, ³Biolittoral, ⁴Agence de l'Eau Seine Normandie, ⁵BRGM, ⁶Station marine de Wimereux, ⁷Université de Nantes - UMR6554, LETG CNRS, ⁸Université de Rouen - UMR 6143, M2C, ⁹Université de Rouen - EA - ECODIV, ¹⁰Ifremer, ¹¹Cemagref de Bordeaux, ¹²Université du Littoral Côte d'Opale - UMR 8187 LOG, ¹³ONEMA

A. CONTEXTE ET OBJECTIF DU GROUPE DE TRAVAIL HYDRO-MORPHO-SEDIMENTAIRE

Le Groupe de Travail Hydro-Morpho-Sédimentaire (GT HMS) a débuté de manière effective en janvier 2009. Il est composé principalement de scientifiques travaillant sur plusieurs champs disciplinaires (sédimentologues, physiciens, géomorphologues, biologistes), mais aussi de gestionnaires qui ont accepté de s'investir dans ce travail à différents degrés. Le GT a pour objectif initial « la construction d'indicateurs pertinents pour qualifier l'état hydromorphologique des estuaires en lien avec la biologie, en appui aux travaux menés au niveau national par le groupe de travail Littoral » (*Projet Liteau III BEEST, 2008*). Cet objectif se décline en plusieurs points :

- Définir des descripteurs HMS pertinents et opérationnels, susceptibles de (1) qualifier le Bon Etat d'un système estuarien selon les demandes de la DCE et (2) permettre la mise en avant d'une amélioration ou d'une dégradation des milieux lorsque ces descripteurs évoluent ;
- Réaliser une synthèse des travaux entrepris dans d'autres pays de la communauté européenne en réponse à la DCE ;
- Proposer un travail d'approfondissement et/ou test en fonction des données disponibles ou à acquérir.

Les compartiments biologiques ciblés dans le cadre du projet BEEST sont les suivants : (1) l'ichtyofaune, (2) la faune benthique, (3) la végétation aquatique et rivulaire et (4) le zooplancton.

En collaboration avec le GT HMS, un groupe de travail « DCE national » mis en place par l'ONEMA et le MEDDLT et animé par le BRGM courant 2009 a identifié des paramètres HMS et de pressions anthropiques pour qualifier le Très Bon Etat morphologique des eaux côtières et de transition en lien avec les éléments de qualité biologique de la DCE. Sur la base de ces critères et des seuils de qualité associés, le BRGM a identifié les masses d'eau en Très Bon Etat hydromorphologique puis proposé des paramètres HMS potentiels de suivi de la morphologie pour les programmes de surveillance des Agences de l'Eau (Vinchon et al., 2009).

B. ANALYSE CRITIQUE DES EXIGENCES DE LA DIRECTIVE CADRE EUROPEENNE SUR L'EAU

Avant de débiter l'analyse des caractéristiques HMS des estuaires, une première phase du travail a été de bien comprendre les demandes de la DCE, directive pour laquelle la définition des indicateurs de qualité est destinée. Ceci a donné lieu à une analyse critique de cette Directive par le GT HMS, analyse portant notamment sur sa cohérence sémantique, scientifique et opérationnelle. Plusieurs points de discussion ont été soulignés, parmi lesquels :

(1) Incohérence sur la terminologie employée : les notions de *débit d'eau douce* et *d'exposition aux vagues* ne relèvent pas du *régime des marées* mais font plutôt référence à une « caractérisation hydrodynamique ». Le

terme *conditions morphologiques* n'est pas adapté. Les paramètres associés à cet élément de qualité (variation de la profondeur, qualification des substrats du lit et des zones intertidales) font surtout référence à la configuration morfo-sédimentaire des estuaires.

De ce fait, il a été proposé de remplacer l'expression « *morphologique et régime des marées* » par l'expression « *hydro-morpho-sédimentaire* » (HMS) qui semble plus approprié pour le GT HMS.

(2) Hétérogénéité de la sectorisation des trois grands estuaires français en masses d'eau de transition. A titre d'exemple, l'estuaire de la Loire constitue une seule et unique masse d'eau de transition comprenant de ce fait tout le gradient de salinité, tout le gradient de turbidité (comprenant le bouchon vaseux) et des compartiments de l'estuaire aux caractéristiques morphologiques contrastées.

(3) Difficultés liées à la définition d'un état de référence et d'une classification du bon état hydromorphologique : il n'existe aucun site comparable ne présentant pas ou peu de pression anthropique. Par ailleurs, les estuaires sont des milieux dynamiques où les impacts des contraintes naturelles ne peuvent pas être distingués de ceux des pressions anthropiques majeures de façon systématique. Ces importantes variations des caractéristiques HMS font également la spécificité de ce type de milieu ; et de ce fait, il semble scientifiquement non justifié de figer ces milieux en élaborant des grilles de qualité inflexibles. Ces difficultés se ressentent à l'échelle européenne.

(4) Difficultés liées à la définition d'un indicateur de qualité hydromorphologique : un tel indicateur doit pouvoir intégrer une multitude de paramètres HMS pour considérer et retranscrire la complexité des milieux estuariens. Ces paramètres et les seuils de qualité doivent être sélectionnés en lien avec tous les éléments de qualité biologique (qui peuvent avoir des préférendum de milieu opposés). Il est également nécessaire de prendre en compte des paramètres catégorisés dans la physico-chimie (salinité, turbidité).

(5) Distinction subtile entre Très Bon Etat et Bon Etat écologique. Le premier suppose qu'il n'y a pas de modification par rapport aux conditions naturelles. Le second dépend de l'impact sur la biologie. Ces critères indiquent un manque d'homogénéité et de cohérence entre les deux Etats écologiques.

(6) L'hydromorphologie telle que citée dans la DCE, est considérée comme un élément support à la biologie. Elle est alors prise en compte dans un second temps, lorsque les différents éléments de qualité biologique ne sont pas classés en Bon état. Or, les caractéristiques HMS conditionnent les types d'habitat rencontrés dans un estuaire qui eux-mêmes conditionnent les espèces présentes dans le milieu. Ainsi, les conditions HMS devraient constituer une des bases de la qualification du bon état écologique des estuaires et non seulement être vu comme un élément support.

C. DEVELOPPEMENT DE QUELQUES METHODES DE QUALIFICATION DE L'ETAT MORPHOLOGIQUE EN EUROPE

Une synthèse bibliographique critique des méthodes employées en Union européenne a été réalisée. Ont été considérées les méthodes relatives à la caractérisation du bon état hydromorphologique des estuaires et en partie, des fleuves, dans le contexte ou non de la DCE.

Parmi les méthodes décrites se trouvent :

- des outils pour le domaine fluvial : QUALPHY (France ; Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 2005*), SEQ physique (France ; Agences de l'Eau, 1999*), SYRAH-CE (France ; Chandesris et al, 2007*), GEF (Allemagne ; Hinsberger, 2007*), Ecomorphologie niveau R et C (Suisse ; OFEFP, 1998*)
- des méthodes développées pour les estuaires : Construction d'un indice global de qualité physique d'un estuaire (France ; Lafite et al, 2004), la méthode développée par Aubry et Elliott (Royaume Uni ; Aubry et Elliott, 2006*), la méthode TraC-MimAS (Royaume-Uni ; UKTAG, 2008*), Approche « Driver Pressure State Impact Response » (DPSIR ; Elliott et al., 2008*)

* Référence principale – cf rapport Foussard et Sottolichio, 2010 pour plus d'informations

Cette étude a permis de dégager des pistes de travail intéressantes pour les travaux du GT HMS. Elles ont également mis en lumière des aspects méthodologiques plus contestables, à proscrire au maximum dans les travaux du GT. Quelques uns de ces aspects sont listés ci-dessous :

- L'analyse de la qualité à l'échelle de la masse d'eau telle que définie par la DCE risque de sous- ou sur-évaluer la qualité par la non prise en compte de certaines spécificités ou problèmes locaux d'ordre HMS ;
- Le manque de données disponibles a été un facteur restrictif dans la sélection des paramètres HMS finaux de certaines méthodes. Ces paramètres ont ainsi été exclus car ils ne pouvaient être mesurés dans l'immédiat ou la référence associée ne pouvait être définie ;
- La restriction des paramètres entraîne ponctuellement un manque de cohérence entre eux (du moins perçu à la lecture des méthodes) ;
- Le lien avec la biologie transparait peu ou pas dans les méthodes ;
- Une subjectivité liée aux dires d'experts est omniprésente à différentes étapes des méthodologies européennes analysées, avec des critères de qualité (seuils, pondération, etc) souvent arbitraires ;
- Les notions de référence et de seuils de qualité sont difficilement qualifiables et quantifiables d'un point de vue HMS.

D. DEMARCHE ADOPTEE PAR LE GROUPE DE TRAVAIL HYDRO-MORPHO-SEDIMENTAIRE

L'approche adoptée consiste à considérer une liste de paramètres HMS et à analyser la réponse des organismes face à l'évolution de ces paramètres, pris individuellement. Ce type d'analyse permet d'observer des tendances d'évolution des milieux (par exemple le comblement, l'envasement, ou la marinisation) et d'y associer des évolutions/adaptations des peuplements (piscicoles, benthiques, planctoniques et végétaux) en fonction de leur préférendum. Cet exercice vise donc à prédire le comportement des différents compartiments biologiques face à une altération de la morphologie : modifications de la composition des populations présentes, adaptations face à des changements de milieux, apparitions ou disparitions de certaines populations, etc.

Pour déterminer les liens entre paramètres HMS et biologie, des sous-groupes de travail ont été composés pour chaque compartiment biologique concerné (ichtyofaune, flore aquatique, faune benthique et zooplancton). Chaque sous-groupe est composé de biologistes et d'un ou de plusieurs sédimentologues/géomorphologues. La méthode adoptée par le GT HMS consiste en premier lieu, à compléter un tableau de liens paramètres HMS/biologie (Tableau 1).

			Compartiment biologique
			Pour chaque type d'habitat ou fonction biologique :
Paramètres HMS	Indicateurs HMS	Altération potentielle	Liens entre paramètres HMS / biologie
...	...	Augmentation	...
		Diminution	...
		Evènement extrême	...

Tableau 1 : Clés d'entrée du tableau d'analyse des liens entre les paramètres hydro-morpho-sédimentaires et les compartiments biologiques du GT HMS

1. Entrée « compartiment biologique »

Les réactions ou adaptations des populations face à une perturbation du milieu sont variables selon les espèces et cela quelque soit le compartiment biologique considéré. Ne serait-ce que pour un seul compartiment biologique, il est difficile de considérer et compiler les réactions de toutes les espèces en présence. Ainsi, le GT HMS a décidé de raisonner différemment selon les compartiments biologiques :

- La végétation : approche par types d'habitat. Sept types d'habitats ont été choisis selon leur intérêt et leur dominance dans les grands estuaires en se référant à la classification de Corine Biotopes ;

- L'ichtyofaune : approche par les fonctions biologiques (alimentation, nourricerie, ...) et quelques métriques spécifiques (abondance, ...);
- La faune benthique : approche selon la mobilité des espèces (sédentaires ou mobiles) et le type de substrat (espèce évoluant sur un substrat meuble ou dur)
- Le zooplancton : approche généralisée, pas de « catégorie d'espèces ».

2. Entrée « paramètres et indicateurs HMS »

Une liste de paramètres HMS a été constituée (Tableau 2). Les paramètres HMS sélectionnés doivent pouvoir être témoins d'une altération HMS du milieu et doivent avoir une relation avec le vivant ou une signification d'un point de vue biologique. Cette liste non exhaustive mais conséquente doit être à terme réduite afin de cibler les paramètres pertinents en les hiérarchisant selon leur influence directe ou indirecte sur la biologie et sur les autres paramètres HMS (pour veiller à ne pas choisir des paramètres redondants). Cette sélection plus fine est faite en dernier après une mise en commun des résultats obtenus dans les tableaux par chaque sous-groupe.

Paramètres HMS	Indicateurs hydromorpho-sédimentaires préliminaires
les salinités : variabilité temporelle et gradients horizontaux/verticaux	variation de la salinité : amplitude et durée - gradient
	minimum et maximum de salinité
	salinité de sub surface, de fond, fronts de salinité : distribution surfacique des salinités, par classes...
la durée et les rythmes d'émersion	% temps, probabilité d'occurrence par 12 ou 24 h fréquences marée, saison (en amont), météo (en aval)
le temps de résidence et caractéristiques de renouvellement	Temps (classiquement en jours)
le courant	vitesse maximale ; distributions spatiales ou temporelles par gamme de vitesse
les agitations (vagues et batillage)	fréquence et durée - intensité - événements exceptionnels (tempête)
la nature du sédiment	Granulométrie : mode(s) principal(aux), médiane, teneur en particules fines ; (in)stabilité dans le temps
la morphologie forme et bathymétrie	Diversité et caractéristiques (maximum, moyenne, distribution) des profondeurs, largeur du chenal, largeur intertidale, largeur du lit majeur poldérisé, variation longitudinale des sections (paramètres d'une loi exponentielle, distribution des écarts par rapport à cette loi)
habitat spécifique	<u>Au niveau du schorre</u> : présence/absence - surface et diversité (présence et surface de zone pionnière, moyen schorre et haut schorre)
	<u>Au niveau des vasières / zones intertidales</u> : présence/absence – surface intertidale et subtidale, paramètre « beta » : (section à PM*hauteur à BM)/ (section à BM*hauteur à PM) (à vérifier) Surface relative des zones intertidales (déduction de leur évolution par le % de perte/gain de surface intertidale)
la turbidité	Gradient, maximum, moyennes, surfaces par gamme de turbidité
la température	Valeur moyenne, gamme de variation annuelle
le linéaire	Indice de tressage (à Pleine Mer)
la pente	diversité des pentes (latéral, longitudinal), courbe hypsométrique...
le vent	fréquence des densités et directions
le débit du fleuve / niveau nappe	débits de crue, d'étiage, module, ...(à compléter - cela dépend du volume oscillant, voir indicateurs de Lafite et al.)
la connectivité avec le bassin versant et ses annexes	présence dans l'axe longitudinal d'obstacles morphologiques (barrage), physico-chimiques naturels (bouchon vaseux), ou anthropiques (rejets urbains)

Tableau 2 : Liste préliminaire de paramètres hydro-morpho-sédimentaires proposés dans le cadre de l'étude BEEST

La compilation ci-dessus correspond à une liste de paramètres considérés de manière « indépendante » et non hiérarchisée, afin d'évaluer leur effet « individuel » sur l'état écologique. En conséquence, cette compilation ne tient pas compte des interactions effectives entre paramètres dans le milieu estuarien.

3. Entrée « lien paramètres HMS/biologie »

Pour obtenir les résultats attendus, il est nécessaire de prédire les réponses des organismes et cela pour tous les cas de figure possibles incluant une augmentation ou une diminution des paramètres HMS ainsi que les événements extrêmes (eg. baisse ou hausse des débits inhabituelle ou périodes de crues ou d'étiages sévères). Il ne faut pas omettre de prendre en compte les variabilités spatio-temporelles (étendue et durée du phénomène).

La réponse des organismes face à une modification des conditions est évolutive. Elle peut donc être schématisée sous forme d'une courbe de variation d'un indice représentatif (« paramètre biologique ») en fonction de la valeur du paramètre HMS (« paramètre physique ») considéré (Figure 1). L'indice représentatif de l'état écologique dépend de l'approche choisie au niveau de l'entrée « compartiment biologique » : abondance, richesse spécifique, etc.

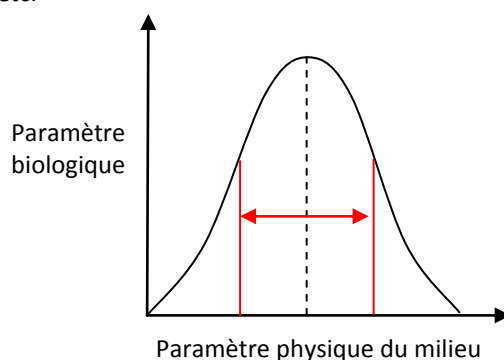


Figure 1 : Schéma d'évolution théorique d'un paramètre biologique en fonction d'un paramètre hydro-morpho-sédimentaire estuarien

Sur la figure 1, les lignes rouges délimitent une gamme de tolérance des espèces indiquant les conditions nécessaires pour le maintien et la survie des populations. Le tireté noir désigne « l'optimum », c'est-à-dire la valeur du paramètre physique pour laquelle l'état biologique/écologique sera optimal.

Cette courbe « en cloche » théorique, idéalisée correspond rarement à la réalité. Les experts du GT HMS cherchent à définir les liens et donc la forme de la courbe mais également les valeurs ou les gammes de valeurs du paramètre physique. Ceci pourrait permettre d'analyser « l'état de santé » des espèces vivantes présentes, lors de suivis de la qualité des estuaires. Les interdépendances entre paramètres HMS tout comme les liens éventuels avec des facteurs physico-chimiques (turbidité et oxygène notamment) impliquent des difficultés pour estimer l'influence d'une variation de chacun des paramètres HMS sur la biologie. En outre, il existe une variabilité intrinsèque de nombreux paramètres physiques dans les estuaires ; c'est donc leur variabilité qu'il s'agit de qualifier pour répondre à la qualification du bon état écologique des estuaires.

4. Confrontation des tableaux et centralisation des informations

Les travaux des différents sous-groupes ont aboutis à la construction de quatre tableaux qui ont été confrontés afin de voir si des tendances se recoupaient. Les discussions menées entre les biologistes et les sédimentologues/géomorphologues ont permis de mettre en avant des caractéristiques HMS préférentielles communes à une majorité d'espèces piscicoles et benthiques.

E. RESULTATS, PROPOSITIONS D'INDICATEURS ET RECOMMANDATIONS

Les tableaux construits dans l'étape 4 sont intégrés dans le rapport concernant la phase 2 du travail (Foussard et Sottolichio, 2011). L'analyse des liens entre paramètres HMS et biologie par le biais des tableaux associés à la végétation et aux invertébrés benthiques sont considérés aboutis par rapport aux degrés d'informations dont

le GT HMS a besoin. Le tableau « poissons » a été complété lors de la session de travail à Nantes 3 et 4 nov. 2010.

La dernière étape du GT a consisté à mettre en commun les travaux des sous-groupes afin de réduire le nombre de paramètres HMS pertinents en les hiérarchisant selon leur influence directe ou indirecte sur la biologie et sur les autres paramètres HMS (pour veiller à ne pas choisir des paramètres redondants). Un certain nombre de facteurs HMS ont été identifiés comme ayant une influence significative sur les communautés biologiques. Pour chaque facteur, une modification dans le temps (que ce soit dans les sens d'une « augmentation » ou d'une « diminution ») aura des effets qui ont été évalués théoriquement comme « favorables » ou « défavorables » aux communautés biologiques. Dès lors que l'on suit l'évolution temporelle future de ces facteurs dans les estuaires, il est possible de déduire une tendance de variation vers un sens « favorable » ou « défavorable » qui modifiera l'état écologique des estuaires.

Ce principe permet de surveiller tout écart futur de l'état hydro-morpho-sédimentaire de l'estuaire par rapport à l'état actuel. Par ailleurs, ce principe permet d'éviter de fixer systématiquement des seuils de tolérance arbitraires. Pour certains paramètres hydro-morpho-sédimentaires ces seuils ne sont pas faciles à déduire en l'état actuel des connaissances, et n'ont pas pu être abordés par le GT HMS.

Les facteurs HMS ayant une influence significative sur les communautés biologiques ont été synthétisés en indicateurs sensibles. Afin de répondre aux exigences de la DCE dans le cadre de BEEST, ils sont regroupés dans le tableau ci-dessous.

Indicateur	Paramètre/métrique	Méthode préconisée	Périodicité du relevé	Principales tendances d'évolution « favorables » par rapport à la biologie
Etendue des zones halines	Distribution des surfaces par classes de salinité	Modélisation avec actualisation de bathymétrie et des conditions de débit fluvial	pluriannuelle (à préciser)	Variété des zones halines, importance des zones mésohalines
Surface des zones intertidales et continuité longitudinale	Bathymétrie sub et intertidale	sondages /SIG	à préciser	Conservation (a minima) ou augmentation des surfaces découvrantes. Grande attention portée sur les zones de refuge en eau permanente
Connectivité, gradients de vitesse sur l'axe de l'estuaire	Distribution des courants maximum par classe le long de l'axe estuarien	Modélisation avec actualisation bathymétrique	à préciser	Diversité des courants aussi bien latéralement que longitudinalement
Turbidité (et état d'oxygénation)	Etendue de la zone turbide	Modélisation et mesures	Continue	maintenir le positionnement du bouchon vaseux
Faciès sédimentaires	Surface relative par type de sédiment	Cartographie sédimentaire	Pluriannuelle	Diversité des substrats pour permettre une diversité des habitats
Durée des étiages/crués	Débit fluvial, nombre de jours par classe de débit	mesures	continue	Crue : nécessaire pour un renouvellement du système favorable à la biologie Etiage : assurer un débit minimum compatible avec les besoins biologiques (migration, ...)

Tableau 3 : Indicateurs hydro-morpho-sédimentaires proposés par le GT HMS pour le suivi opérationnel de l'état écologique des grands estuaires français

Ce tableau appelle un certain nombre de commentaires :

- Cette liste d'indicateurs *est provisoire car non exhaustive*. Elle reflète un état d'avancement de la réflexion GT HMS au moment de la fin du projet BEEST, qui est amenée à évoluer et à être enrichie par des travaux futurs.

- Les indicateurs mentionnés ci-dessus *doivent pouvoir être validés* par des tests sur les grands estuaires français.
- La périodicité de mise à jour des indicateurs *est volontairement imprécise*. Elle devra être précisée en fonction de la vitesse d'évolution connue pour chaque estuaire, mais en tenant compte des possibilités réelles des organismes gestionnaires à mettre à jour ces paramètres (fonction des contraintes techniques des coûts de mise en oeuvre).
- Quelques indicateurs ne peuvent pas être obtenus par de la mesure, mais peuvent être générés par de la simulation hydrodynamique (courants, salinité). La modélisation numérique, en particulier les modèles hydrodynamiques forcés par la marée, sont des outils de plus en plus répandus au sein de la communauté scientifique, et leur mise en oeuvre s'est progressivement banalisée. Il *convient d'intégrer à présent la modélisation numérique comme un outil de gestion* et d'aide à la mise en oeuvre de la DCE dans les grands estuaires français.
- Des indicateurs sont dépendants de mesures continues (débit, turbidité). Pour des raisons évidentes de coût de mise en oeuvre et de gestion, il est illusoire de prétendre à un suivi spatio-temporel complet des masses d'eau estuarienne. Toutefois il convient de tirer avantage *des réseaux de mesure existants*, qui fournissent des mesures ponctuelles mais susceptibles d'enregistrer des changements significatifs de l'état du système.
- Le tableau d'indicateurs est issu d'une liste de paramètres/métriques considérés indépendamment les uns des autres. Il conviendra d'étoffer ce tableau par un effort de *croisement entre paramètres*. Celui-ci permettra de mieux rendre compte des interactions effectives entre les différents facteurs HMS dans le milieu, et éventuellement de faire émerger des indicateurs plus synthétiques. Par ce moyen, une *hiérarchisation des indicateurs* est également possible.

Pistes de travail futur

Un certain nombre de pistes évoquées en GT peuvent être approfondies.

- Il conviendrait de mieux explorer les paramètres HMS caractérisant l'état physique et morphologique des estuaires, listés dans les rapports de R. Lafite et al. (2003, 2004) faits dans le cadre du Programme Seine-Aval 2. Plusieurs paramètres, indices et critères de classifications pourraient aider à constituer des indicateurs HMS, mais ils sont dépendants de nombreuses variables à mesurer, et certains sont peu accessibles aux gestionnaires. Un travail de *simplification, synthèse et transfert en tant qu'outils de gestion* semble pertinente pour compléter et amender le tableau proposé ci-dessus.

- Les grands estuaires français sont caractérisés par des turbidités élevées. La concentration en matières en suspension en un paramètre important du milieu, mais qui n'a pas été suffisamment abordé par le GT HMS en tant que tel. Une réflexion autour d'un *indicateur « turbidité » ou « bouchon vaseux »* serait intéressante à mener. Ce travail pourrait se faire en concertation avec la réflexion sur les indicateurs physico-chimiques, étant donné l'influence avérée dans certains cas de la turbidité sur les déficits en oxygène dissous.

- Au cours du projet, il a été évoqué une collaboration entre le GT HMS et le groupe travaillant sur le SIG Habitats Fonctionnels (Axe 3 du projet BEEST). Celle-ci n'a pu être totalement réalisée dans le temps imparti pour le projet. Néanmoins la réflexion du GT HMS a permis de construire des tableaux de l'influence d'une douzaine de paramètres HMS sur les 4 compartiments biologiques considérés. Ces tableaux constituent une source d'information potentiellement utile pour le travail sur SIG. Il serait intéressant que ces tableaux soient repris et utilisés par le groupe SIG Habitats Fonctionnels. Réciproquement, les fiches par espèces et le tableau « *préférendum* » pourront alimenter la réflexion HMS et permettre d'affiner la définition des nouveaux indicateurs HMS.

- La prise en compte des différents indicateurs HMS pré-sélectionnés permettent *in fine* de caractériser des habitats au travers de leur structure (bathymétrie, substrats, salinité,...) et des facteurs qui conditionnent leur accessibilité ou leur maintien (courant, continuité, ...).

Un habitat quel qu'il soit est jugé fonctionnel lorsque plusieurs caractéristiques HMS spécifiques (substrat, salinité, courantologie, etc) sont réunies. La modification de l'une ou l'autre des caractéristiques peut rendre

moins attractif un habitat pour des espèces données, mais plus attractif pour d'autres. Ainsi, au-delà de l'analyse de la diversité des conditions ou de la continuité du milieu, cet aspect est important à considérer lors de la détermination de l'état HMS des masses d'eau ou encore lors de définition d'actions de restauration des milieux estuariens en vue d'améliorer un état HMS jugé dégradé.

F. VALORISATION DES RESULTATS ET COMMUNICATION SUR LES TRAVAUX DU GT HMS

Deux rapports ont été rédigés :

- l'un synthétisant l'analyse bibliographique et critique des méthodes européennes (Foussard et Sottolichio, 2010) ;
- le second décrivant la démarche du GT HMS ainsi que les résultats obtenus (Foussard et Sottolichio, 2011).

Un poster synthétisant l'état provisoire de la démarche du GT HMS a été présenté au Colloque International ECSA 47 à Figueira da Foz (Portugal) en septembre 2010, suscitant l'intérêt de plusieurs spécialistes européens de l'écologie des estuaires.

Deux résumés seront soumis au Symposium ECSA « Estuarine and Lagoon Ecosystem Trajectories » qui se tiendra à Bordeaux en octobre 2011 ; l'un dédié à l'ensemble de la démarche finale du GT HMS (porté par A. Sottolichio), l'autre axé sur l'évaluation de certains indicateurs par modèle (porté par P. Le Hir). Ces résumés pourront donner lieu à des articles dans des revues à comité de lecture.

G. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES :

- Agences de l'Eau, 1999, Les outils d'évaluation de la qualité des cours d'eau (S.E.Q), Principes généraux, Les études des Agences de l'eau n°72, 6-7.
- Aubry, A., Elliott, M., 2006. The use of Environmental Integrative Indicators to assess disturbance in estuaries and coasts - Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53 : 175-185.
- Chandesris A., Malavoi J.R., Souchon Y., Wasson J.G., Mengin N., 2007. Le système relationnel d'audit de l'hydromorphologie des cours d'eau (SYRAH-CE) : un outil multi-échelles d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau. Publication Cemagref, Ingénieries n° 50 - p. 77 à 80.
- Elliott, M., Hemingway, K.L., Cutts, N.D., Burdon, D., Pérez-Dominguez, R., Allen, J.H., Thomson, S.M., de Jonge, V.N., Breine, J., Van den Bergh, E., Stevens, M., Simoens, I., Jager, Z., Twisk, F., 2008. Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2) - Chapter 1 : an introduction to estuarine ecosystem functioning, restoration and health, Harbasins report, p 1-53.
- Foussard V., Sottolichio A., 2010. Caractérisation d'indicateurs hydromorpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 1 : Synthèse bibliographique des méthodes européennes. *Projet BEEST*, 59p.
- Foussard V., Sottolichio A., 2011. Caractérisation d'indicateurs hydromorpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 2 : Synthèse de la démarche et des résultats. *Projet BEEST*, 55p.
- Hinsberger, M., 2007, *GewässerEntwicklungsFähigkeit (GEF) Erfassung, Bewertung und Ergebnisse in Luxemburg und in Saarland*, 29 pp.
- Lafite R., Deloffre J., Verney R., 2003. Construction d'un indice de qualité physique d'un estuaire. *Programme Seine-Aval 2*, GIP Seine-Aval. 29 p.
- Lafite R., Deloffre J., Verney R., Le Bot, S., 2003. Indices morphodynamiques. *Rapport Programme Seine-Aval 2, Action III 2004-03*, GIP Seine-Aval. 22 p.
- Office Fédéral de l'Environnement des Forêts et du Paysage (OFEFP), 1998, *Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse Écomorphologie - niveau R (région). L'environnement pratique - Informations concernant la protection des eaux n°27* : 1-49.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2008. *UK Environmental Standards and Conditions (Phase 2), Final. WFD UK TAG report*. 84 p.
- Vinchon C., Delattre M., 2009. Mise en place du volet « hydro-morphologie » des eaux côtières et de transition dans le cadre de la Directive cadre sur l'eau – Phase 1 : Méthodologie de la définition du « très bon état » et identification préliminaire des paramètres hydromorphologiques à suivre dans le programme de surveillance. *Etude BRGM*, 84p.



Interdisciplinary determination of hydro-morpho-sedimentary indicators in large turbid estuaries

A. Sottolichio^(coord.), V. Foussard^{1,2}, R. Lafite³, P Le Hir⁴, M. Lepage⁵, G. Bachelet¹, E. Langlois³, S. Lesourd⁶, J. Lobry⁵, M. Delattre³, P. Fattal⁸, E. Feunteun⁹, B. Sautour¹, N. Desro⁴

1 University of Bordeaux 1, EPOC Laboratory; 2 GIP Seine-Aval 3 University of Rouen, M2C Laboratory; 4 Ifremer; 5 Cemagref de Bordeaux; 6 ULCO, Laboratory of oceanography and geosciences; 7 BRGM; 8 University of Nantes; 9 National Museum of Natural History

The BEEST project

The BEEST project (started in 2009) aims to contribute to the implementation of the Water Frame Directive (WFD) indicators in the main French macrotidal estuaries. Several working groups were formed to work on the various items considered by the WFD among which hydromorphology. The "hydromorphology working group" links biologists, geomorphologists, sedimentologists and physical oceanographers of estuaries. The aim is to define together the necessary Hydro-Morpho-Sedimentary (HMS) conditions to achieve the Good Ecological Status by considering their impact on four biological compartments: benthic invertebrates, vegetation, fish fauna and zooplankton. This particular analysis requires understanding the processes of these estuaries, but also the links between biological and hydromorphological/-sedimentary factors.

What is Good hydro-morpho-sedimentary (HMS) Status ?

The required definition of Good HMS Status is difficult because it has no sense in itself but has to be related to Good Ecological Status. In addition, estuaries sustain physical stresses which allow them to have particular characteristics and to change continuously in time. This gets difficult to define a reference status for macrotidal estuaries.

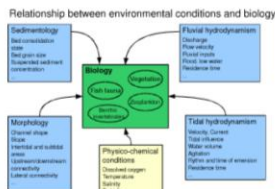
Focusing the aim to maintain specific diversity of estuarine biological compartments, it can be stated that « Good » HMS Status could consist on:

- conservation of diversity of physical conditions (substrate, hydrodynamism, salinity, ...),
 - conservation of gradients between upstream and downstream reaches.
- These characters should be preserved whatever anthropogenic influences. If the natural systems have the capacity of large morphological changes, the latter will minimize anthropogenic influences on natural processes.

Characterization of Good hydro-morpho-sedimentary (HMS) Status in relation of biology

Method adopted to characterize the « Good » HMS Status:

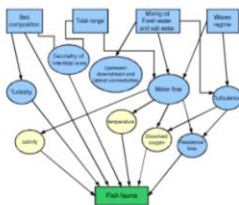
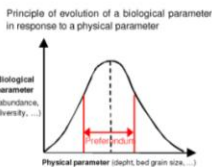
1a - Search and identification of an exhaustive list of HMS (mainly physical) parameters which can influence the biological development. Physical parameters include some "physico-chemical" ones like suspended matter, salinity and dissolved oxygen



1b - Search for basic links between a biological element (distinguished function of habitats or biological functions) and selected HMS parameters

Table of analysis of relationship between biological elements and hydro-morpho-sedimentary conditions		Biological element (fish fauna, vegetation, ...)
Hydro-morpho-sedimentary parameters	Hydro-morpho-sedimentary indicators	Type of habitats or biological function (reproduction, ...)
		Influences / links between physical and biological parameters

1c - Assessment of the biological response to an HMS parameter following qualitative trends (increase or decrease). When possible: assessment of response to extreme events (siltation, flood, ...), determination of thresholds (preferendum, limits of mortality/lethal thresholds ? ...)

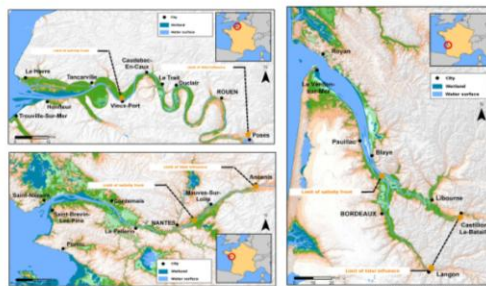


First evaluation of links between selected hydro-morpho-sedimentary parameters having an influence on fish fauna

2 - Selection of relevant synthetic HMS parameters reflecting environmental quality needed to survival of different biological elements and definition of potential indicators

The main French estuaries

The Seine, the Loire and the Gironde estuaries are characterized by large horizontal extension of water masses and by high levels of suspended sediment concentration. Most of water bodies of these estuaries are considered as Heavily Modified Water Bodies by the classification of the WFD because of anthropogenic pressures. The impacts of these pressures caused important modifications of morphology (shape, flow, ...) and biological perturbations.



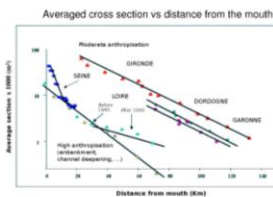
© Anais Just - Cemagref

Modelling as a tool to achieve the objectives of Good HMS Status

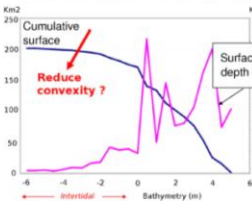
Analysis and propositions to improve diversity of functional habitats and then to achieve « Good » HMS status (increase intertidal area, ...)

Towards an index of morphological stability

The continuity of cross sectional areas is a relevant criterion of a perturbed HMS functioning



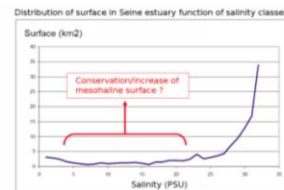
Hypsometric curves of lower Seine estuary (in 2005)



Hypsometry can help to build an index of balanced surface distribution of intertidal areas (e.g. reduce convexity of the hypsometric curve; a convex profile denotes a schorre extension and a slikke reduction)

Salinity distribution

The range of mesohaline surfaces (typically estuarine) should be extended (or at least not reduced by man-influence...)



II. PROPOSITION D'UNE STRATEGIE DE SURVEILLANCE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES POUR LES ESTUAIRES DE LA SEINE, DE LA LOIRE ET DE LA GIRONDE

- Résumé exécutif -

Auteurs : Valérie Foussard¹ et Henri Etcheber²

¹ Univ. Bordeaux 1, UMR 5805 EPOC, ² CR1 CNRS, Univ. Bordeaux 1, UMR 5805 EPOC

A. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE LA DCE ET DU PROJET BEEST

1. Rappels des exigences de la DCE pour le compartiment physico-chimique

Pour le compartiment physico-chimique, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) demande de prendre en compte un certain nombre de paramètres physico-chimiques dissociés en deux catégories : les paramètres généraux et les polluants spécifiques. La deuxième catégorie étant traitée spécifiquement, il importe de se concentrer sur la première catégorie, qui regroupe les paramètres suivants : **température, salinité, transparence et/ou turbidité (teneurs en Matières En Suspension), teneurs en oxygène, teneur en sels nutritifs.**

En France, la physico-chimie des eaux est souvent considérée comme un élément de soutien à la biologie aquatique, c'est-à-dire que les seuils de qualité à déterminer doivent retranscrire les conditions du milieu qui permettent ou non aux différents compartiments biologiques d'être en bon état. Ainsi, il est nécessaire de connaître les exigences du Vivant, vis-à-vis des cinq paramètres cités ci-dessus.

2. Les objectifs de l'étude

Ce travail entre dans le cadre de l'axe 1 du projet BEEST, dont la finalité est de contribuer à la mise en œuvre de la DCE sur les **trois estuaires macrotidaux majeurs (Seine, Loire, Gironde)**. Les objectifs propres à cette étude sont :

- (1) d'apporter une analyse critique des différents seuils de qualité physico-chimique d'ores et déjà proposés;
- (2) de définir une stratégie de surveillance adaptée à la DCE, à partir des enseignements tirés des réseaux locaux de mesures discrètes ou en continu, mis en place sur les trois estuaires.

De plus, ce travail a incorporé la **chlorophylle a** dans la liste des paramètres étudiés. Cela doit permettre une qualification du bon état plus fine et plus complète, en relation avec les réalités du terrain. En ce sens, l'éventuelle prise en compte de la mesure du **carbone organique** présent dans les eaux a également été discutée.

Le fonctionnement physique des estuaires agit directement sur les processus physico-chimiques, et cela transparaît dans l'existence de paramètres "communs" tels que la turbidité ou la salinité. Pour cette raison, la réflexion s'est faite en étroite concertation avec le travail conduit au sein du GT HMS. Cela a conduit à des conclusions complémentaires, parfois redondantes mais en tout cas concordantes sur les indicateurs concernés.

B. LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DETERMINANTS POUR LA VARIABILITE DE LA QUALITE DES EAUX ESTUARIENNES

1. Les paramètres physico-chimiques privilégiés dans l'analyse

Compte tenu des exigences de la DCE, les paramètres considérés ont été analysés selon leur variation sous l'éventuelle influence des pressions anthropiques. Hormis leur variabilité saisonnière, les variations interannuelles de **la température** (réchauffement du climat) et de **la salinité** (marinisation des estuaires) sont majoritairement dues à des effets globaux, liées au changement climatique. A l'échelle de l'estuaire ou d'une

masse d'eau, l'effet anthropique local peut difficilement perturber ces tendances. En revanche, pour la **turbidité, l'oxygène dissous et les sels nutritifs**, plusieurs activités anthropiques sont directement « impactantes » à un degré plus ou moins important, selon le niveau d'anthropisation du bassin et l'intensité des pressions. Les activités agricoles, urbaines et industrielles sont autant de sources d'apports en matières en suspension, en matières organiques, en nutriments (eg. rejets de STEP, érosion et lessivage des sols, ...), susceptibles de participer à des processus entraînant la dégradation de la qualité physico-chimique des eaux.

2. Influence des caractéristiques physiques, physico-chimiques et biologiques des estuaires sur la qualité des eaux

Il existe de fortes interdépendances entre les caractéristiques hydromorpho-sédimentaires (HMS), physico-chimiques et biologiques, auxquelles viennent s'ajouter les impacts anthropiques, qui génèrent la grande variabilité de la qualité des eaux estuariennes.

En premier lieu, les caractéristiques HMS des estuaires sont à l'origine des variations de tous les paramètres physico-chimiques considérés (Figure 1). La propagation de la marée et les apports en eaux douces sont le moteur des variations des conditions physiques du milieu (eg. remontée du bouchon vaseux en été, effet de chasse lors de crue, ré-aération des eaux par agitation, dilution des sels nutritifs, ...).

En second lieu, les paramètres physico-chimiques interagissent : la solubilité de l'oxygène en milieu aqueux est fortement dépendante de la température et, dans une moindre mesure, de la salinité des eaux. De plus, toute augmentation de la turbidité (cas des Zones à Turbidité Maximale, ZTM, dites aussi bouchon vaseux) va provoquer une diminution des teneurs en oxygène dissous. En effet, d'une part, le matériel organique labile (bioassimilable) présent dans les eaux turbides va subir des processus de dégradation (d'où le rôle de réacteur biochimique naturel du bouchon vaseux) ; d'autre part, la faible pénétration de la lumière dans l'eau va limiter la photosynthèse, avec pour conséquence la perte d'une source potentielle d'oxygène, comme précisé ci-dessous.

En dernier lieu, les organismes vivants jouent également un rôle important dans la qualité physico-chimique des eaux, et principalement les espèces végétales aquatiques. Leur production par photosynthèse est une source majeure d'oxygène dissous dans l'eau.

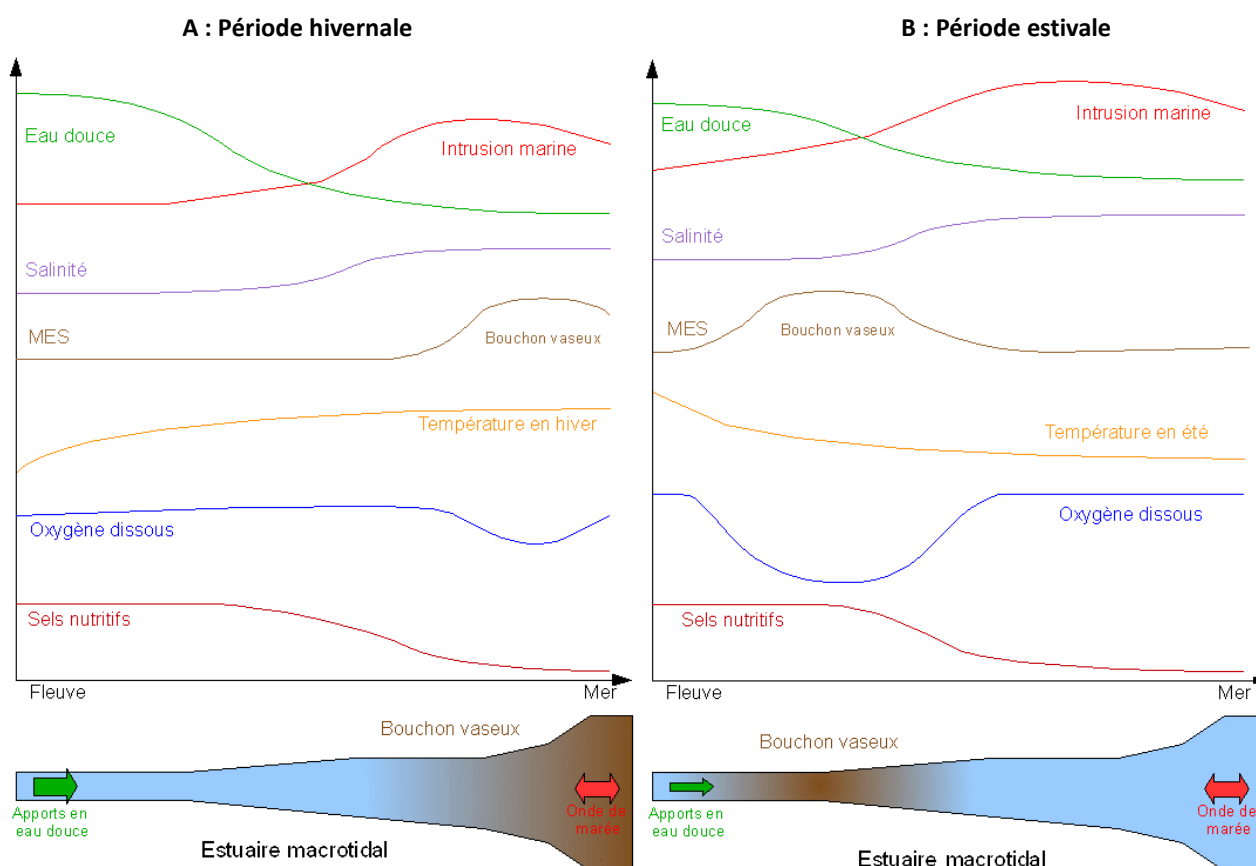


Figure 1 : Tendances d'évolution des paramètres physico-chimiques selon l'hydrodynamisme dans un estuaire macrotidal en périodes estivale et hivernale (cas théorique non basé sur des données de terrain).

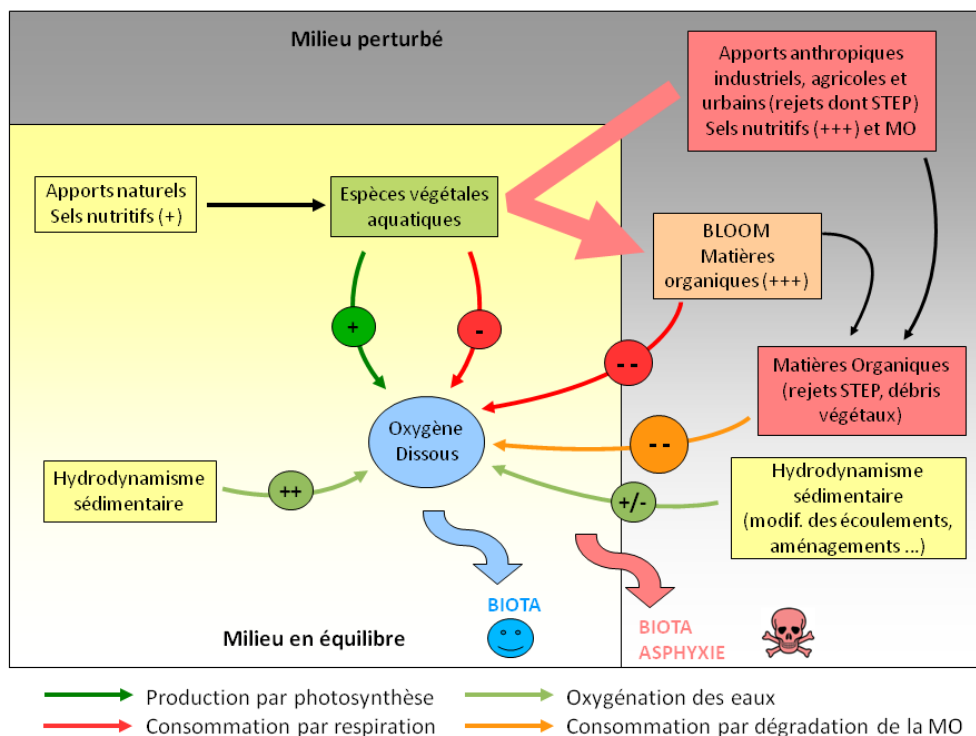


Figure 2 : Exemple de liens entre les caractéristiques du milieu, les processus physico-chimiques et la biologie dans des milieux en équilibre et perturbés en rapport avec l'oxygène dissous dans l'eau.

Ainsi, **dans un milieu en équilibre**, avec une courantologie suffisante pour assurer un mélange efficace des eaux, et avec des apports de sels nutritifs modérés, il y a production d'oxygène dissous par ré-aération des eaux et, si les eaux ne sont pas trop turbides, par photosynthèse. Une telle situation permet de maintenir les cycles biologiques (Figure 2, à gauche).

Dans le cas d'un milieu perturbé, où la consommation en oxygène dissous dépasse sa production, des périodes d'hypoxie des eaux peuvent se produire à plus grande échelle spatio-temporelle. Ce cas se présente généralement en période estivale (température des eaux élevée et bas débits fluviaux, entraînant le blocage relatif des eaux en amont), avec des apports anthropiques conséquents, notamment en carbone et azote. Si les eaux sont turbides, les processus de dégradation des apports en carbone organique labile et en ammonium consomment une grande partie de l'oxygène dissous. Si les eaux sont claires, il se produit alors de brefs mais forts blooms phytoplanctonique, suivies de phases de dégradation par les bactéries présentes dans le milieu, qui engendrent à leur tour de fortes consommations d'oxygène et des périodes d'hypoxie (Figure 2, à droite).

L'émergence de ces blooms phytoplanctoniques est efficacement détectée par un suivi de la **chlorophylle a** (pigment photosynthétique), associé aux teneurs en **carbone organique**, dans les périodes et zones à risques. Un suivi de ces paramètres est donc fortement recommandé dans les eaux relativement claires de ces milieux estuariens macrotidaux.

C. CONNAISSANCES DES PROCESSUS D'OXYGÉNATION SUR LES TROIS ESTUAIRES ET MISE EN EVIDENCE DES FACTEURS FORÇANTS MAJEURS

1. Des processus d'oxygénation semblables sur les 3 estuaires

Le traitement des données issues des réseaux de suivis en continu mis en place sur les estuaires de la Gironde (MAGEST), de la Loire (SYVEL) et de la Seine (suivi par le GPMR) confirment que ces trois estuaires sont régis par des processus semblables régissant l'oxygénation des eaux et les phénomènes d'hypoxie. En revanche, la

morphologie des différents estuaires ainsi que le niveau de pressions anthropiques qu'ils subissent font que la durée et les zones concernées par des déficits en oxygène sont très différentes.

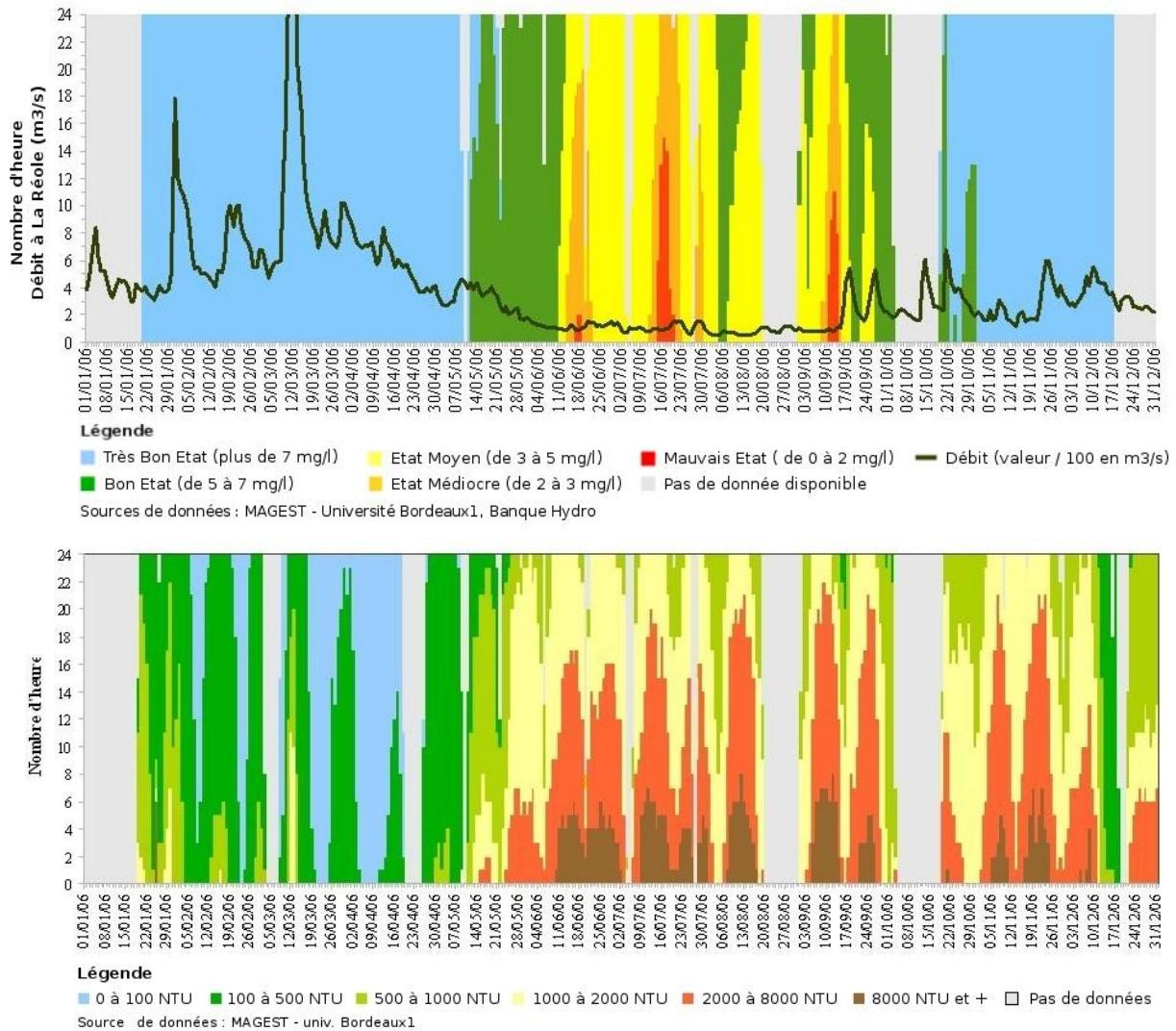


Figure 3 : Evolution de l'oxygénation des eaux (en haut) et de la turbidité (en bas) à Bordeaux en 2006 (valeurs moyennes par heure) données MAGEST

Quel que soit l'estuaire considéré, l'analyse des données haute fréquence permet de localiser les zones de déficits fréquents en oxygène et d'en identifier les causes. On observe une cyclicité de l'oxygénation des eaux à différentes échelles temporelles (Figure 3) : (1) une variabilité saisonnière, (2) une variabilité à l'échelle du cycle mortes-eaux/vives-eaux à débits quasi-constants et (3) une variabilité infra-journalière au rythme du cycle de marée semi-diurne.

Ces variabilités permettent de cerner l'apparition et la durée des phases de sous-oxygénation. Dans la majorité des cas, celles-ci apparaissent **en période estivale autour des basses mers**.

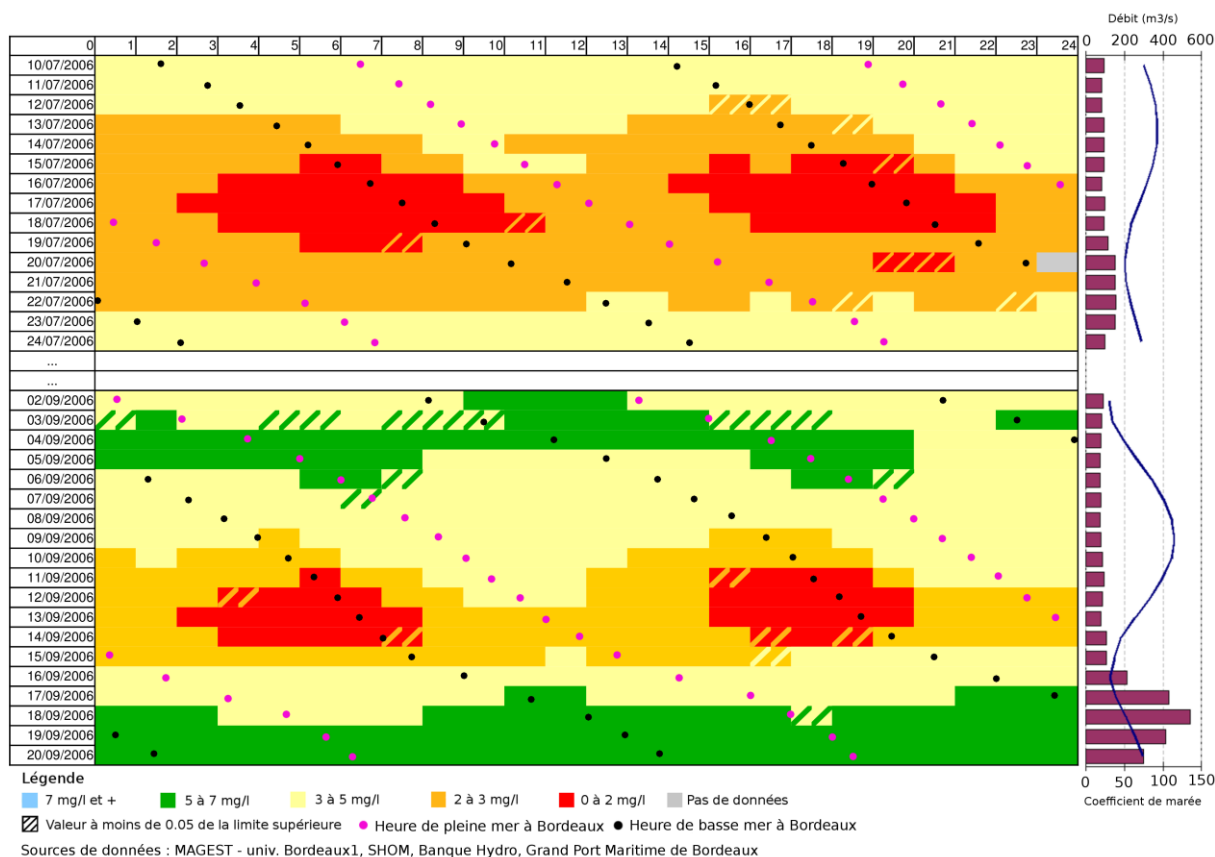


Figure 4 : Zoom de l'évolution de l'oxygénation des eaux (moyenne par heure) à Bordeaux en 2006 sur deux périodes critiques lors de l'étiage (10 au 24 juillet et 02 au 20 septembre 2006)

Par exemple, **en Gironde, en période estivale** (Figure 4), la température de l'eau est relativement élevée ; les faibles débits fluviaux favorisent la remontée et la permanence du bouchon vaseux en amont ; le renouvellement des eaux autour de Bordeaux est moindre, surtout vers les marées de mortes-eaux ; la ré-aération des eaux par agitation est faible (courants ralentis autour des basses mers) et, enfin, les apports organiques des effluents du complexe urbain de Bordeaux dans la Garonne sont moins bien dilués. La conjoncture de tous ces événements cause, à ces moments là, **une baisse significative de la concentration en oxygène autour de ce site**, plusieurs heures par jour, avec une durée croissante lorsque les coefficients de marée baissent.

Les **causes majeures des déficits en oxygène** sont alors :

- **la température élevée des eaux;**
- **la présence de zones urbaines et industrielles** de grande ampleur, qui constituent des sources potentielles **d'apports en charges organiques potentiellement très dégradables;**
- **les oscillations limitées des masses d'eaux** et leur faible renouvellements en étiage, du fait de leur relatif blocage en amont
- **la présence du bouchon vaseux** connu pour ses caractéristiques de « réacteur biochimique », où toute fraction organique biodégradable se minéralise par processus bactériens (cas du phytoplancton et de la matière organique associée aux effluents).

2. Des spécificités estuariennes impliquant des réponses différentes à des pressions variables

Même si les processus physico-chimiques observés dans les estuaires de la Gironde, de la Loire et de la Seine sont semblables, chaque estuaire a des spécificités hydro-morpho-sédimentaires qui conditionnent leur

réaction face à une perturbation. Par ailleurs, chacun d'entre eux ne subit pas le même degré de pression anthropique, qui est fonction des usages des bassins.

L'estuaire de la Gironde est caractérisé par une intrusion marine prononcée et par une érosion forte des sols des bassins versants de l'amont. La turbidité y est donc élevée, associée à de longs temps de résidence des eaux et des MES. En période d'étiage, le bouchon vaseux remonte très en amont, où il est plus étalé et concentré du fait de la réduction des sections des fleuves. Par ailleurs, les pressions anthropiques sont relativement faibles aussi bien à l'échelle du bassin hydrographique qu'à celle de l'estuaire, hormis les environs de l'agglomération bordelaise et ses apports de matériels organiques dégradables associés aux effluents. **L'estuaire de la Gironde connaît donc ses déficits récurrents d'oxygénation des eaux en période d'étiage aux environs de Bordeaux.**

Avec une intrusion marine moins prononcée et un bassin versant amont moins érosif, **l'estuaire de la Loire** est caractérisé par un bouchon vaseux moins turbide, qui stationne le plus souvent dans l'estuaire central. Mais, le fleuve Loire reçoit d'importants apports de sels nutritifs, dûs à une pression agricole forte sur les bassins versants de l'amont. Des blooms algaires fréquents et relativement longs se produisent en milieu fluvial et sur les zones estuariennes intertidales. Le matériel dégradé ainsi produit, consomme beaucoup d'oxygène lors de sa minéralisation dans les eaux turbides de l'estuaire. Ainsi, **dans l'estuaire de la Loire, les déficits sont surtout observés au niveau du bouchon vaseux, le plus souvent dans l'estuaire central. Si l'étiage est très prononcé, le bouchon vaseux remonte en amont de Nantes, où il peut stationner plus ou moins longtemps. Des taux « records » de sous-oxygénation des eaux sont alors enregistrés du fait de la présence cumulée de matériels organiques phytoplanctoniques et anthropiques qui se dégradent rapidement.**

Pour **l'estuaire de la Seine**, l'intrusion marine est bien moindre que pour les deux autres estuaires, et l'érosion des sols des bassins versants est estimée comme très réduite. Par comparaison, le bouchon vaseux est peu développé et peu turbide, et se situe de façon quasi permanente très en aval de l'estuaire. Le niveau de pression anthropique subi est en revanche très élevé : agglomération parisienne en zone fluviale amont, agglomération de Rouen plus en aval, nombreuses activités industrialo-portuaires et agricoles présentes le long de l'estuaire. Ces facteurs sont à l'origine d'apports nutritifs très conséquents, responsables de développements algaux, et d'apports massifs de matières organiques dégradables, qui entraînent des hypoxies et même des anoxies chroniques en aval de Rouen, où les eaux sont soumises à des oscillations amont-aval de faible amplitude en période d'étiage. **L'estuaire de la Seine, le plus touché des trois, connaît donc des déficits chroniques sévères de la Bouille en aval immédiat à Rouen jusqu'à Caudebec-en-Caux en amont du bouchon vaseux.**

D. PERTINENCE DES SEUILS DE QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DEFINIS DANS LE CADRE DE LA DCE

Des grilles de qualité relatives aux paramètres physico-chimiques considérées ont été élaborées dans le cadre de la DCE. L'analyse de la pertinence de ces seuils s'est portée sur les grilles de qualité de Taverny et al. (2009) pour la température, la turbidité et la concentration en oxygène dissous, de Daniel et al. (2010) pour les sels nutritifs, et de Soudant et al. (2010) pour le phytoplancton intégrant des seuils de qualité pour la chlorophylle a. L'adaptation de ces seuils a été évaluée au travers de l'analyse des processus physico-chimiques connus ou observés dans les estuaires de la Gironde, de la Loire et de la Seine.

Pour **la température**, la proposition d'un seuil de 28°C à ne pas dépasser paraît bien fondée. De telles températures ont un réel impact sur certaines espèces biologiques et restent des cas exceptionnels, les eaux étant alors classées en qualité médiocre. Toutefois, des eaux estuariennes dont la température oscille entre 23 et 28°C, qualifiées alors de qualité moyenne, se rencontrent assez souvent en étiage estival, sans que cela ait forcément des conséquences néfastes sur les populations en place. Une telle classification peut donc être problématique. Bien sûr, un tel découpage est plus pertinent en zone littorale, où les masses d'eau sont moins sensibles aux variations jour-nuit de la température de l'air, et donc ont un pouvoir thermique tampon bien supérieur à celui des eaux estuariennes. **Les salinités** mesurées en milieu estuarien sont toujours inférieures aux salinités communément admises comme problématiques. En effet, le seuil de tolérance de certaines espèces de poissons se situe vers 40-100 PSU, pour des salinités ne dépassant pas les 38 PSU en milieu estuarien (Taverny

et al., 2009). De plus, elles présentent une gamme de valeurs très étendue, allant de 0 à plus de 25PSU. Les organismes vivants inféodés au milieu estuarien sont en général euryhalins et, de ce fait, supportent les variations quotidiennes de salinité. Les autres espèces, caractéristiques d'une gamme de salinité plus étroite, migrent dans l'estuaire au gré des déplacements des masses d'eau. La définition d'un seuil n'est donc pas judicieuse dans ce cas. La salinité semble un critère peu pertinent pour caractériser la qualité physicochimique des eaux estuariennes.

Taverny et al (2009) ont proposé des seuils de qualité non testés sur les différentes masses d'eau de transition pour **la turbidité** en considérant tous types d'estuaires, turbides ou non. Pour les 3 grands estuaires considérés, trois classes sont proposées : bonne qualité (0 à 50 NTU), qualité moyenne (50 à 500 NTU) et mauvaise qualité (supérieure à 500 NTU). Cette proposition de seuils de qualité pose elle aussi un problème : la présence d'une ZTM dans les trois estuaires est un phénomène naturel qui se caractérise dans bien de cas par des turbidités très supérieures à 500 NTU, quelle que soit la période de l'année (voir rapport GT HMS).

A des échelles de temps décennales, la tendance naturelle des estuaires macrotidaux est à l'envasement. La durée des phases de turbidité supérieure à 500 NTU risque donc de s'allonger, même si actuellement on ne connaît pas avec certitude la réponse des estuaires et leur rééquilibrage morphodynamique. Si quelques espèces s'adaptent plus ou moins à des milieux plus turbides, la qualité des eaux concernant la turbidité posera malgré tout un problème. **Il est donc primordial, de veiller à lutter contre les phénomènes de remontée excessive du bouchon vaseux vers l'amont et de son stationnement prolongé en zone fluviale tidale par une gestion adéquate des débits fluviaux estivaux et de la circulation des eaux.**

Pour **les teneurs en oxygène dissous**, la proposition de seuil de bonne qualité à 5 mg/L paraît raisonnable. Toutefois, les eaux estuariennes estivales connaissent des périodes d'hypoxie prononcée de plusieurs jours par an, avec des eaux de qualité médiocre à mauvaise dans certaines zones des trois estuaires. **Réagir contre cet état de fait est une priorité absolue. Cela demande une réflexion approfondie de la gestion de ces estuaires. L'évolution naturelle prévue par les changements climatiques (élévation de la température des eaux, baisse des débits d'étiage, montée du niveau de la mer) devraient faire que la sous-oxygénation des eaux ira en augmentant. Ceci ne peut qu'être aggravé si l'évolution des pressions anthropiques suit la tendance actuelle (érosion des sols, population urbaine croissante, etc).**

Concernant les **teneurs en sels nutritifs**, il est délicat de définir des seuils pertinents pour l'ensemble des estuaires. En effet, la part anthropique est souvent majeure dans les bilans d'apports et dans les phénomènes locaux constatés. Dans les eaux estuariennes peu turbides (<500 NTU, soit à l'amont ou à l'aval des ZTM) les sels nutritifs stimulent la productivité primaire. A l'opposé, au sein des ZTM, les processus hétérotrophiques et biogéochimiques (biodégradation du phytoplancton, transformation de l'ammonium en nitrate) vont contribuer à la sous oxygénation des eaux turbides. Même si le problème de seuil est encore mal résolu, il est important de veiller dès à présent à réduire impérativement les apports en nitrate, phosphate et ammonium aux milieux estuariens.

Enfin, si des seuils de **teneurs en chlorophylle** ont été préconisés pour des milieux fluviaux ou littoraux, les barèmes adaptés s'appliquent très mal à des estuaires turbides. En effet, dans les ZTM, où la transparence est faible, la productivité primaire est quasi nulle. De plus, les quelques unités de chlorophylle mesurées viennent souvent de l'amont ou de l'embouchure, et le phytoplancton connaît des degrés de dégradation plus ou moins avancés dans la ZTM. Les teneurs supérieures à 20µg/L qui traduisent une qualité médiocre à mauvaise (Soudant et al., 2010) peuvent être mesurées uniquement dans les eaux d'amont, et à un degré moindre d'aval, en Loire et en Seine.

E. PRECONISATIONS POUR UNE STRATEGIE DE SURVEILLANCE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Les réseaux de suivi haute fréquence ont permis de caractériser les problèmes d'ordre physico-chimique que connaissent les trois estuaires, mais également de localiser les zones à risque et les périodes propices à une

dégradation de la qualité. Grâce aux connaissances acquises via ces réseaux, une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques est proposée.

En raison de l'extrême variabilité de ces paramètres dans ces systèmes estuariens, il est absolument nécessaire de :

- passer par une phase de compréhension poussée du fonctionnement de chacun des estuaires d'un point de vue physico-chimique,
- en fonction du degré de compréhension acquis, choisir la stratégie récurrente d'observation la plus pertinente, tenant compte des contraintes administratives et/ou budgétaires imposées pour la mise en place de la DCE.

Cette phase « observation », entreprise sur des laps de temps importants, doit alors permettre d'enregistrer l'évolution de la qualité des eaux estuariennes sur le long terme.

De l'observation des 3 estuaires, il est proposé trois types de stratégies de surveillance : un suivi soutenu, un suivi plus ponctuel et une stratégie intermédiaire.

- Au moins pour les paramètres température, salinité, concentration en MES et en oxygène dissous, les enregistrements en continu du type des réseaux MAGEST (en Gironde) ou SYVEL (en Loire) se révèlent être des stratégies très efficaces. L'existence de ces réseaux, y compris en Seine de façon plus brève, a conduit à une production de connaissances récentes qui doivent nous amener à proposer des stratégies efficaces et de moindre coût. En effet, les coûts élevés d'achat et de fonctionnement de ce type d'appareillage très sophistiqué rendent quasi-inenvisageable l'acquisition de tels systèmes sur un nombre élevé de stations.
- Les mesures « discrètes » à pas de temps espacés (du type mensuel ou hebdomadaire) posent par contre de gros problèmes de représentativité des valeurs obtenues. Au vu des résultats donnés par les divers réseaux mis en place dans les estuaires, la probabilité de ne pas enregistrer des moments critiques, concernant par exemple l'oxygénation des eaux, est considérable. En conséquence de quoi, il importe d'adapter des stratégies d'observation que l'on pourrait qualifier « d'intermédiaires », qui paraissent appropriés pour l'étude de tels milieux estuariens.
- Les enseignements tirés des réseaux de suivi en continu sur les 3 estuaires permettent de proposer une stratégie intermédiaire visant à cibler les périodes critiques d'un point de vue qualité physico-chimique tout en restant opérationnelle. De façon synthétique, un estuaire macrotidal connaît deux types contrastés de fonctionnement :
 - si les débits sont moyens à élevés, l'estuaire joue le rôle de « voie de transport », avec des temps de résidence des eaux et des MES relativement courts dans l'estuaire ;
 - si les débits sont faibles et que les températures de l'air sont fortes (période estivale), alors les temps de résidence peuvent devenir longs et l'estuaire devient un « bioréacteur chimique » ; les processus hétérotrophiques dominants provoquent la minéralisation de la matière organique avec de très fortes consommations d'oxygène dissous dans les eaux et des émissions conséquentes de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O notamment).

Ce sont sur ces périodes estivales qu'il importe de faire des observations renforcées.

Pour qu'elles soient les plus pertinentes possibles et sachant que les préconisations annuelles sur les observations dans le cadre de la surveillance DCE sont trop espacées dans le temps compte tenu des contraintes budgétaires, il faudra proposer des stratégies d'observation mieux adaptées.

- iv) Il est impératif d'effectuer le plus possible des mesures discrètes des paramètres (pas de temps bi-hebdomadaires à basse mer, par exemple) sur les mois de Juin à Septembre dans les zones identifiées à risque : autour de Bordeaux en Gironde, à l'aval de Rouen en Seine et dans le bouchon vaseux en Loire. Pour être encore plus efficaces, les mesures doivent être faites dans ces 3 estuaires, les jours à faibles

coefficients de marée et débits fluviaux, présentant aussi des températures de l'air élevées. Ceci pourrait imposer la notion de présence d'une équipe disponible.

- v) Autant que possible, dans la limite des moyens financiers, sur les périodes critiques potentiellement identifiées, procéder à l'installation de sondes enregistreuses en continu des paramètres majeurs (température, oxygène dissous, MES) sur une ou plusieurs semaine(s) selon l'évolution des conditions climatiques et hydrologiques.
- vi) Procéder à la mise en commun des données DCE avec celles d'autres réseaux ou d'autres missions scientifiques faites dans l'estuaire, de façon à disposer de jeux de données les plus complets possibles. Cela doit passer par l'intéressement du plus grand nombre possibles de personnels scientifiques au traitement des données, afin de suivre au mieux l'évolution des estuaires concernant leur fonctionnement biogéochimique et la qualité physico-chimique de leurs eaux.

F. VALORISATION DE CE TRAVAIL

L'intégralité des travaux sont dans le rapport scientifique :

Foussard V., Etcheber H., 2011. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Projet BEEST, 89p.

Une note est en cours de préparation, qui portera sur l'influence des propriétés hydro-morpho-sédimentaires des trois estuaires sur les phénomènes d'hypoxie spécifiques à chacun d'eux, à soumettre à Estuarine Coastal and Shelf Science :

Foussard V., Etcheber H., Sottolichio A., Abril G., Le Hir P., Impact of specific hydrological, morphological and sedimentary characteristics on the dissolved oxygen water contents from the Gironde, Loire and Seine Estuaries (en préparation)

G. BIBLIOGRAPHIE

Daniel A., Soudant D., 2010. Evaluation DCE mai 2010 – Élément de qualité : nutriments. Rapport Ifremer, 99p.

Soudant D., Belin C., 2010. Evaluation DCE janvier 2010 – Élément de qualité : phytoplancton. Ifremer. 199p.

Taverny C., Elie P., Boët P., 2009. La vie piscicole dans les masses d'eau de transition : proposition d'une grille de qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence. Étude Cemagref Bordeaux n° 131, 55p.

III. ELEMENTS DE REFLEXION SUR LA PERTINENCE DES NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE VIS-A-VIS DU RISQUE REEL AUXQUELS SONT EXPOSES LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

Auteur : Gilles Bocquéné - Ifremer – Cellule Arc

Dans le contexte de la Directive cadre sur l'Eau, 50 substances considérées comme substances dangereuses pour l'environnement et la santé humaine sont prises en compte dans l'estimation du bon état des masses d'eau. Ces substances (41 substances pour caractériser l'état chimique + 9 substances considérées comme substances spécifiques de l'état écologique) doivent respecter des normes de qualité environnementale (NQE) susceptibles de protéger l'environnement et la santé humaine.

A. COMMENT EST DETERMINEE LA NQE D'UNE SUBSTANCE ?

La NQE est calculée selon la méthodologie développée dans le guide technique européen (Technical Guidance Document : TGD) qui sert de support à la législation européenne pour l'estimation du risque environnemental d'une substance à partir des seuils d'écotoxicité disponibles (NOEC, PNEC et NQE). Les NQE des substances de la DCE ont été publiées par l'Europe, chaque substance disposant d'une NQE valable pour l'ensemble des 27 états membres. Le TGD stipule que la NQE à respecter est la norme de qualité (NQ) la plus contraignante parmi 5 NQ établies pour 5 compartiments environnementaux distincts :

eau	protection des espèces pélagiques
sédiment	protection des espèces benthiques
biote	protection des prédateurs (prise en compte de la bioaccumulation dans la chaîne trophique)
biote	protection de la santé humaine (exposition à travers la consommation de produits de la mer)
eau potable	protection de la santé humaine (prise en compte de la réglementation existante)

Pour chaque substance, la NQ est dérivée de la PNEC (la plus forte concentration en contaminant n'induisant pas d'effets) elle-même calculée sur la base de données d'écotoxicité issues de la littérature scientifique sur 3 taxons constituant une courte chaîne trophique (de manière générale : phytoplancton → crustacé → poisson). Le TGD prévoit qu'en cas de manque de données sur une ou plusieurs espèces, et ces cas sont nombreux, particulièrement sur les espèces marines ou estuariennes, un facteur d'extrapolation (FE) est appliqué sur la ou les données disponibles et qui est destiné à protéger l'écosystème et la santé humaine malgré des informations incomplètes ou absentes. Ce FE est compris entre 10 et 10 000 en fonction de la quantité et de la qualité des données d'écotoxicité disponibles. Prenons l'exemple d'une molécule peu renseignée et sur laquelle une seule donnée est disponible, une CL50 de 2,4 µg/L sur un crustacé ; dans cet exemple la NQE de cette substance pourrait être calculée à $2,4 \mu\text{g} / 10\,000 = 0,24 \text{ ng/L}$ (nanogramme). Cette valeur a-t-elle encore une réalité écologique ? d'autant qu'elle ne pourra probablement pas être mesurée pour des raisons de seuil analytique dans le cadre de la surveillance.

B. DES QUESTIONS CLE SUR LA PERTINENCE DES NQE

La fragilité du TGD réside dans le manque de données d'écotoxicité chroniques pour la plupart des substances. L'utilisation de modèles pour l'estimation des concentrations toxiques avance lentement. Des modèles de type QSAR, axés sur la conformation moléculaire de la substance, ont été développés pour palier au manque de données expérimentales mais devant la grande variété moléculaire des contaminants et la difficulté de valider cette démarche, la contribution QSAR est restée faible.

Une des critiques apportées au TGD est de calculer des NQE à partir de données d'écotoxicité obtenues sur des espèces de laboratoire dont la sensibilité peut être très différente de celles d'espèces indigènes d'un milieu donné. Ainsi, pour se rapprocher au plus près de la réalité du risque pour l'écosystème estuarien de la Seine, un exercice de calcul de PNEC a été lancé dans le cadre du programme Seine-Aval. Le projet RiskenSeine a sélectionné des espèces endémiques sur les trois tronçons de l'estuaire de la Seine et a calculé de nouvelles PNEC sur les espèces naturelles sélectionnées. Curieusement par rapport aux critiques exprimées envers le TGD, les nouvelles PNEC calculées en estuaire de Seine sont très voisines de celles proposées par le TGD et l'incertitude quant à la pertinence des valeurs n'est pas levée. Cette question ne peut être correctement résolue qu'à partir de seuils d'écotoxicité mesurés lors d'expositions expérimentales à la substance et non calculés ou dérivés par des modèles souvent réducteurs.

Un autre point très discuté est la pertinence de la NQE dans l'eau quand la substance a un comportement peu ou pas hydrophile. La question des transferts de matrices est aussi soulevée car la plupart des substances prioritaires de la DCE sont des molécules au comportement plus ou moins hydrophobes (en liaison avec le K_{ow}^7 qui caractérise leur comportement biogéochimique dans le milieu). En clair ces substances sont dans les MES, le sédiment et le biote alors que la NQE de référence est donnée pour l'eau où elles ne sont pas ou très peu mesurées. Les équations de transfert d'une matrice à l'autre proposées par le TGD posent les mêmes difficultés que celles du calcul de la NQE liées à l'absence de données sur la partition des substances en fonction de nombreux paramètres du milieu.

Autre difficulté si les NQE s'avéraient pertinentes, l'estimation du risque proposée par le TGD est celle d'un risque abordé molécule par molécule en ignorant les effets de mélanges complexes de molécules auxquels l'écosystème est exposé.

Ces interrogations sur la méthodologie de calcul des NQE et sur le choix des matrices de suivi sont partagées par l'ensemble des pays européens depuis la mise en place de la DCE. Aucune des méthodologies proposées par la DCE n'est figée et la Directive laisse ouvert l'ensemble de ces questions. Ainsi, l'arrêté du 25 janvier 2010 dans son article 11 que pour les eaux de surface, les NQE peuvent être fixées pour l'eau, le sédiment ou le biote ? Dans ce cas, elles doivent assurer un niveau de protection au moins identique à celui assuré par les NQE fixées pour l'eau.

⁷ Coefficient de partage Octanol / Eau (K_{ow}) variable selon le caractère hydrophile ou hydrophobe d'une substance

⁸ Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R.212-18 du code de l'environnement. NOR : DEVO1001032A. <http://legifrance.gouv.fr/>

IV. L'IMPORTANCE DE LA NOTION D'HABITAT

Auteur : C. Lévêque

A. CONCEPTS D'INTEGRITE BIOTIQUE ET DE SANTE DES RIVIERES

Des controverses ont eu lieu en Amérique du Nord il y a déjà quelques décennies, autour des concepts d'intégrité biotique et de santé des écosystèmes qui ne sont pas sans rappeler celles que suscite le bon état écologique. Que peut-on tirer de ces débats qui ont suscité un grand nombre de travaux scientifiques ?

Après des années de discussions et de réflexion, la définition de **l'intégrité des écosystèmes** proposée par Karr & Dudley (1981) fit plus ou moins consensus : "the capability of supporting and maintaining a balanced, integrated, adaptive, community of organisms having species composition, diversity, and functional organisation comparable to that of natural habitats of the region". (Capacité d'accueillir et de maintenir une communauté d'organismes équilibrée, intégrée et adaptative dont la composition en espèces, la diversité et l'organisation fonctionnelle sont comparables à celle d'habitats naturels de la région). Un des critères mis en avant est la résilience aux perturbations. Karr & Dudley ont insisté sur la nécessité de prendre en compte le système aquatique dans son ensemble, à l'échelle du bassin versant, et de ne pas se limiter à des approches locales. Ils recommandent de se focaliser sur les 4 grands paramètres influençant la structure et le fonctionnement des écosystèmes :

- Le régime hydrologique (variabilité annuelle et interannuelle)
- La qualité de l'eau
- La structure de l'habitat physique
- La nature et les sources d'énergie dans l'écosystème

La notion de **santé des écosystèmes** fut introduite ultérieurement en Amérique du Nord. De manière schématique, elle part du principe que les activités humaines entraînent des « dysfonctionnements » (ou considérés comme tels) dans les écosystèmes fortement anthropisés (Rapport et al, 1998). Nous devons donc nous intéresser aux « remèdes » à apporter. Ce concept donna également lieu à de nombreux débats et de vives critiques furent émises. Plusieurs auteurs estimèrent ainsi que la notion de santé des rivières dépendait beaucoup de la perception sociale et des aménités fournies par ces écosystèmes (Rapport, 1989). Dans cette perspective Boulton (1999), proposa que « santé des rivières » ne se limite pas aux seuls aspects écologiques (couverts par la notion d'intégrité biotique), mais couvre également les aspects sociétaux en prenant en compte les usages et les aménités fournies par ces systèmes (figure 1). Il introduit ainsi les notions de bien et de services rendus par les écosystèmes qui seront par la suite mise en avant par le Millenium Assessment.

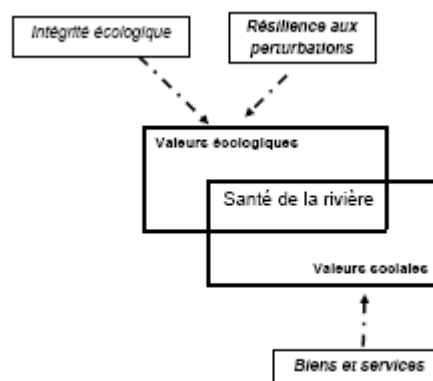


Figure 1 – La santé des écosystèmes inclut non seulement les aspects écologiques mais aussi les représentations sociales et les usages tirés des systèmes aquatiques. (d'après Boulton, 1999)

Aucun indicateur ne peut prétendre répondre à toutes les questions. Les métriques peuvent être physiques, chimiques ou biologiques

On peut résumer comme suit les arguments développés en faveur de l'utilisation du terme « santé des rivières ». Il est facilement compréhensible par le public. Les citoyens et les scientifiques peuvent envisager de partager un objectif commun en matière de restauration, dans la mesure où cet objectif trouve un écho auprès du public par ses dimensions économique, éthique ou ludique.

B. L'IMPORTANCE DE LA NOTION D'HABITAT

Parmi les enseignements que l'on peut tirer des travaux sur « l'intégrité biotique » et « la sante des écosystèmes », il y a le **rôle de l'habitat**. Sur le plan écologique, les auteurs américains ont en effet mis l'accent sur les facteurs physico- chimiques comme paramètres structurants des communautés biologiques. Le concept d'**Habitat templet** avait été formulé par Southwood (1977). L'habitat agit comme un « gabarit », un « filtre » qui va sélectionner les espèces qui partagent des traits biologiques « adaptés » aux caractéristiques de l'habitat. Au cours des temps écologiques, il y aurait eu sélection de certaines combinaisons d'adaptations biologiques dont le résultat est une adéquation entre les traits biologiques actuels et les caractéristiques de l'environnement dans lequel vivent les espèces. Ce concept met l'accent sur les caractéristiques biologiques, pas sur les espèces. Il prend mieux en compte les aspects fonctionnels. C'est à partir de « l'habitat templet » qu'a été développée la démarche dite des « traits biologiques ».

L'habitat n'est pas un concept statique. C'est l'ensemble des milieux dont une espèce a besoin pour accomplir son cycle biologique. Pour le poisson par exemple, l'habitat est l'ensemble des milieux nécessaires à sa reproduction, à la croissance des juvéniles, à l'alimentation, au repos (voir conclusions du programme habits-poissons). Dans cette même veine, on peut mentionner l'ensemble des réflexions qui ont eu lieu sur les notions d'**hétérogénéité des habitats** et les notions de **connectivité**.

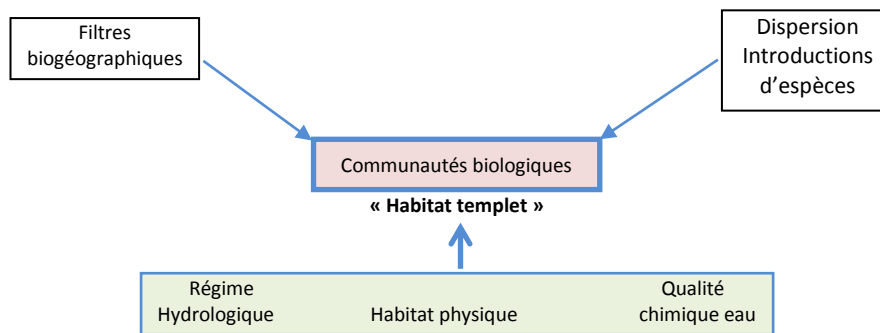


Figure 2 : notion d'Habitat Templet

Les concepts de filtres biogéographiques sont également issus des notions d'habitat. Selon le principe développé par Tonn, 1990, l'assemblage d'espèces dans un bassin hydrographique est un sous ensemble d'assemblages existant à des échelles géographiques supérieures. Cet assemblage reflète l'histoire géologique et climatique du bassin, et les caractéristiques de l'habitat dans le bassin vont sélectionner le pool d'espèces locales. Les notions d'habitat et de traits biologiques sont partiellement prises en compte dans la construction de l'indice poissons.

De nombreux concepts écologiques au cours des dernières décennies s'appuient sur le principe selon lequel l'habitat structure les communautés. Ce sont les caractéristiques de l'habitat qui sont affectées par les activités humaines. Ce sont ces mêmes caractéristiques sur lesquelles on peut agir pour faire évoluer l'écosystème dans le sens souhaité. On ne peut pas agir sur les espèces....

C. BIBLIOGRAPHIE

- Boulton A.J., 1999. An overview of river health assessment : philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology*, 41: 469-479
- Karr J. & Dudley D.R., 1981. Ecological perspective on Water Quality Goals. *Environmental Management*, 5(1): 55-68
- Rapport D.J., Costanza R. & McMichael A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *TREE*, &" : 397-402.
- Rapport, 1989
- Southwood T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies ? *Journal of Animal Ecology* 46:337-365
- Tonn W.M., Magnuson J.J., Rask M., Toivonen J., 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. *Am Nat* 136:345-375

V. LE BON ETAT ECOLOGIQUE VU, PAR LA SOCIETE, AU TRAVERS D'INDICATEURS EN SEINE, LOIRE ET GIRONDE

Tableau 1 : Les indicateurs de l'état écologique d'un estuaire

Indicateurs	SEINE	LOIRE	GIRONDE
Eléments négatifs	Poissons morts, hydrocarbures, déchets flottants, PCB	Polluants, anoxie, eau turbide	Cadmium, pyralène (PCB), métaux lourds, hydrocarbures, plastiques, macro déchets, poissons morts
Eléments sociaux	Paysages, baignade, bâti et patrimoine culturel	Paysages, pêche	Viticulture, pêche, surf, activités ludiques, tourisme
Animaux	anguille, avocette, butor étoilé, râle des genêts	anguille, civelle, lamproie, alose, Ibis, Râle des Genets	Anguille, crabe, saumon, crevette, alose, esturgeon, huitre, canard, cigogne
Végétaux	Orchidées, roseaux, nymphéas, mauvaise herbe	Lentille, jussie, roselière, angélique des estuaires	Maïs, vigne
Milieux	Vasières, marais, zones humides, connexions des milieux	Zone humide, marais, vasière, nourricerie, bouchon vaseux	Bouchon vaseux, marais, « belle eau »
Autres	bactéries, labels et classements, benthos	Benthos, vase, salinité, sédiments	AOC

Tableau 2 : Les contextes socio naturels caractéristiques de l'état écologique d'un estuaire

	SEINE	LOIRE	GIRONDE
Mesures de protection	PNR Boucles de la Seine Normande, Réserve naturelle de l'estuaire	PNR de Brière, Réserve naturelle du Lac de Grand-Lieu	Conservatoire du littoral (1990), Parc naturel de l'estuaire (2005), Pôle nature Terre d'oiseaux
Plans d'aménagements	SCOT CODAH et CREA Grand Paris Axe Seine Plan Seine	1971 : schéma directeur Echarpe Verte 2003 : Cœur d'Estuaire SCOT Petite planète	SMIDEST et SAGE
Incidents	Pollutions années 1970 Aménagement Port 2000 Conflits réserve naturelle Classement des boucles de la Seine	1970 : centrale thermique Cordemais 1976 : projet d'Ornano 1999-2002 : Erika, Prestige 2006-2008 : raffinerie de Donges	Fin 1970 : fermeture conchylicole rive G. 1980 : raffinerie SHELL et centrale nucléaire 2007 : Port Méthanier 2010 : interdiction pêche PCB
Communications	Maison du PNR Boucles de la Seine Normande Maison de l'estuaire 2008 : Parc EANA 2010 : Hangar H2O	1993 : voyages au centre de l'estuaire 1996 : ESTUARIUM 2007 : biennale d'art contemporain 2011 : Projet La cité de l'estuaire	Labels commerciaux Communication scientifique CEMAGREF et IFREMER

Tableau 3 : Perception des questions de référence, bon état et DCE pour les groupes sociaux des trois estuaires

Groupe enquêté	BON ÉTAT ECOLOGIQUE	REFERENCE	RELATION AU CADRE REGLEMENTAIRE
Scientifiques, spécialistes	Écologie de fonctionnalités	absente	Danger des indicateurs et seuils de la DCE
Associations naturalistes, écologistes	Espèce emblématique	Nature sanctuaire	Jeu européen avec natura 2000, Grenelle média
Industrie, économie	Vernis vert empreinte lourde	Choix économique	Contrainte peur du gel
Usagers	Nature près de chez soi	Tradition, usages	Complot, les autres

VI. LE ZOOPLANCTON PEUT-IL ETRE UTILISE COMME INDICATEUR DE LA QUALITE DES EAUX ESTUARIENNES ? - SYNTHÈSE DE L'ENQUÊTE -

- Résumé exécutif -

Auteurs : Souissi S. et Devreker D. - Université des Sciences et Technologies de Lille, CNRS UMR 8013 ELICO - Station Marine de Wimereux, Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences, UMR 8187

A. CONTEXTE / INTRO

Dans le cadre de la DCE, le zooplancton n'a pas été considéré comme élément de qualité des masses d'eau de transition. Parmi les compartiments biologiques considérés par la DCE pour les estuaires se trouvent le phytoplancton. Un indicateur de qualité relatif au phytoplancton communs aux masses de transition et côtières a été développé. Néanmoins, sa pertinence a été remise en cause dans les masses de transition très turbides des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Ceci est à l'origine de la réflexion menée dans le projet BEEST en vue de proposer d'autres indicateurs de qualité complémentaires et en l'occurrence un indicateur basé sur le zooplancton.

Pour cela, un panel assez diversifié de scientifiques a répondu à une enquête. Vingt deux participants représentant un total de **13 nationalités** en Europe, Amérique du Nord et Asie ont ainsi répondu à des questions ciblées. La plupart sont familiers avec l'écologie du zooplancton et des écosystèmes estuariens mais beaucoup ne semblent pas ou peu connaître le fonctionnement et la philosophie de la DCE du fait de l'internationalité des participants (spécialement pour les hors Europe pour qui la connaissance moyenne baisse à 1,86 contre 3,5).

B. INTERET DU SUIVI

Le zooplancton, en vue de sa place centrale dans le réseau trophique, doit être utilisé en tant qu'indicateur du bon fonctionnement trophique de l'environnement et non pas de la qualité de l'eau. Pour la majorité des scientifiques interrogés (95%), le zooplancton a le potentiel pour devenir un très bon **bioindicateur du bon fonctionnement du réseau trophique estuarien** en raison de sa forte abondance et de son rôle clef dans le réseau trophique estuarien. En effet, il n'est pas utile de le développer comme un simple indicateur de la 'qualité' des eaux puisque certains paramètres comme l'oxygène ou la présence de polluant permettent d'ores et déjà de le faire.

Sa non utilisation en milieu estuarien dans le cadre de la DCE résulte principalement du **manque de consensus scientifique** autour de l'utilisation du zooplancton comme indicateur, ainsi que du **manque de connaissances et de spécialistes** (2 causes liées l'une à l'autre). Pourtant le zooplancton est le principal compartiment pouvant faire le lien entre la production primaire (dont il intègre la dynamique et les flux de matière *via* son régime alimentaire) et le compartiment prédateur (entre autre les poissons) dans la masse d'eau. Grâce au zooplancton, il est donc possible de suivre le chemin de la matière organique à travers le réseau trophique (régulation bottom-up et top-down). De plus, le zooplancton a un taux de reproduction ainsi qu'un renouvellement des générations assez rapides ce qui lui permet de répondre rapidement aux variations de l'environnement. Ceci fait donc de lui un **bon outil de surveillance**. La réponse du zooplancton aux variations inhabituelles de l'environnement est aussi moins masquée par les variations naturelles et temporelles que celle du benthos car il est inféodé aux masses d'eau de salinité donnée. Ceci implique qu'il est capable de supporter les grandes variations naturelles des conditions du milieu. Finalement **les communautés sont aussi très semblables d'un estuaire à un autre** ce qui faciliterait le développement d'indicateurs standardisés à l'échelle nationale (Gironde, Loire, Seine), voir européenne (Escaut, Elbe, Ems).

Dans un objectif de surveillance, on peut aussi ajouter que le zooplancton ne demande **pas de matériel lourd et cher** pour être échantillonné (filet, bouteille Niskin ou pompe) ni pour être identifié (une loupe binoculaire et du savoir-faire). Il est également relativement facile à identifier après une formation adéquate. L'utilisation du zooplancton comme indicateur du fonctionnement du réseau trophique a déjà montré son intérêt dans d'autres estuaires comme le San Fransisco (régulation de la prédation) ou la Baie de Chesapeake (fécondité relative).

C. PISTES DE TRAVAIL ET RECOMMANDATIONS

Pour la communauté scientifique, il semble nécessaire de développer un indicateur zooplanctonique à l'échelle de la communauté (90%) et préférentiellement sur **les espèces majoritaires** (*Eurytemora affinis*, *Acartia* sp. etc.) (55%) en suivant principalement **l'abondance, la biomasse et la diversité** de(s) l'espèce(s) concernée(s). L'échelle individuelle semble moins importante à développer (59%) même si elle se montre essentielle dans certains cas comme pour analyser finement les interactions entre l'environnement et les paramètres du cycle de vie des organismes. Le développement de ces indicateurs nécessitera (1) le suivi **des paramètres environnementaux** de base tels la salinité, la température, les sels nutritifs, la turbidité, l'oxygène dissous (saturation et concentration) et le pH ainsi que (2) **des facteurs biologiques** liés par le réseau trophique tels que le phytoplancton (chlorophylle et niveau spécifique) et les espèces zooplanctonivores (poissons, gélatineux, zooplancton carnivore, etc.).

La majorité des participants à l'enquête (91%) semble intéressée pour former un **réseau de spécialistes**, ce qui sera essentiel au bon développement de tels indicateurs (l'une des raisons de sa non utilisation étant le manque de consensus). La majorité d'entre eux semble prêts à s'impliquer activement dans ce réseau par l'échange de données ou d'analyses de données (*via* la signature de conventions) voir à la mise à disposition de consultants.

Le **développement de ces indicateurs** et de leur **standardisation** nécessite maintenant d'accroître nos **connaissances** sur l'écologie du zooplancton en milieu estuarien, réduites par rapport à celles acquises sur le phytoplancton et les poissons si l'on se réfère aux nombres de publications scientifiques dans ces domaines (Kimmel D, pers. comm.). Ceci montre encore la nécessité de former un réseau international de spécialistes pour regrouper la somme des connaissances et des savoir-faire dans un même objectif (le nombre de spécialistes en France reste encore assez faible). En outre, les stratégies et protocoles décrits dans la littérature scientifique sont très variés d'un estuaire à l'autre. Ils doivent pourtant être impérativement uniformisés pour pouvoir produire des indicateurs biologiques inter-comparables entre les estuaires. **Une uniformisation des protocoles ne veut pas dire que les stratégies d'échantillonnage doivent être absolument identiques sur chaque estuaire** mais elles doivent être adaptées en fonction de leurs spécificités à partir d'un protocole de base, standard. Pour arriver à un tel consensus, il faudrait aboutir à une discussion entre les différents acteurs/spécialistes (notamment ceux allant sur le terrain) des différents estuaires dans un futur proche. Toutefois, ceci demandera de tester ces 'nouveaux protocoles' dans chaque estuaire ce qui engendre un certain coût budgétaire non négligeable.

Finalement, d'un point de vue opérationnel il est proposé que :

- i) La zone de gradient de salinité associée au bouchon vaseux doit être échantillonnée en adoptant une approche eulérienne (point fixe) appliquée dans au moins 2 sites (aval – amont) pour quantifier avec précision le stock des principales espèces planctoniques dans cette zone.
- ii) Au niveau de la population, nous devons estimer l'abondance totale, la structure de la population mais également sa biomasse. Ceci peut se faire en utilisant l'approche morphologique (soit en effectuant des mesures manuelles) ou bien en utilisant un appareil de type 'compteur optique du zooplancton' après calibration (mesures semi-automatiques).
- iii) Estimer le potentiel de production des principales espèces de copépodes estuariens à travers leur fécondité par exemple. Cet indice est facile à appliquer pour une espèce qui porte un sac d'œufs (i.e., *Eurytemora*) mais nécessite des incubations in situ et/ou en laboratoire pour des espèces à ponte libre (i.e. *Acartia*, *Temora*).
- iv) Au niveau de l'eau douce, il est important de caractériser la diversité des communautés zooplanctoniques puisque celle-ci est plus importante que dans la zone du gradient de salinité.

L'intégralité des travaux ainsi que les différentes recommandations sont détaillées dans le rapport :

Souissi, S., Devreker, D., 2010. Le zooplancton peut-il être utilisé comme indicateur de la qualité des eaux estuariennes ? - Synthèse de l'enquête. Rapport Projet BEEST, 103p.

VII. CARTOGRAPHIE DU MICROPHYTOBENTHOS DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE PAR TELEDETECTION VISIBLE INFRA-ROUGE

- Résumé exécutif -

Auteurs : Astrid Lerouxel¹, Elodie Blandin¹, Philippe Rosa¹, Patrick Launeau², Yves Rincé¹, Laurent Barillé¹

¹ Laboratoire Mer Molécules Santé, UPREA EA 2160, Université de Nantes, ² Laboratoire de Planétologie et Géodynamique, UMR 6112, Université de Nantes

A. PRINCIPAUX RESULTATS

Les peuplements de diatomées benthiques de l'estuaire de la Loire et de la Gironde ont été cartographiés à marée basse par télédétection satellitale, par l'analyse d'images multispectrales SPOT. Les capteurs embarqués sur les satellites SPOT enregistrent le rayonnement électromagnétique réfléchi dans 3 canaux, XS1 (500-590 nm), XS2 (610-680 nm) et XS3 (780-890 nm), correspondant respectivement à des longueurs d'onde dans le vert, le rouge et le proche infra-rouge. Une série d'indices de végétation a été testée, certains incorporant des corrections limitant l'effet du substrat sous-jacent sur les indices spectraux. L'indice de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a été retenu et appliqué aux images. Cet indice, calculé à partir de 2 canaux du satellite SPOT, $NDVI = (XS3 - XS2) / (XS3 + XS2)$, mesure la différence entre l'absorption du rayonnement vers 675 nm liée à la présence de chlorophylle *a* et la réflexion des structures végétales dans le proche infrarouge vers 750 nm. Sur les images, le microphytobenthos est mis en évidence par des valeurs de NDVI comprises entre 0 et 0,3. Les valeurs négatives correspondent à de l'eau, tandis qu'au delà de 0,3, l'indice détecte les angiospermes du schorre. Dans l'estuaire de la Loire, l'analyse d'images d'archives de 1991 à 2009 a permis d'étudier l'évolution historique de la distribution spatiale du microphytobenthos. Il est systématiquement présent sur toutes les images dans les secteurs polyhalin et mésohalin, occupant plus de 90% de la surface de certaines vasières. Pour la Gironde, il est également présent dans les deux secteurs, mais colonise des surfaces réduites. Une seule image a cependant été analysée. La distribution spatiale des peuplements de Loire est liée à la position sur l'estran: ils se développent essentiellement en haut d'estran entre + 3 et + 5 m par rapport au zéro des cartes marines, pour des zones intertidales soumises à un marnage de l'ordre de 6 m. Des échantillonnages de terrain ont révélé que ce microphytobenthos était principalement composé de diatomées, 40 espèces ayant été recensées, dont une abondante sur chaque site de prélèvement : *Navicula phyllepta*. Les peuplements sont cependant caractérisés par une diversité spécifique réduite, en comparaison des zones côtières adjacentes. Ce travail a permis de souligner l'importance des surfaces colonisées par le microphytobenthos dans un écosystème estuarien, et la possibilité de mettre en évidence ces peuplements par l'application d'un indice de végétation robuste, notamment vis-à-vis des variations du substrat sous-jacent. Un indice de colonisation par niveau bathymétrique a été proposé qui apporte une information complémentaire sur les modalités de colonisation de l'estran. Les techniques de télédétection multispectrales peuvent donc apporter des informations pertinentes pour décrire la distribution spatio-temporelle de ce compartiment benthique. La comparaison inter-estuaire semble prometteuse à l'échelle nationale, comme à l'échelle européenne, et des comparaisons avec l'estuaire du Tage au Portugal sont en cours. Cependant, il faudrait pouvoir disposer d'un plus grand nombre d'images sans passer par la procédure de projet de recherche ISIS du CNES, comme ce fût le cas pour ce travail. Cette technologie est limitée pour l'instant par la fréquence d'acquisition des images qui ne permettent pas d'analyser les variations saisonnières à macroéchelle, mais le lancement dans un futur proche de capteurs multispectraux avec des capacités de dépointage augmentées devrait améliorer cette situation. L'utilisation de capteurs utilisés en océanographie physique peut être envisagé. La tentative de calibration des images multispectrales en biomasse ($mg\ Chl\ a.\ m^{-2}$) n'a pas aboutie pour l'instant et des investigations complémentaires sont nécessaires, faisant appel à de futures campagnes hyperspectrales aéroportées. La haute résolution spectrale peut également permettre une cartographie des principales classes composant le microphytobenthos (diatomées, euglènes, cyanobactéries..) comme l'a démontré le récent travail de thèse de Kazémipour (2011). Une perspective importante de ce travail

consisterait à décrire et quantifier le rôle du microphytobenthos dans le réseau trophique et vérifier si comme dans l'estuaire de l'Escault, ce compartiment structure les communautés de dépositores de surface. L'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote peut également permettre de préciser sa contribution, via l'analyse de la signature isotopique des tissus des consommateurs primaires et secondaires. Dans les baies côtières, cette contribution semble très dépendante du fonctionnement de l'écosystème considéré, variant d'essentielle à marginale pour certains groupes trophiques comme les suspensivores. Il serait ainsi pertinent d'appliquer cette méthode aux principaux organismes représentant la diversité des groupes trophiques des vasières, afin d'obtenir des premiers éléments d'analyse. Les travaux récents révélant sa consommation directe par les oiseaux limicoles ne font que renforcer l'idée qu'il s'agit d'un compartiment à considérer avec attention pour la compréhension du fonctionnement des écosystèmes estuariens. Cette approche isotopique pourrait aussi permettre de mieux conceptualiser la structure du réseau trophique, dans l'optique de la modélisation de son fonctionnement. La mise en place d'un modèle du fonctionnement de l'écosystème estuarien, quelle que soit l'approche retenue, nécessitera l'obtention de cartes de distribution spatiales du microphytobenthos calibrées en biomasse, puis ultérieurement en production.

B. VALORISATION

Ce travail a fait l'objet d'une communication orale lors du colloque international organisé à Québec (Canada) en septembre 2010 et d'un rapport de Master 2.

- Barillé L., Blandin E., Lerouxel A., Rosa P., Rincé Y., 2010. Analyse de la distribution spatio-temporelle des peuplements de diatomées benthiques de l'estuaire de la Loire par télédétection satellitale. 29^{ème} colloque de l'association des diatomistes de langues française (ADLAF), Québec (Canada).
- Blandin E., 2010. Cartographie du microphytobenthos de l'estuaire de la Loire par télédétection visible infra-rouge. Université de Nantes Master 2 STUE, mention Cartographie et Bioproduction des écosystèmes, 41 p. + annexes.

C. MISE EN PLACE DE MOYENS HUMAINS ET MATERIELS

- Recrutement d'un ingénieur de recherche en CDD de 4 mois pour le traitement des images satellitales et l'analyse des données spectroradiométriques de terrain (Astrid Lerouxel).
- Stagiaire de Master 2 Sciences de la vie et de la Terre, parcours Cartographie et Bioproduction des Ecosystèmes de l'Université de Nantes (Elodie Blandin).
- Acquisition d'images satellitales SPOT suite à la soumission d'un projet de recherche auprès de SPOT-image dans le cadre du programme ISIS.

D. PERSPECTIVES

Ce travail va se poursuivre dans le cadre de la thèse d'Ismaël Benyoucef (bourse MRT obtenue dans le cadre du Pole Mer et Littoral de l'Université de Nantes) encadrée en collaboration par les laboratoires Mer Molécules et Santé et Planétologie et Géodynamique et qui a démarré en octobre 2010.

L'objectif de cette thèse consistera à étudier les variations spatio-temporelles des peuplements du microphytobenthos de l'estuaire de la Loire par des mesures de terrain et à appliquer la technique de télédétection hyperspectrale pour cartographier les principaux peuplements et estimer leur biomasse. Cette approche reposera sur les images hyperspectrales acquises dans le cadre du CPER GEOPAL de la région des Pays de la Loire. L'acquisition des images et la logistique aéroportée est confiée à la société Actimar qui mettra en œuvre le spectromètre imageur Hypspx du Laboratoire de Planétologie et Géodynamique de l'Université de Nantes.

VIII. CARTOGRAPHIER LES FONCTIONNALITES POUR SPATIALISER LE POTENTIEL ECOLOGIQUE – MISE EN PLACE D’UN OUTIL SIG ‘HABITATS FONCTIONNELS’ SUR LES ESTUAIRES DE LA SEINE, LA LOIRE ET LA GIRONDE

- Résumé exécutif -

Auteur : J. Lobry – Cemagref de Bordeaux

A. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE LA DEMARCHE SIG HABITATS FONCTIONNELS

1. UN ESTUAIRE, DES HABITATS

Les biens et services rendus par les estuaires à la société classent ces écosystèmes parmi les plus productifs de la planète (McHugh 1967, Whittaker 1975, Costanza et al. 1997). En particulier, la productivité et la richesse biologique de ces milieux sont liées à la capacité de leur mosaïque d’habitats à assurer des fonctions essentielles aux cycles biologiques des espèces qui les fréquentent.

Différents rôles écologiques vis-à-vis de ces espèces sont associés aux estuaires en général –et aux grands estuaires comme ceux de la Seine, la Loire et la Gironde en particulier. Pour l’ichtyofaune, ils sont essentiellement de trois ordres : ils constituent une zone de nourricerie et d’alimentation et une voie migratoire (Elliott & Hemingway 2002). L’estuaire peut parfois aussi servir d’aire de ponte. Les zones estuariennes constituent aussi des zones majeures pour l’hivernage et les haltes migratoires de dizaines de milliers d’oiseaux. Ainsi, selon les espèces, les estuaires sont associés à une ou plusieurs fonctions biologiques qui peuvent être réalisées dans un même habitat ou dans des habitats différents.

2. VERS UNE APPROCHE SPATIALISÉE ET FONCTIONNELLE

A l’échelle locale, les problématiques d’aménagement sont mécaniquement spatialisées (pertes d’habitats, restauration, mesures compensatoires...). Dans ce contexte, les enjeux environnementaux doivent nécessairement être appréhendés spatialement. Aussi, la compréhension et la caractérisation des enjeux environnementaux passent inévitablement par une meilleure connaissance du rôle écologique des habitats estuariens. En d’autres termes, il apparaît qu’une gestion efficace et pertinente des problématiques environnementales des grands estuaires doit pouvoir disposer d’éléments objectifs sur les fonctionnalités écologiques associées aux différents habitats. Ces connaissances doivent être mobilisables de manière à pouvoir évaluer l’impact d’aménagements locaux ou d’actions localisées sur les fonctions écologiques associées non seulement aux sites et aux habitats concernés mais à l’ensemble de l’estuaire.

3. UN SIG ‘HABITATS FONCTIONNELS’ DE L’ESTUAIRE DE LA LOIRE

En 2006, dans le cadre de son programme de restauration du fonctionnement hydrosédimentaire de l’estuaire, le GIP Loire Estuaire (GIPLÉ) a initié une démarche qui a abouti à l’élaboration d’un SIG dit ‘SIG Habitat Fonctionnels’ (SIG-HF) destiné à cartographier les fonctionnalités écologiques majeures associées à la mosaïque d’habitats de la partie aval de l’estuaire de la Loire (pour plus de détails, voir la plaquette en annexe, GIP Loire Estuaire (2009), dont le texte ci-après reprend de larges extraits).

Il a été mobilisé sur le plan opérationnel comme un outil d’aide à l’évaluation des effets environnementaux que peut engendrer une modification des habitats estuariens dans différents contextes : aménagements, programme de restauration, changements climatiques, évolutions morphologiques à long terme, changements dans les usages et les pratiques, notamment agricoles...

4. OBJECTIFS DANS LE CADRE DE BEEST

Le GIP Seine-Aval et le Cemagref ont souhaité initier sur la Seine et la Gironde une démarche similaire à celle du GIPLÉ. Dans le cadre du projet ‘BEEST’, les 3 organismes ont débuté une collaboration pour mener à bien ces démarches entreprises à divers degrés sur les 3 estuaires. Dans ce contexte, il a été décidé de discuter autour

des outils et des méthodes et de partager des connaissances techniques, scientifiques et méthodologiques. Le projet SIG-HF de BEEST s'est ainsi fixé plusieurs grands objectifs :

- Favoriser le développement d'outils comparables sur les 3 grands estuaires
- Définir les grands axes méthodologiques pour la construction / l'évolution des outils
- Effectuer les premières comparaisons entre les estuaires
- Discuter les apports d'une telle démarche dans le cadre de la caractérisation du Potentiel Ecologique des estuaires

B. LE SIG-HF : AVANT TOUT UN MODELE ECOLOGIQUE

L'objectif du SIG-HF consiste à cartographier les fonctions écologiques associées aux habitats des estuaires sur lesquels il est développé. Cet objectif repose sur la capacité à modéliser et cartographier la distribution des principales espèces faunistiques dans le milieu et à caractériser leur utilisation des habitats i.e. les fonctions écologiques associées (ex. nourricerie, alimentation, reproduction, corridor migratoire pour les poissons, halte migratoire, hivernage pour les oiseaux...). Plus qu'un simple système d'informations géographiques, le SIG-HF est un véritable modèle écologique qui repose sur l'articulation d'une double démarche géomatique et écologique.

Il s'agit donc, (1) d'une part, de mettre en place des outils de cartographie basés sur des données pertinentes du milieu et, (2) d'autre part, de développer une méthode simple, robuste et reproductible de modélisation écologique des habitats fonctionnels i.e. des habitats utilisés par les espèces considérées dans l'outil pour réaliser une fonction particulière.

Etant entendu que la caractérisation de l'utilisation des habitats par la faune aquatique relevait d'un problème méthodologique complexe, il a été convenu de procéder en 2 étapes : (1) cartographier la distribution des espèces d'intérêt dans l'estuaire et (2) préciser ensuite l'utilisation des différents espaces par l'espèce en question i.e. le rôle écologique des habitats considérés pour l'espèce. En première approche, il a ainsi été convenu, par exemple, que la présence de tous les juvéniles de poissons marins dans les estuaires seraient associée à un rôle de nourricerie des habitats estuariens regroupant sans distinction des notions de refuge, de croissance privilégiée et d'alimentation.

Les réflexions du Groupe de Travail SIG-HF de BEEST ont mis en avant trois grandes catégories de méthodes permettant d'appréhender les relations entre facteurs d'habitats et présence des espèces.

Le dire d'experts : c'est la méthode adoptée dans l'approche développée sur la Loire. Dans cette approche, une équipe pluridisciplinaire de scientifiques a évalué les fonctions écologiques pour chaque habitat de l'estuaire ou patch d'habitats vis-à-vis d'une faune sélectionnée. Pour cela ils ont mobilisé les données les plus pertinentes possibles de même que leurs connaissances du milieu estuarien en général et de la Loire en particulier. Ce « modèle » a l'avantage de synthétiser de nombreuses informations et connaissances mais la démarche est difficilement reproductible à chaque mobilisation de l'outil ou à chaque mise à jour.

Les modèles statistiques : c'est une méthode couramment utilisée dans le cadre de la modélisation d'habitats (Austin 2002, Guisan et al. 2002, ICES 2008). A partir d'une description corrélative des associations observées entre facteurs environnementaux et espèces, les modèles statistiques construits permettent d'interpoler la présence/absence des espèces en calculant des probabilités de présence et/ou des indices d'abondance en chaque point de l'estuaire connaissant la valeur des facteurs d'habitats en ces points. Les modèles obtenus sont d'autant plus robustes que les données d'observations sur lesquels ils sont basés sont nombreuses, homogènes et fiables. Ainsi par exemple, cette méthode ne peut être appliquée dans tous les cas d'espèces et en particulier aux espèces les moins fréquentes. Par ailleurs, l'utilisation de ce type d'approche en dehors de la stricte interpolation de données peut être discutée (Kearney 2006). Néanmoins pour les cas les plus pertinents, les résultats de cette approche peuvent être comparés avec ceux obtenus avec d'autres méthodes. En particulier, ils offrent une synthèse quantitative des « habitats observés » d'une espèce.

La synthèse bibliographique des préférences d'habitats : c'est la méthode privilégiée dans la construction des outils SIG-HF sur la Seine et la Gironde. Il s'agit, au moyen d'une synthèse bibliographique la plus large possible

de déterminer les préférences des espèces d'intérêt pour les principaux facteurs d'habitats (et notamment ceux que l'on peut cartographier dans le cadre du SIG). Dans le cadre du développement de l'outil SIG-HF sur la Loire et la Seine, des fiches espèces reprenant les principaux éléments de bibliographie sur les préférences des espèces d'intérêts pour les principaux facteurs d'habitats ont été construites. Des seuils de tolérance physiologiques et des valeurs de préférences écologiques ont été définis.

Outre les aspects techniques sur lesquels elles diffèrent fondamentalement, les 3 méthodes ne définissent pas exactement le même type d'habitat. Dans les deux premiers cas, le modèle repose sur une observation donc l'habitat défini sur la base de ces méthodes est plutôt un habitat réalisé ou observé ou encore potentiellement réalisé. Dans le troisième cas, les habitats déterminés à partir de connaissances plus théoriques sont qualifiés d'habitats potentiels.

Finalement, sur le plan technique, l'outil SIG-HF tel qu'il est construit sur la Seine et la Gironde est ainsi la combinaison d'un SIG et d'une base de données relationnelle dans laquelle sont intégrées les connaissances sur les préférences écologiques des espèces d'intérêt vis-à-vis des variables de l'environnement qui définissent leur habitat fonctionnel (Figure 1). Un tableau de préférences d'habitats pour chaque espèce, chaque stade écologique (adulte ou juvénile) et chaque fonction considérée (nourricerie, reproduction...) est renseigné à partir des fiches espèces. Les préférences ainsi déterminées sont donc des préférences théoriques.

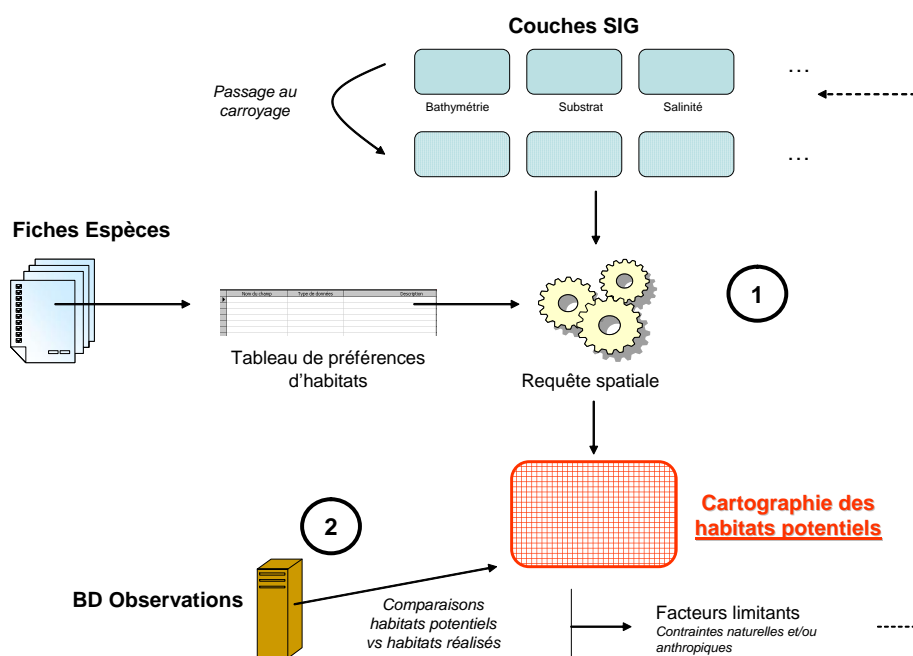


Figure 1. Schéma conceptuel présentant la démarche de mise en place du SIG-HF. Etape 1 : Modélisation et cartographie des habitats potentiels. Etape 2 : Comparaisons habitats potentiels vs habitats réalisés à partir des données d'observation. (d'après les travaux GIP Loire Estuaire et du GIP Seine-Aval)

Une simple requête spatiale permet ensuite de cartographier l'utilisation de l'estuaire par ces espèces ou ces stades écologiques.

Dans un second temps, dans un processus de validation, ces habitats potentiels sont comparés aux données d'observations issues des différentes campagnes scientifiques ou inventaires techniques qui ont permis de recueillir des données sur l'estuaire des estuaires. Ces données nous renseignent sur les habitats réalisés par les espèces. La différence entre habitats potentiels et habitats observés permet (1) de valider le modèle écologique utilisé et donc les préférences écologiques retenues et (2) d'appréhender l'existence d'autres facteurs influant (sources de dérangements, conditions hydrologiques exceptionnelles...).

C. VERS UN CHANGEMENT DE PARADIGME ?

Le SIG-HF est, en premier lieu, un outil de synthèse des connaissances et de réflexion. Il permet d'abord d'établir un bilan des connaissances (et des manques de connaissances) sur l'écologie des principales espèces

de l'estuaire mais aussi sur nos capacités à décrire le milieu en terme de données géomatiques (couches SIG...) et hydrologiques (modèle hydro). Ces connaissances, parfois fragmentées et éparses (par type de milieux, par espèce ou par groupe faunistique), sont ainsi compilées dans le SIG pour approcher de façon spatialisée les fonctionnalités écologiques de l'estuaire. En ceci, le SIG-HF est un outil pertinent d'aide à l'évaluation des effets environnementaux que peuvent engendrer des modifications des habitats estuariens qu'elles soient dues à des aménagements, à des évolutions morphologiques à long terme, au changement climatique ou à des changements dans les usages et les pratiques, notamment agricoles.

Mais, par delà les aspects techniques et les modèles écologiques sous-jacents, le SIG-HF est avant tout un outil de travail qui met au cœur des discussions scientifiques et opérationnelles la question de la fonctionnalité écologique des habitats et donc, par là, focalise sur 2 points critiques de la DCE : la prise en compte des aspects fonctionnels plutôt que structurels et une appréhension explicite de l'espace.

L'apport des méthodes SIG aux concepts écologiques (fonctionnalité, potentialité, relations habitats-espèces...) mise en avant permet d'appréhender de manière pragmatique, opérationnelle et scientifiquement pertinente les enjeux environnementaux au sein de chaque estuaire et ainsi de mieux articuler les échanges sur les enjeux économiques et environnementaux et donc, plus largement sur le potentiel écologique.

Ce changement de paradigme conduit à envisager de nouveaux indicateurs, spatialisés et fonctionnels, qui pourraient être développés à l'échelle de chaque estuaire. Ces indicateurs, et plus largement l'approche SIG-HF, sont à la convergence des considérations sur les aspects hydro-morpho-sédimentaires des estuaires et leur lien avec le fonctionnement écologique des systèmes (cf. volet indicateurs HMS de BEEST) et des considérations sur la nécessité d'adopter une vision fonctionnelle explicite du bon état / bon potentiel écologique des estuaires (cf. chapitre idoine du présent rapport).

Il apparaît ainsi clairement que la démarche est pertinente et prometteuse. Alliant un déterminisme opérationnel certain avec la recherche d'une rigueur et d'une précision scientifique tant dans les concepts que dans les méthodes, elle sera d'autant plus pertinente que sera mis en œuvre un processus de validation efficace. Les contours précis de ce processus restent à déterminer.

Par ailleurs, une des perspectives de cette approche réside dans son couplage avec d'autres modèles écologiques. Une première expérience, tentée sur la Loire en associant les résultats d'un modèle trophique et ceux issus du SIG-HF, a permis de déterminer les contours de ce qui a été nommé à cette occasion des 'habitats-clés' sur le plan trophique (cf. rapport de stage de M2 de Lise Lebailleur). Ce type de démarche doit être poursuivie et améliorée, en construisant par exemple des modèles trophiques plus adaptés à leur spatialisation.

D. BIBLIOGRAPHIE

- Austin MP (2002) Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157:101-118
- Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260
- Elliott M, Hemingway K (eds) (2002) *Fishes in Estuaries*, Vol. Blackwells, London
- GIP Loire Estuaire (2009) *Mosaïque d'habitats de l'estuaire de la Loire - Approche spatialisée des fonctionnalités écologiques*. GIP Loire Estuaire
- Guisan A, Edwards TC, Hastie T (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89-100
- ICES (2008) Report of the ICES/GLOBEC Working Group on Life Cycle and Ecology of Small Pelagic Fish (WGLESP). By Correspondence
- Kearney M (2006) Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* 115:186-191
- McHugh JL (1967) Estuarine nekton, *Estuaries*. In: Lauff GH (ed) *Publication of the American Association for the Advancement of Science* 83, Minneapolis, p 581-620
- Whittaker RH (1975) *Communities and ecosystems*. MacMillan, New York, USA

IX. SCÉNARIOS DE CONTENTIEUX SUR L'APPLICATION DE LA DCE DANS UN CONTEXTE ESTUARIEN - COMMENT LA DCE MODIFIE L'EXPERTISE EN CAS DE CONTENTIEUX ?

Auteur : Gabrielle Bouleau – Cemagref de Montpellier

A. INTRODUCTION

Comment les controverses sur l'expertise estuarienne et la DCE pourraient être mobilisées dans le futur en cas de conflit d'usage ? Les scénarios construits illustrent les connaissances et les limites de l'expertise actuelle face aux enjeux possibles de demain. Ils ont pour objectif de placer les discussions sur le bon fonctionnement des estuaires dans le contexte du jugement futur de la conformité à la DCE.

Cet exercice reste une construction intellectuelle et ne constitue pas une prévision. En matière de procès l'interprétation dépend de chaque cas. L'objectif de la démarche n'est pas de dire comment la directive sera interprétée dans le futur mais de montrer qu'il reste des zones d'ombre sur cette application et qu'il peut être intéressant d'envisager plusieurs interprétations possibles.

Les trois scénarios ont été construits sur des cas crédibles.

B. CAS D'UN CONTENTIEUX SUITE À UNE MARÉE NOIRE

Ce scénario invente les suites d'un accident pétrolier dans un estuaire en 2021. L'accident serait provoqué par la collision de deux navires due à un dysfonctionnement du système de balisage. Il entraînerait le déversement immédiat de 15 000 tonnes d'un pétrole contenant peu d'éléments légers (difficile à enflammer). L'intervention des navettes de pompage serait rendue impossible suite à des opérations de maintenance. Nous imaginons qu'un fort coefficient de marée rendrait les barrages impossibles. Le préfet et le CEDRE pourraient recourir à la technique de dispersion. Le pétrole ainsi fractionné se retrouverait en suspension et s'adsorberait sur les sédiments constituant le bouchon vaseux. Il serait ensuite disséminé par la force du courant et des marées. La dispersion s'utilise généralement au large des côtes ou des zones écologiquement sensibles, et sur des secteurs présentant des conditions de dilution suffisante (agitation, profondeur) ce qui n'est pas toujours le cas dans un estuaire. Cependant, en raison du manque de moyens disponibles, et pour éviter toute inaction, le préfet pourrait considérer cette solution comme la plus pertinente. Ceci affecterait les milieux et pourrait conduire en 2027 à la condamnation de l'Etat pour non atteinte de l'objectif de bon potentiel. Nous explorons les arguments d'une telle condamnation et à travers cette hypothèse quels nouveaux arguments la DCE (et notamment l'art. 23) offrirait à l'Etat pour se retourner contre l'armateur (dont on imagine que le bateau était ancien, mal entretenu et à simple cuve).

1. DIFFÉREND SUR LES SANCTIONS DOMESTIQUES

On imagine que dans un premier temps, la pollution entraînerait une interdiction de pêche qui conduirait les pêcheurs à saisir la cour de justice européenne contre l'Etat pour dégradation des masses d'eau. L'Etat pourrait être attaqué au motif qu'il n'a pas prévu de sanctions suffisamment dissuasives vis à vis des porte-conteneurs pour éviter la circulation de navire simple coque. L'article de l'article 23 de la DCE stipule en effet que « les États membres déterminent le régime des sanctions applicables aux violations des dispositions nationales prises en application de la présente directive ». Ceci signifie que les Etats doivent prévoir des sanctions à l'égard des acteurs qui sur le territoire domestique seraient en infraction avec le SDAGE ou toute autre législation prise en application de la DCE.

Selon la législation maritime française en matière de transport pétrolier, le navire aurait dû être équipé d'une double coque et non d'une simple. L'Etat pourrait argumenter que cette réglementation n'a pas été prise en application de la DCE. Mais on pourrait lui reprocher de ne pas avoir révisé cette législation avec des sanctions

plus sévères pour garantir l'atteinte des objectifs. L'article 23 précise que « ces sanctions doivent être effectives, proportionnées et dissuasives ».

Est-ce que cette demande de proportionnalité des sanctions domestiques pourrait justifier une législation prévoyant le **remboursement des coûts correspondants aux mesures** pour atteindre le bon potentiel rendues inutiles dans le cas où celui-ci ne serait pas atteint ?

2. DIFFÉREND SUR LE CARACTÈRE PRÉVISIBLE DE L'ACCIDENT

L'Etat pourrait argumenter que la détérioration de l'état des masses d'eau est temporaire et due à des un accident qui ne pouvait être "raisonnablement prévu" (article 4.6 de la DCE) et qu'à ce titre cette détérioration ne constitue pas une infraction aux exigences de la DCE. Mais la commission européenne pourrait juger que les conditions à remplir pour faire valoir cet article n'ont pas été réunies : application de toutes les mesures faisables pour prévenir une nouvelle dégradation, programmation de nouvelles mesures dans l'éventualité d'un nouvel accident, indicateur permettant de déclarer ces accidents, mise à jour du SDAGE.

Par ailleurs, le caractère non prévisible de cet accident pourrait être discuté. Dans la mesure où il y a déjà eu plusieurs marées noires sur le littoral atlantique français, il est difficile de parler d'accidents qui n'auraient pu être raisonnablement prévus.

3. DIFFÉREND SUR L'ÉTAT INITIAL ET L'INDICATEUR ZOOPLANCTON

Ce premier contentieux pourrait donner lieu à une condamnation pour non atteinte du bon potentiel écologique sur une masse d'eau estuarienne et éventuellement une seconde si les mesures prises pour prévenir d'autres pollutions de ce type sont jugées insuffisantes (éventuellement une seconde marée noire et une condamnation pour manquement sur manquement) assortie de pénalités. Dans un tel cas, l'Etat pourrait s'en remettre au Tribunal de Grande Instance (TGI) pour attaquer en justice l'armateur du premier navire pétrolier.

L'Etat pourrait argumenter que la non atteinte du bon potentiel écologique est due à la pollution aux hydrocarbures dont la responsabilité incombe à l'armateur. Mais l'armateur pourrait faire valoir que la qualité initiale de l'eau était déjà mauvaise avant l'accident. On imagine alors dans ce scénario que l'Etat français aurait caractérisé la masse d'eau concernée (avant marée noire) par un état moyen sur la base d'un taux de zooplancton et une population de poissons élevée (paramètres que le projet BEEST considère comme prometteurs pour définir le bon potentiel). Cependant dans un cas de contentieux, l'armateur pourrait se défendre en avançant que le zooplancton n'est pas un paramètre retenu dans l'annexe 5 de la DCE. A moins que l'Etat français ait obtenu une modification de la directive d'ici là, le procès aurait à trancher sur la pertinence de cet indicateur pour des eaux turbides.

Les experts français ayant travaillé au projet BEEST pourraient argumenter que le phytoplancton fait partie des éléments de qualité biologique nécessaire à prendre en compte pour établir l'état écologique des masses d'eau de surface (côtière, transition, rivières et lacs). Cependant, dans les masses d'eau où la turbidité est trop importante pour permettre une production primaire (limitation de la pénétration de la lumière due à la turbidité), l'élément phytoplancton a été jugé non pertinent car les observations ne reflètent pas correctement les possibles effets de la présence des sels nutritifs (N, P) et il est donc rare de pouvoir constater les effets de l'eutrophisation mis en évidence par l'élément phytoplancton. L'utilisation du zooplancton se justifie davantage en raison de l'importance de ce compartiment dans le fonctionnement du réseau trophique des estuaires turbides en particulier.

Cependant fonder la caractérisation de l'état initial sur le zooplancton a aussi ses faiblesses. La population zooplanctonique subit l'influence de différents paramètres environnementaux et récupère vite d'épisode de pollutions. Si l'armateur pouvait prouver que des températures hivernales clémentes avaient été enregistrées préalablement à l'état initial et que les hivers précédant la marée noire des épisodes plus froids avaient eu lieu, il pourrait avancer que les faibles densités observées après marée noire sont davantage dues à la météo qu'à la pollution. On sait que l'espèce choisie pour l'indicateur zooplancton (*Eurytemora affinis*) est sensible à une exposition à des composés organiques, qui induit notamment des modifications dans le comportement

natatoire (direction et vitesse de déplacement) qui pourrait entraîner des perturbations dans les rencontres entre mâles et femelles lors de l'accouplement et par conséquent avoir des répercussions sur le renouvellement de la population. Mais la rémanence de l'effet de la pollution sur les populations est faible. Une étude sur la Loire a montré 12 mois après la pollution, qu'il n'y avait plus rien de visible sur les peuplements.

Les mêmes incertitudes pèsent sur la population piscicole dont la chute pourrait en partie s'expliquer par la faible densité en zooplancton envisagée ci dessus.

4. CONCLUSIONS DES INCERTITUDES SOULEVÉES PAR L'EXERCICE PROSPECTIF

Est-ce que ce **type de pollution menace l'atteinte du bon potentiel** ? Est-ce que les études sur la résilience du zooplancton (dont la biomasse se régénère chaque année) ne vont pas plutôt dans le sens d'un faible impact à long terme des pollutions ?

En cas de contentieux pour non atteinte du bon potentiel, la Commission Européenne pourrait-elle s'appuyer sur le fait que l'accident était "**raisonnablement prévisible**" (art. 4.6 DCE) et que l'Etat français n'avait pas mis en place des **sanctions dissuasives à l'égard des armateurs** ?

Est-ce qu'en absence de sanctions prévues par la législation française, l'Etat peut demander à l'armateur le **remboursement des coûts correspondants aux mesures** pour atteindre le bon potentiel (qui n'est pas atteint) ? Est-ce que la loi française pourrait **prévoir de telles sanctions** couvrant le coût des investissements rendus inutiles ?

Est-ce que pour imputer la responsabilité de la non atteinte du bon potentiel à cette pollution, l'Etat français pourrait s'appuyer sur un **indicateur non DCE comme le zooplancton**, sachant que les autres indicateurs (notamment le phytoplancton) sont jugés comme peu pertinents par BEEST pour parler du fonctionnement d'un estuaire ? Est-ce qu'un impact significatif sur le zooplancton l'année de la marée noire pourrait être retenu contre l'armateur si le zooplancton retrouve ensuite une valeur correcte ? Dispose-t-on d'assez de recul sur cet indicateur pour faire la part entre le naturel et l'anthropique ?

Est-ce que les indices DCE tels que le microphytoplancton ou l'indice poisson seraient davantage pris en considération pour juger de la responsabilité du pollueur ? Cette question est celle de la valeur juridique d'un indicateur en situation de controverse sur la notion de bon état.

C. CAS D'UN CONTENTIEUX LIÉ AU DÉVELOPPEMENT D'UNE INFRASTRUCTURE PORTUAIRE SUR UNE ZONE HUMIDE

Dans ce scénario, on imagine qu'un port pourrait souhaiter se développer et améliorer sa desserte au travers de nouvelles infrastructures. L'emprise de ces infrastructures couvrirait une zone humide incluant une partie répertoriée dans le dispositif Natura 2000. Nous explorons les conséquences d'un procès initié par une association de protection des oiseaux pour non respect de la DCE en raison de la dégradation de la zone humide.

On imagine que ce projet serait inscrit dans des politiques publiques contractuelles et planificatrices d'aménagement du territoire mais que ses impacts seraient mentionnés dans le SDAGE comme susceptibles de compromettre les objectifs du SDAGE.

Dans ce contexte, il serait possible que l'association attaque l'Etat français sur ce projet pour non respect de la DCE en raison de la dégradation de la zone humide. Le différend porterait sur la masse d'eau en relation avec la zone humide menacée par le projet et devant atteindre un bon potentiel écologique en 2027. La DCE et Natura 2000 étant étroitement liés (considérant (8) de la DCE), l'association pourrait attaquer le projet sur le texte de la DCE en lien avec les directives européennes « Habitat » et Oiseaux ». Elle pourrait argumenter que le projet provoquerait la dégradation de cette zone et, par conséquent, la dégradation des conditions de vie des oiseaux qui y nichent. Les arguments pouvant être avancés par l'association sont présentés ci-après, ainsi que les

contre-arguments qui pourraient être donnés par l'État en défense. Plusieurs thèmes nous préoccupent : la notion de masse d'eau et les coûts disproportionnés au sens de la DCE, le programme de mesures et enfin la présence d'espèces protégées par la directive « Oiseaux ».

1. DIFFÉREND SUR LA NOTION DE MASSE D'EAU

Selon la manière dont la masse d'eau aura été délimitée, elle pourrait comprendre à la fois l'estuaire et des canaux existants. Les zones humides entre estuaire et canaux sont constituées de différents milieux dont des vasières, des roselières, des prairies humides mais aussi des mares et des fossés d'eau douce. Si ces zones humides ont été exclues de la délimitation de la masse d'eau, l'association pourrait questionner cette discontinuité.

En effet, au sens de la DCE, ces milieux constituent des « eaux de transition » (Article 2.6) : « masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce ». Selon les sources d'alimentation en eau de la zone humide on pourrait montrer que leur existence dépend à la fois de l'estuaire (marée) et d'eaux douces (nappes phréatiques, sources) sur la zone.

La définition d'une masse d'eau de surface est la suivante dans la DCE : « une partie distincte et significative des eaux de surface telles qu'un lac, un réservoir, une rivière, un fleuve ou un canal, une partie de rivière, de fleuve ou de canal, une eau de transition ou une portion d'eaux côtières » (Article 2.10). Ainsi, une « eau de transition » peut faire partie d'une « masse d'eau ». Une zone humide peut donc être incluse dans la délimitation d'une masse d'eau. La France pourrait être critiquée si sa délimitation des masses d'eau exclut des zones humides étant donné la proximité et les interactions.

L'Etat pourrait se défendre en mentionnant l'annexe II.1.1, selon laquelle les États membres ont autorisé pour déterminer l'emplacement et les limites des masses d'eau de surface. La France a retenu le système B pour la caractérisation des masses d'eau. Dans ce système, la dimension est un facteur à prendre en compte. Or, la DCE définit les masses d'eau comme « une partie distincte et significative des eaux de surface ». Si la zone humide considérée n'a pas une dimension significative, elle peut être exclue de la classification en masse d'eau. Le litige ne porterait alors plus sur ce qu'il est convenu d'appeler une masse d'eau.

Dans son préambule, la DCE se réfère à une communication du 29 mai 1995 de la Commission Européenne au Parlement Européen et au Conseil qui reconnaît les fonctions importantes exercées par les zones humides pour la protection des ressources en eau (préambule 8). Dans son article 1 premier alinéa, la DCE a pour objectif de prévenir la dégradation, préserver et améliorer l'état des zones humides qui dépendent directement des écosystèmes aquatiques (Article 1.a). Les zones humides sont spécifiquement citées. Il s'agit dès lors de déterminer si la zone humide litigieuse dépend de la masse d'eau et si cette dépendance est directe ou non. D'autres savoirs que ceux développés dans BEEST pourraient être mobilisés pour caractériser cette dépendance y compris le rôle de la zone humide sur la masse d'eau (épuration, dénitrification).

Le fonctionnement hydraulique de chaque zone humide reste mal connu. Si le SIG habitats fonctionnels développé dans BEEST permet d'identifier des habitats potentiels, il demande toujours une confirmation par expertise localisée pour constater l'effectivité ou non de l'utilisation de ces habitats par des espèces. D'autres obstacles peuvent exister empêchant les espèces d'effectuer tout leur cycle sur la zone.

2. DIFFÉREND SUR LES « COÛTS DISPROPORTIONNÉS » ET L'OPTION ENVIRONNEMENTALE MEILLEURE

Le différend pourrait aussi porter sur l'interprétation de l'article 4 de la DCE. Celui-ci explique, dans le paragraphe 5, les conditions sous lesquelles l'État peut revoir à la baisse ses objectifs environnementaux pour certaines masses d'eau spécifiques lorsque l'activité humaine est « telle que la réalisation de ces objectifs serait impossible ou d'un coût disproportionné ». Ces conditions pourraient motiver le projet de canal au détriment de la protection des patrimoines faunistique et floristique de la zone humide. Il faudrait pour cela que « les objectifs environnementaux moins stricts [soient] explicitement indiqués et motivés dans le plan de gestion de district hydrographique ».

L'association pourrait alors regarder si le projet est suffisamment motivé dans le SDAGE le projet est insuffisamment motivé et si l'Etat compare ce projet à d'autres alternatives. Si ce n'était pas le cas, l'État pourrait se dédouaner en mentionnant l'antériorité du SDAGE sur le projet ou sur les études des solutions alternatives. Cependant la disponibilité de nouvelles études pourrait motiver une révision du SDAGE, qui si elle n'était pas faite pourrait être source de contentieux.

L'Article 4 ajoute comme condition que « les besoins environnementaux et sociaux auxquels répond cette activité humaine ne peuvent être assurés par d'autres moyens constituant une option environnementale meilleure et dont le coût n'est pas disproportionné ». L'association pourrait alors avancer des solutions alternatives (utilisation de friches industrielles existantes mais nécessitant démantèlement et dépollution, autre site d'implantation plus en amont...) qui seraient plus coûteuses que le projet dans la zone humide mais moins impactantes en plaidant que ce surcoût ne serait pas disproportionné. L'expertise porterait alors sur (1) l'évaluation des besoins du projet et sur les bénéfices attendus de chaque option (heures économisées du fait de l'aménagement, taux de remplissage, ...) et (2) les impacts environnementaux de chaque option incluant les mesures compensatoires envisagées.

3. DIFFÉREND SUR LE PROGRAMME DE MESURES

Le programme de mesures de chaque bassin prévoit des mesures sur les masses d'eau mais aussi parfois sur les zones humides. Ces mesures sont réputées être un ensemble le plus efficace au moindre coût pour atteindre les objectifs environnementaux. Si des mesures de conservation des zones humides ont été inscrites dans le programme de mesure du district concerné par le projet, l'association pourrait pointer la contradiction entre ces mesures nécessaires et optimales et le projet qui du coup constituerait un obstacle à l'atteinte des objectifs de la DCE.

4. DIFFÉREND SUR L'IMPORTANCE ENVIRONNEMENTALE DE LA ZONE HUMIDE

L'association pourrait avancer que la DCE défend la conservation des zones humides (considérant 8) et fait en cela écho au dispositif européen Natura 2000. Des aménagements à répétition sur les estuaires ont déjà perturbé les fonctionnalités des zones humides estuariennes en modifiant la circulation de l'eau ou la circulation des animaux (ex : batraciens) et en entraînant la disparition irréversible d'espèces patrimoniales. Au titre de la DCE et de Natura 2000, l'association pourrait dénoncer le projet comme destructeur de zone humide et perturbateur des espèces donc contraire aux objectifs du DOCOB Natura 2000.

Le contenu de ce DOCOB pourrait donner des arguments à l'association si il est précisé que les espèces d'intérêt patrimonial sont dépendantes du maintien du caractère humide et inondable de la zone grâce aux circulations hydrauliques. Certains DOCOB recommandent plus que le maintien mais également une diversification des habitats tandis que le projet pourrait contribuer à homogénéiser les milieux.

Enfin, l'association pourrait faire valoir que l'emprise du projet hors du zonage Natura 2000 nuierait à l'attractivité du site vis à vis de l'avifaune migratrice. Les DOCOB indiquent parfois que les zones en dehors de la ZPS concourent au maintien des espèces présentes à l'intérieur et qu'à partir d'un certain seuil, la réduction et le morcellement de ces zones pourraient devenir préjudiciable à la capacité d'accueil du site Natura 2000. En outre l'aménagement pourrait provoquer des perturbations (bruit, dérangement des oiseaux) et obstacle à la circulation des espèces.

5. CONCLUSIONS DES INCERTITUDES SOULEVÉES PAR L'EXERCICE PROSPECTIF

Le procès imaginé révèle les incertitudes suivantes :

Est-ce que d'autres pays ont inclus des zones humides dans leurs découpages de masses d'eau ? Comment juge-t-on de la dépendance d'une zone humide vis à vis de l'estuaire ? Connait-on suffisamment le fonctionnement des zones humides pour les préserver ?

Dans quelle mesure l'Etat peut **revoir à la baisse des objectifs environnementaux ? Comment seront jugés les « coûts disproportionnés »**. De quelle expertise dispose-t-on pour justifier économiquement et socialement le SDAGE et ses modifications éventuelles pour des projets ?

Le programme de mesures est-il opposable à l'Etat français ?

A quelle condition la **compensation** d'une zone humide par une autre serait-elle jugée conforme à la DCE ? Cette compensation doit-elle se faire au sein de la même masse d'eau ou bien peut-elle se faire d'un estuaire à un autre ? Aurait-on pu mettre plusieurs estuaires dans la même masse d'eau ?

D. CONTENTIEUX EN CAS DE REMONTÉE DU BOUCHON VASEUX SUR UNE MASSE D'EAU EN BON ÉTAT CHIMIQUE

Ce scénario porte sur un estuaire décomposé en plusieurs masses d'eau amené à connaître des modifications hydrologiques importantes : plus de prélèvements en amont, moins de précipitations, plus de chenalisation. Dans ce contexte, on imagine que la salinité et le bouchon vaseux remonteraient en amont affectant une masse d'eau qui n'avait pas été caractérisée initialement par une salinité et une turbidité importante et dont la colonne d'eau contenait peu de polluants. Les modifications physico-chimiques pourraient alors être dénoncées pour leurs **conséquences chimiques sur la colonne d'eau** du fait de la rétention des polluants (notamment le cadmium) par le bouchon vaseux.

On imagine que les modifications morpho-hydrologiques pourrait amener l'Etat à **revoir les débits minimum** autorisés par le SDAGE dans le fleuve amont pour tenir compte du moindre besoin de dilution de stations d'épuration plus efficaces et de prélèvements pour irrigation, eau potable et refroidissement des industries plus élevés. On se place dans un scénario où l'offre en eau l'été diminue de manière climatique et qu'elle n'est pas compensée par des réservoirs (faible popularité des projets de barrages). Cela aurait pour effet d'accroître l'envasement de l'estuaire et l'engraissement du bouchon vaseux qui remonterait plus tôt en saison et plus en amont, constituant une barrière pour les poissons migrateurs (obstruction des branchies, déficits en oxygène, ...). Une association de protection de la nature pourrait faire procès devant la cour de justice européenne contre l'Etat français pour non respect de la directive cadre européenne sur l'eau sur la masse d'eau amont au motif que le bon état chimique n'a pas été atteint.

1. DIFFÉREND SUR L'ÉTAT DE RÉFÉRENCE CHIMIQUE

Rappelons que le bon état est défini par la DCE comme (1) le bon état chimique et (2) le bon état écologique ou bon potentiel. Le bon état écologique ou bon potentiel sont définis par rapport à l'état de référence fondé sur des conditions hydromorphologiques (débit, chenalisation, ...) et physico-chimiques (température, salinité, turbidité, ...) supportant le très bon état. Dans ce scénario, on s'intéresse à **la turbidité** mais non pas comme paramètre physico-chimique support du bon potentiel ou bon état écologique, mais en tant que témoin de particules fines sur lesquelles s'adsorbent des polluants qui se retrouvent dans la colonne d'eau et qui affectent ainsi **l'état chimique**.

Les indicateurs d'état chimique de référence des estuaires n'ont pas encore été intercalibrés au niveau européen. On imagine que l'intercalibration pourrait conduire à définir l'état de référence chimique par le bruit de fond lié à la présence d'un certain nombre de molécules et de métaux du fait du lessivage naturel des sols dans le bassin versant, la "signature naturelle" du bassin versant. L'association de protection de la nature (en absence d'une telle caractérisation par l'Etat) pourrait évaluer ce bruit de fond sans tenir compte du bouchon vaseux en considérant que le bouchon vaseux n'était jamais présent dans la masse d'eau amont au moment de la caractérisation en 2004. Comment l'Etat pourrait-il argumenter qu'une masse d'eau amont distinguée du reste de l'estuaire du fait de sa faible turbidité et salinité ait un état chimique de référence qui tienne compte du bouchon vaseux ? Il est probable qu'il serait plus facile d'argumenter sur une mauvaise délimitation des masses d'eau.

2. DIFFÉREND SUR LA RÉVISION DU DÉBIT MINIMAL DANS LE SDAGE

Confronté à des débits en diminution l'Etat pourrait revoir le SDAGE pour autoriser des débits minimum en étiage (débits réservés, DOE, ...) plus faibles. Cette décision pourrait être attaquée au motif qu'elle ne permet plus d'assurer un débit suffisant pour éviter la remontée du bouchon vaseux en étiage. Si elles existent,

l'association pourrait s'appuyer sur des études caractérisant les situations de crises d'anoxie liée au bouchon vaseux.

3. DIFFÉREND SUR LE PROGRAMME DE MESURE

Comme dans le cas du contentieux lié au développement d'une infrastructure portuaire sur une zone humide, les mesures prévues dans le programme de mesure pourraient être utilisées par les plaignants dans le cas de leur non-réalisation. Ainsi si un projet de barrage permettant d'assurer un débit d'étiage plus élevé n'a pas été réalisé, alors que le projet était inscrit dans le PdM, la cour de justice pourrait considérer que tout n'a pas été mis en oeuvre pour atteindre les objectifs environnementaux. Il en est de même pour toutes les actions visant à diminuer les prélèvements.

A l'inverse l'Etat pourrait être sanctionné pour ne pas avoir pris les mesures les plus efficaces au moindre coût dans le programme de mesure permettant de sauvegarder l'état chimique de la masse d'eau amont telles que :

- la diminution des prélèvements d'eau en amont (pour limiter la progression amont du bouchon)
- la limitation de la chenalisation (pour ne pas accélérer la progression amont du bouchon)
- l'interdiction de rejet des sédiments de dragage dans l'estuaire ou à proximité des derniers si tel était le cas (qui diminuerait l'apport de sédiments fins)
- la diminution des rejets toxiques qui contaminent le bouchon vaseux

4. CONCLUSIONS DES INCERTITUDES SOULEVÉES PAR L'EXERCICE PROSPECTIF

Le procès révèle les incertitudes suivantes :

Quelle part de pollution du bouchon vaseux correspond à la "signature naturelle" du bassin ? En cas de remontée d'un bouchon vaseux, l'Etat peut-il revoir son découpage des masses d'eau ?

Les pollutions héritées déclassent l'état chimique des masses d'eau. Peut-on les étendre aux masses d'eau qui risquent d'être contaminées avec la remontée du bouchon vaseux ?

Est-ce que l'Etat pourrait être condamné pour dégradation de l'état physico-chimique soutenant le bon potentiel ou le bon état écologique ? Comme la teneur en oxygène diminue avec le changement climatique et la salinité augmente. Est-ce que l'Etat devrait revoir les débits d'étiage en conséquence pour assurer un débit plus grand dans l'estuaire permettant de compenser l'effet de l'augmentation de température sur la teneur en oxygène ?