

Année 2013

Développements d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires pour l'application de la Directive Cadre Eau dans les eaux de transition estuariennes

Phase 1 :

Eléments de proposition en vue d'une conceptualisation des indicateurs

Pierre Le Hir (IFREMER/Centre de Bretagne/Unité DYNECO)

avec la contribution d'Aldo Sottolichio (Laboratoire EPOC, Université de Bordeaux 1) et de Valérie Foussard (Université de Rouen)

et le soutien du groupe de travail "HMS-estuaire", animé par V. Foussard (Université de Rouen), et constitué de (par ordre alphabétique) : Anne-Laure Barillé (Biolittoral), Hugues Blanchet (U. Bordeaux), Olivier Brivois (BRGM), Philippe Fera (AELB), Robert LAFITE (U. Rouen), Melina Lamouroux (AEAG), Mario Lepage (IRSTEA), Sandric Lesourd (U. Caen), Stéphanie Pedron (AESN), Aldo Sottolichio (U. Bordeaux)

Septembre 2014

• AUTEURS

Pierre Le Hir (IFREMER/Brest), pierre.le.hir@ifremer.fr

avec la contribution **d'Aldo Sottolichio** (Laboratoire EPOC, Université de Bordeaux 1) et de **Valérie Foussard** (Université de Rouen)

et le soutien du groupe de travail "HMS-estuariers", animé par V. Foussard (Université de Rouen), et constitué de (par ordre alphabétique) : **Anne-Laure Barillé** (Biolittoral), **Hugues Blanchet** (U. Bordeaux), **Olivier Brivois** (BRGM), **Philippe Fera** (AELB), **Robert LAFITE** (U. Rouen), **Melina Lamouroux** (AEAG), **Mario Lepage** (IRSTEA), **Sandric Lesourd** (U. Caen), **Stéphanie Pedron** (AESN), **Aldo Sottolichio** (U. Bordeaux)

• CORRESPONDANTS

Onema : **Marie-Claude XIMÉNÈS**, coordinatrice DCE eaux littorales, marie-claude.ximenes@onema.fr

Ifremer : **Laurence MIOSSEC**, coordinatrice DCE (IFREMER/Nantes), laurence.miossec@ifremer.fr

Droits d'usage :

Niveau géographique :

Couverture géographique : plateau continental de Manche-Atlantique (incluant les masses d'eau marines DCE et les 3 sous-régions DCSMM)

Niveau de lecture :

• RESUME

Le travail s'attache à rechercher ce que pourraient être des indicateurs pertinents du bon état écologique des zones de transition estuariennes en termes d'hydromorphologie. Il est rappelé que les indicateurs en vue du classement en très bon état portent sur le degré d'altération anthropogénique (importance des perturbations), tandis que ceux considérés pour le classement en bon état ou en état moyen portent sur un conditionnement hydromorphologique compatible avec l'état écologique de qualité correspondante. Dans la lignée des travaux initiés par le groupe de travail *ad hoc* du projet LITEAU BEEST, ce sont ces critères de bon fonctionnement hydromorphologique en vue d'un bon état écologique qui sont ici développés. Les paramètres et descripteurs à considérer sont tout d'abord revus, pour éliminer ou atténuer certaines incohérences de définition dans le texte de la directive. Ainsi il est proposé de remplacer le terme d'hydromorphologie par celui d'hydromorphosédimentologie (HMS) en conservant l'esprit de la DCE.

Poursuivant le travail du groupe BEEST-hydromorpho qui avait identifié les indicateurs HMS ayant une influence directe sur les communautés biologiques, mais constatant aussi que selon les espèces considérées les niches favorables (biotopes) peuvent prendre des valeurs très contrastées, des hypothèses de qualité de paramètres HMS a priori requises pour favoriser un bon état écologique en estuaire ont fait l'objet de postulats. Un certain nombre de caractéristiques représentatives de milieux estuariens et favorables à leur biodiversité sont identifiées, et les indicateurs proposés visent à les maintenir ou ne pas les dégrader. Il s'agit en particulier :

- de préserver des gradients hydrologiques progressifs (extension des salinités intermédiaires), se traduisant par une valeur minimale de la densité de probabilité des salinités
- de ne pas accentuer l'occurrence de conditions de stratification
- d'entretenir la connectivité amont/aval en assurant une continuité des sections, des courants, des sédiments
- d'assurer une diversité des courants (et parallèlement de la nature des sédiments) en chaque section de l'estuaire, d'aval en amont, formulée à l'aide d'une densité de probabilité minimale dans une gamme de vitesses (typiquement $0.1 - 1 \text{ m.s}^{-1}$)
- de distribuer des secteurs abrités le long des rives de l'estuaire, se traduisant par une sinuosité minimale pour chaque élément de longueur adimensionné par rapport à la largeur locale de l'estuaire
- de préserver les zones intertidales qui sont déterminantes pour la diversité fonctionnelle des estuaires : une largeur minimale en chaque section est proposée, basée sur la corrélation observée sur les estuaires naturels entre le carré du rapport des hauteurs à pleine mer et à basse mer d'une part, et le rapport des sections à pleine mer et à basse mer d'autre part (Dronkers, 1998) ; un indicateur de pente locale maximale est aussi envisagé.

Après une présentation et une discussion de ces hypothèses de travail devant un comité d'experts mixte (scientifiques de disciplines différentes, responsables thématiques de l'ONEMA et des agences de l'eau...) constitué dans le cadre de la présente action et réuni deux fois, des formulations d'indicateurs sont proposées. La phase 2 du projet doit permettre de tester d'une part la capacité de les évaluer, si possible sans mise en œuvre d'outils sophistiqués, et d'autre part la pertinence des résultats par comparaison aux dires d'experts sur certains exemples bien documentés.

• MOTS CLES (THEMATIQUES ET GEOGRAPHIQUES)

Directive Cadre Eau (DCE), éléments de qualité, indicateurs, hydromorphologie, hydro-morphosédimentologie, surfaces intertidales, sinuosité, continuité écologique, biodiversité, bon état écologique.

SOMMAIRE

1 Introduction	p.4
1.1 L'hydromorphologie dans la DCE	p.4
1.2 Les paramètres hydromorphologiques DCE dans d'autres contextes	p.5
1.2.1 Expériences autres pays membres	p.5
1.2.2 Stratégie pour les eaux côtières en France	p.8
1.2.3 Stratégie pour les eaux fluviales en France	p.9
1.2.4 Synthèse sur ces stratégies appliquées aux paramètres hydromorphologie pour la DCE	p.11
1.3 Les conclusions issues du projet LITEAU BEEST	p.12
1.4 Structuration de la démarche	p.13
2 Principes de la recherche d'indicateurs hydromorphosédimentaires en vue du bon état écologique	p.14
2.1 Révision des éléments de qualité DCE relatifs à l'hydromorphologie	p.14
2.2 Relations entre pressions anthropiques et perturbations hydromorphosédimentaires	15
2.3 Des postulats qualitatifs sur les tendances favorables à la biologie	p.16
2.4 Etat de référence et perturbation d'ordre hydromorphosédimentaire	p.17
3 Indicateurs de l'élément de qualité morphologie	p.19
3.1 Evolutions longitudinales des sections	p.19
3.2 Hypsométrie	p.23
3.3 Zones intertidales	p.27
3.4 Sinuosité rivulaire	p.29
3.5 Schorre et prairies humides	p.30
3.6 Synthèse opérationnelle	p.32
4 Indicateurs de l'élément de qualité hydrodynamique	p.35
4.1 Distribution des courants de marée	p.35
4.2 Vagues	p.37
4.3 Synthèse opérationnelle	p.38

5 Indicateurs de l'élément de qualité hydrologie	p.40
5.1 Distribution des salinités	p.40
5.2 Stratifications	p.43
5.3 Synthèse opérationnelle	p.44
6 Indicateurs de l'élément de qualité sédiment	p.45
6.1 Couverture sédimentaire	p.45
6.2 Turbidité	p.46
7 Conclusion	p.48
8 Références bibliographiques	p.49

1 Introduction

La Directive Cadre "Eau" (Directive 2000/60/CE, DCE) est une directive européenne adoptée le 23 octobre 2000 qui établit un cadre pour une politique globale communautaire dans le domaine de l'eau. Elle vise à prévenir et réduire la pollution de l'eau, promouvoir son utilisation durable, protéger l'environnement, améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et atténuer les effets des inondations et des sécheresses. L'objectif est d'atteindre à court terme un bon état général tant pour les eaux souterraines que pour les eaux de surface, qui comprennent les rivières, les lacs, les eaux de transition et les eaux côtières.

Les eaux de transition sont définies par la DCE comme des "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". Dans la suite de cette étude, nous nous intéressons principalement aux masses d'eau estuariennes, même si parfois certaines notions peuvent être appliquées aux zones lagunaires généralement classées en eaux de transition.

L'état des masses d'eau est évalué à partir d'un ensemble d'éléments de qualité biologiques, physicochimiques, hydro-morphologiques et chimiques.

1.1 L'hydromorphologie dans la DCE

Selon l'annexe V de la Directive [22.12.2000 FR Journal officiel des Communautés européennes L 327/35], l'hydromorphologie des masses d'eaux côtières et de transition est représentée par deux «éléments de qualité» : le "régime des marées" et les "conditions morphologiques". Ces éléments de qualité sont décrits par des paramètres hydromorphologiques que l'on considère susceptibles de soutenir les paramètres biologiques. Il s'agit :

- pour les conditions morphologiques :

 - des variations de la profondeur,

 - de la quantité, structure et substrat du lit

 - de la structure de la zone intertidale

- pour le régime des marées :

 - du débit d'eau douce

 - de l'exposition aux vagues¹

Comme le rappellent Vinchon et Delattre (2009), ces éléments très généraux ont fait l'objet de définitions plus détaillées dans le guide d'application n° 7 "Monitoring under the Water Framework Directive" [European Working group 2.7-Coast (2004)]. Le terme de descripteur est alors utilisé pour lister les éléments qui décrivent le paramètre et peuvent être suivis dans leur évolution (observés, mesurés, calculés, modélisés). Concernant les eaux de transition, le guide d'application précise :

¹ Curieusement, cet élément de qualité n'est pas repris pour la description du très bon état, alors qu'il l'est pour les eaux côtières, laissant suspecter une erreur dans le texte de la DCE. De la même façon, il est très étonnant que la notion de courant dominant apparaisse pour les eaux côtières mais pas pour les eaux de transition

Élément de qualité DCE	Paramètre DCE (annexe V)	Descripteurs proposés dans le « guide d'application n° 7 » Guide d'application n° 7 Annexe 5
Conditions morphologiques	Variation de la profondeur	Forme du bassin
	Quantité, structure et substrat du lit	Taille des grains, Contenu en matière organique
	Structure de la zone intertidale	Couverture végétale Typologie végétale
Régime des marées	Débit d'eau douce	Flux d'eau douce Echange d'eau avec la mer Temps de résidence de l'eau
	Exposition aux vagues	Variables météorologiques Hauteur de vague, fetch, vagues de tempête

La définition générale du très bon état écologique des eaux de surface prévoit "pas ou très peu d'altérations anthropogéniques des valeurs des éléments de qualité physico-chimiques et hydromorphologiques applicables au type de masse d'eau de surface par rapport aux valeurs normalement associées à ce type dans des conditions non perturbées". Les conditions hydromorphologiques sont donc déterminantes pour la qualification du très bon état des masses d'eau. Par contraste, le bon état ou l'état moyen sont déterminés à partir des valeurs des éléments de qualité biologique, selon leur niveau de distorsion résultant de l'activité humaine.

Cette distinction se retrouve dans la caractérisation des éléments de qualité hydromorphologique, puisque le très bon état écologique est conditionné par des valeurs de ces éléments de qualité correspondant totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées, tandis que le bon état (resp. l'état moyen) exige que les conditions hydromorphologiques permettent que les éléments de qualité biologique atteignent les valeurs qui leur sont assignées pour le bon état écologique (resp. l'état moyen). Le très bon état en hydromorphologie repose donc directement sur une notion de perturbation d'origine anthropique, tandis que les autres classes d'état reposent sur l'effet des perturbations en termes de qualité biologiques.

1.2 les paramètres hydromorphologiques DCE dans d'autres contextes

1.2.1 Expériences d'autres pays membres

Une recherche exhaustive des stratégies mises en œuvre dans tous les pays membres de l'UE n'a pas été menée, et nous évoquons ci-après celles retenues par les Pays Bas et le Royaume Uni. Il semble que ces deux états adoptent la même stratégie pour les eaux côtières et les eaux de transition. Les lignes qui suivent sont donc largement inspirées de la description des stratégies utilisées pour les eaux côtières, décrites dans Vinchon et Delattre (2009).

Aux Pays-Bas, le travail est centré sur la description des paramètres hydro-morphologiques à considérer, tandis que le classement de l'état hydromorphologique repose exclusivement sur la notion d'altération par rapport à la situation naturelle. L'incidence des indicateurs hydromorphologiques sur l'écologie est rappelée (e.g. dépendance des fonctions de nurserie ou de nourricerie en fonction de l'amplitude de marée, importance des débits amont pour l'extension des dessalures ou l'apport de nutriments), mais sans quantification de ces impacts, puisque l'état hydromorphologique est qualifié selon l'écart à la situation naturelle. Ainsi, un manuel d'hydromorphologie a été réalisé, identifiant une douzaine de paramètres hydromorphologiques, rangés selon les éléments de qualité de la DCE :

	Élément de qualité	Sous éléments	Paramètres	Description
1	Régime tidal	Général	Amplitude de la marée	Différence entre la moyenne des hautes eaux et la moyennes des basses eaux
2		Apport eau douce	Volume d'eau douce alimentant la masse d'eau	Le volume entrant d'eau douce en m ³ par an et m ³ par marée.
3			« Ratio horizontal tide »	Le ratio entre le volume d'eau d'eau entrant à marée haute et le volume d'eau sortant (y compris l'eau douce) calculé pendant une marée
4		Vagues	Classe de climat de vagues	Mesure de l'impact des vagues en six classes, d'extrêmement exposé à très protégé
5		Direction principale des courants	Direction et vitesse des courants principaux	Direction et vitesse dominante du courant à marée haute et marée basse
6	Morphologie	Variation de profondeur	Courbe hypsométrique ou distribution de la profondeur	Courbe décrivant l'altitude du fond en relation avec la surface de la masse d'eau
7		Structure et substrat	Type de sol (naturel, artificiel)	La présence de sol naturel ou artificiel en pourcentage de la surface de la masse d'eau
8			Nature du substrat	La présence de différentes nature de sol (sable, argiles, limon) en pourcentage de la surface de la masse d'eau
9a		Structure de la zone tidale	Zone tidale : - Type de zone	La présence de différents type de zone intertidale en pourcentage le d'aire totale de la masse d'eau
9b			Zone tidale : - Durée d'assèchement (temps d'émersion)	Le pourcentage du temps pendant lequel la zone intertidale est sèche pendant un cycle de marée, en moyenne sur un an.
10			Type de berge / rivage	La présence de rivages ou berges artificielles en pourcentage de la longueur totale des rivages ou berges de la masse d'eau
11			Protection de la côte et des berges	La présence de protection côtière naturelle ou artificielle
12			Usage du sol sur la zone intertidale	La présence naturelle ou anthropique d'usage du sol sur la zone tidale, en pourcentage de la surface de la masse d'eau

Liste des paramètres hydromorphologiques envisagés aux Pays Bas (in Vinchon et Delattre, 2009).

Le Royaume Uni a initié les travaux sur l'application de la DCE en termes d'hydromorphologie, en s'appuyant sur un groupe d'expert (le "Technical Advisory Group", UK-TAG), qui a proposé un outil de gestion dénommé TraC MImAS (Transitional and Coastal Waters Morphological Impact Assessment System) destiné aussi bien aux eaux côtières qu'aux eaux de transition (par contraste avec un outil équivalent, River MImAS, développé pour les eaux fluviales). Le principe de l'approche TraC MImAS est d'évaluer quantitativement la dégradation de la "qualité" de la masse d'eau en fonction du type de pression et du type de masse d'eau concernée, et de rapporter cette dégradation à la "capacité" du système (la masse d'eau) à absorber les altérations morphologiques. Des "conditions morphologiques limites", exprimées en %age de capacité du système, sont définies telles qu'au-delà de leurs valeurs, les objectifs écologiques pourraient ne pas être atteints.

Pour chaque type de pression, une intensité d'impact est évaluée en fonction du type de masse d'eau, de la sensibilité écologique, de la sensibilité morphologique, de la probabilité d'impact morphologique et de son étendue, selon la formulation :

$$\begin{array}{ccccccc}
 \text{Impact Rating} & = & \text{Relevance} & \times & \text{Ecological Sensitivity} & \times & \text{Morphological Sensitivity} & \times & \text{Likelihood of Impact} & \times & \text{Zone of Impact} \\
 & & \text{Output from typology module} & & \text{Output from sensitivity module} & & \text{Output from sensitivity module} & & \text{Output from pressure module} & & \text{Output from pressure module}
 \end{array}$$

Il est intéressant de noter que la sensibilité écologique intervient, elle-même évaluée à dire d'expert selon le tableau ci-dessous (*In Vinchon et Delattre, 2009*), qui distingue les types de milieux.

Ecogeomorphic attribute	Transitional	Coastal-transitional		Coastal		
	Micro-macro	Lagoon	Sea Loch	Sheltered Sedimentary	Mod Exp- Exposed Sedimentary	Sheltered- Exposed Bedrock
Hydrodynamics						
Tidal Range	S	S	S	S	S	S
Currents	S	S	S	S	S	S
Freshwater Flow	S	S	S	S	S	S
Flushing/exchange	S	S	S	S	S	S
Salinity/mixing/stratification	S	S	S	S	S	S
Waves	S	S	S	S	S	S
Intertidal Zone						
Geometry						
Planform	HS	HS	HS	HS	HS	HS
Profile	S	S	S	S	S	S
Morphological features & substrate						
Nature and extent of coastal features	S	S	S	S	S	S
Natural sediment size range	S	S	S	S	S	S
Continuity and sediment supply						
Longitudinal sediment transport processes	S	S	S	S	S	S
Lateral sediment transport processes	S	S	S	S	S	S
Subtidal Zone						
Geometry						
Planform	HS	HS	HS	HS	HS	HS
Profile	S	S	S	S	S	S
Morphological features & substrate						
Nature and extent of coastal features	S	S	S	S	S	S
Natural sediment size range	S	S	S	S	S	S
Continuity and sediment supply						
Longitudinal sediment transport processes	S	S	S	S	S	S
Lateral sediment transport processes	S	S	S	S	S	S
Fish passage	S	S	S	S	S	S

Table 20 Summary of ecological sensitivity of defined channel type. S - Sensitive; HS - Highly Sensitive.

Finalement, la capacité utilisée de la masse d'eau est estimée en sommant les intensités d'impact de toutes les pressions croisées avec leurs empreintes respectives (typiquement la surface ou la longueur de chaque pression sur la masse d'eau), selon l'expression :

$$\text{Capacity Used (\%)} = \sum n \left(\frac{\text{Impact rating} \times \text{Footprint of morphological alteration}}{\text{Length/area of assessment unit}} \right) \times 100$$

où n est le nombre de pressions hydro-morphologiques identifiés à l'intérieur de la zone considérée.

Finalement, l'état hydromorphologique de la masse d'eau est considéré très bon lorsque la capacité du système est utilisée à moins de 5%, "bon" ou "moyenne" si elle est utilisée à 15% ou 30% respectivement, et enfin "pauvre" au-delà de 45%.

L'apparente complétude de l'outil est fragilisée par les multiples simplifications nécessaires, les approximations faites sur les impacts des pressions hydromorphologiques et sur la place très large réservée au dire d'expert.

Il est à noter que les approches des différents états membres ne sont pas véritablement abouties, et font encore l'objet d'évolutions.

1.2.2 Stratégie pour les eaux côtières en France

La stratégie française pour le classement des masses d'eau côtière en hydromorphologie a été confié par l'ONEMA au BRGM (Vinchon et Delattre, 2009). Elle distingue deux axes : d'une part, une méthodologie a été élaborée pour permettre l'identification des masses d'eau en très bon état hydro-morphologique, d'autre part une réflexion a été menée pour identifier les paramètres hydromorphologiques qui "soutiennent la qualité biologique", donc ceux qui sont à surveiller. Le classement hydro-morphologique en très bon état est basé sur l'identification des pressions anthropiques qui peuvent perturber les caractéristiques hydrodynamiques, morphologiques et sédimentaires des masses d'eau, et résulte de la démarche résumée dans la figure ci-dessous :

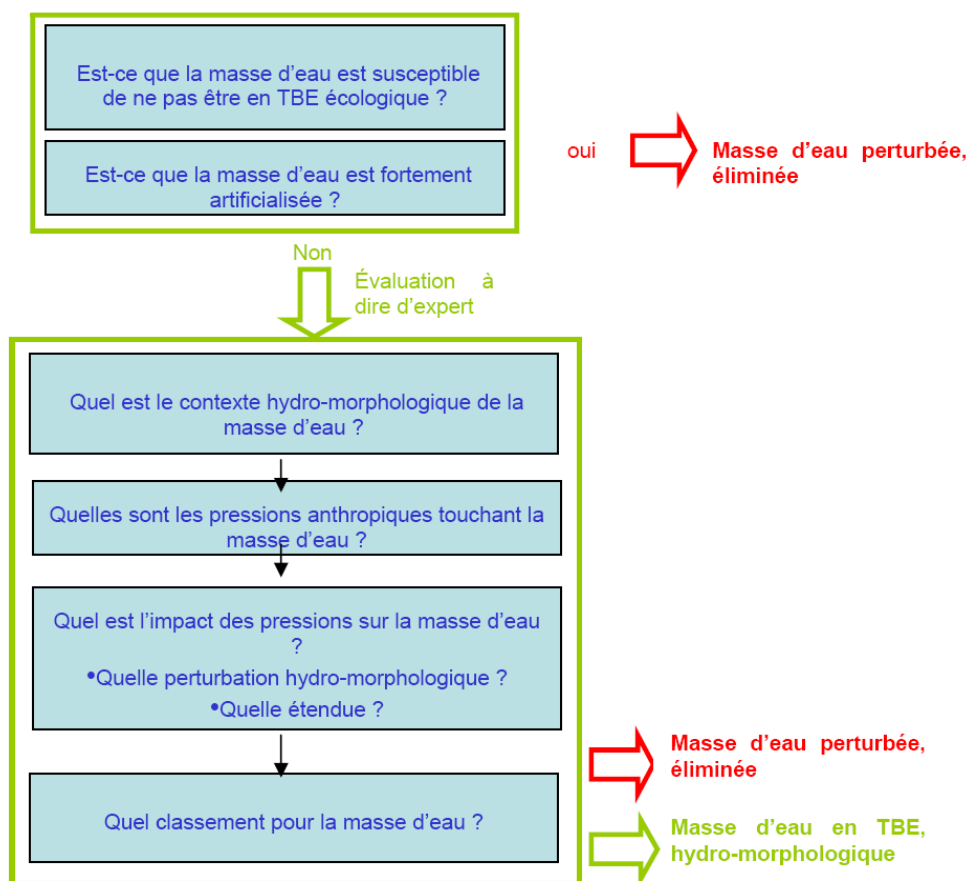


Figure 1 : synthèse de la méthode de classification en très bon état hydro-morphologique des masses d'eau côtières (d'après Vinchon et Delattre, 2009).

L'étape d'évaluation des perturbations par les pressions (encadré inférieur sur la figure) est réalisée à dire d'expert, après caractérisation morphologique et hydrodynamique de la masse d'eau, recensement des pressions anthropiques, évaluation de l'impact de ces pressions sur l'hydromorphologie de la masse d'eau. Pour chaque pression, l'évaluation se fait selon un degré de perturbation (négligeable (1), mineure (2), majeure (3)) et selon l'étendue de la perturbation (3 niveaux), ces cotations étant assorties d'un indice de fiabilité selon que l'avis d'expert est appuyé ou non par des données factuelles. Finalement, pour qu'une masse d'eau ne soit pas en très bon état hydromorphologique, il suffit qu'une des conditions suivantes soit remplie:

- étendue de perturbation = 3 et intensité = 3 sur une pression ou plus

- étendue de perturbation =3 et intensité = 2 sur une pression ou plus
- étendue de perturbation =2 et intensité = 3 sur une pression ou plus
- étendue de perturbation =2 et intensité = 2 sur deux pressions ou plus.

Le deuxième axe de la stratégie porte sur les paramètres hydro-morpho-sédimentaires pertinents à prendre en compte dans un programme de surveillance des masses d'eau, dans le cadre d'un plan de gestion DCE. Le travail s'est appuyé sur un groupe d'experts multidisciplinaire, avec des biologistes de spécialités différentes. Les paramètres hydromorphologiques retenus, synthétisés dans le tableau qui suit, sont ceux ayant une incidence sur la qualité biologique du milieu.

		Morphologie										Hydrodynamisme														
		Topobathy	Nature et diversité du substrat				Etendue et diversité du couvert végétal		Structure de la zone intertidale		expositi on aux vagues	Régime de marée	échange continent/mer				Structure de la masse d'eau		Artificialisation							
			variation de profondeur	Roches/neuble granulométrie	présence/absence crème de vase	%MO dans les sédiments meubles	Hydrophytes		végétation du schorre	Surface			temps d'emersion	Agitation et courants de houle	Courant de marée	Temps de résidence de l'eau	apport eau douce	apport solide rivières	intrusion marine	gradient de turbidité	gradient de salinité	gradient de la teneur O2 dissous	connectivité amont aval	Connectivité latérale (MET)	surfaces et linéaires artificialisés	
							macroalgues	Angiospermes																		
Eléments de qualité biologiques concernés	Paramètres hydromorphologiques																									
	Phytoplancton																									
	invertébrés benthiques																									
	macro-algues																									
	angiospermes (zostères)										Z.n oltii															
	ichtyofaune																									
Masses d'eaux concernées	Eaux de transition Et baies fermées																									
	Toutes											Sauf Méditerranée														
Influence du paramètre sur la biologie			Diversité des habitats								remise en suspension sédiment/ entraînement espèces biologiques ou au contraire confinement/Influence selon élément de qualité				survie et biodiversité des espèces				limite migration/al évinage		modifie paramètres hydromorpholo giques et modifie habitats					
	Légende des couleurs		lien direct sur éléments de qualité biologique			influence indirecte sur éléments de qualité biologique						Paramètres à mettre en cohérence avec la surveillance biologique			Paramètres à mettre en cohérence avec la surveillance physico-chimique				ME concernée par paramètre							

Figure 2 : liens établis entre éléments de qualité biologiques et hydromorphologiques (Vinchon et Delattre, 2009).

1.2.3 Stratégie pour les eaux fluviales en France

La réponse à la DCE en termes d'hydromorphologie des eaux fluviales a motivé l'élaboration d'un système permettant d'apprécier le niveau d'altération hydromorphologique des cours d'eau, tant sur le plan des processus hydrosédimentaires (flux liquides et solides) que sur celui de la morphologie. L'IRSTEA a ainsi conçu et réalisé avec l'ONEMA le projet SYRAH-CE (SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau), pouvant être mis en œuvre sur l'ensemble du territoire français. Le système repose sur une hiérarchie emboîtée à 3 niveaux, que l'on peut appréhender aussi bien en termes d'échelles spatiales qu'en termes de mécanismes d'altération (Chandesris et al., 2008). Les liens entre les différents niveaux se fondent sur le risque pour le niveau inférieur : une pression identifiée se traduit par un risque d'altération. Le premier niveau rassemble les sources de pressions, c'est-à-dire les activités humaines susceptibles d'être à l'origine de dégradations (colonne de gauche sur la figure 3 ci-dessous). Le second niveau représente l'impact sur le milieu physique

caractérisé par des altérations de processus hydrosédimentaires et/ou morphologiques, les deux catégories n'étant pas indépendantes, à l'échelle d'un tronçon de rivière (colonne de droite sur la figure). Le lien entre ces deux niveaux s'établit à travers les aménagements et usages (ouvrages, travaux...), listés sur la colonne intermédiaire de la figure. Le troisième niveau est l'altération des habitats, qui représente, à l'échelle vécue par les organismes (biologie) les effets cumulés des altérations des processus et/ou de la structure morphologique. La mise en œuvre de la démarche s'appuie sur des outils numériques de cartographie et sur des bases de données géographiques existantes à large échelle.

Pour établir le lien entre les contraintes sur l'hydromorphologie (pressions et forces motrices, concrétisées par des aménagements et/ou usages) et les éléments de qualité hydromorphologique au sens de la DCE (régime hydrologique, continuité longitudinale, transversale ou sédimentaire dans la rivière, variation de la morphologie, structure et substrat du lit, des rives...) une approche bayésienne a été adoptée (Valette et al., 2012). C'est une approche de type risque, reposant sur un raisonnement probabiliste pouvant rendre compte des fortes incertitudes inhérentes à la démarche. Le principe est de formaliser par expertise un modèle qui décrit les liens de causalité entre les variables, et la force de ces liens par des tables de probabilité conditionnelle (Valette et al., 2012). La figure 4 donne un exemple de graphe bayésien renseigné (à dire d'expert) pour l'incidence de différents aménagements sur le paramètre "continuité latérale".

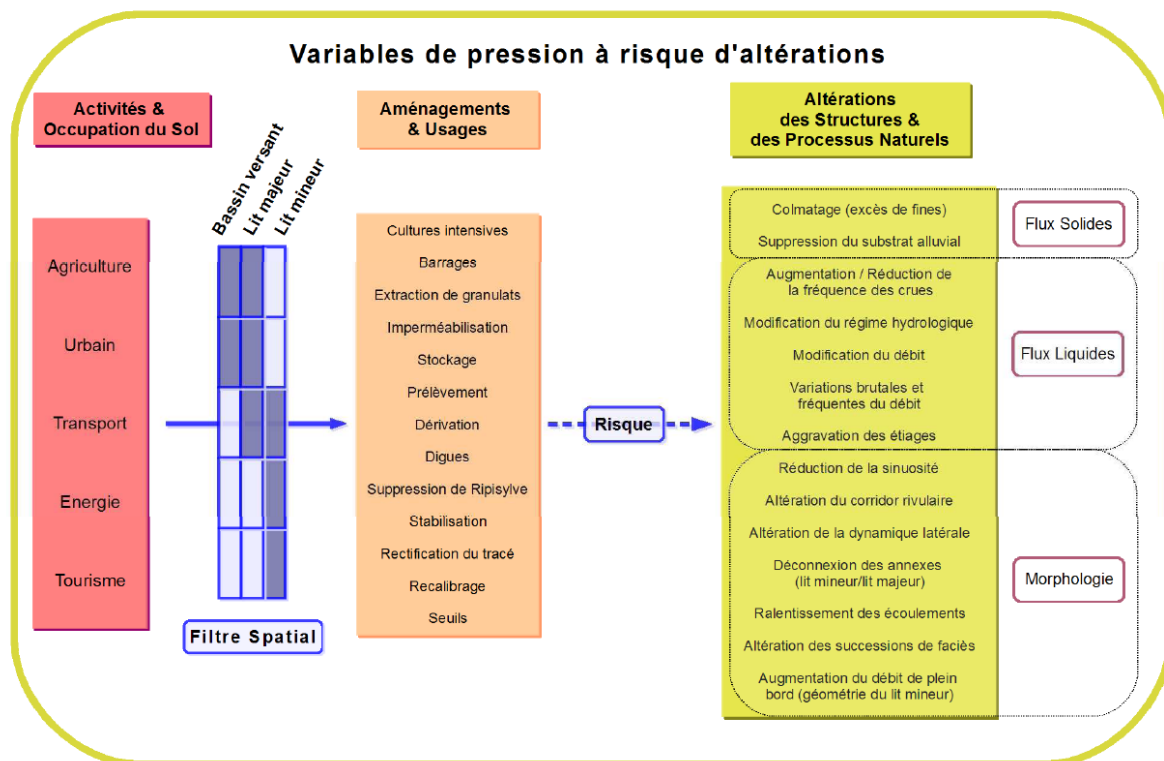


Figure 3 : système SYRAH-CE : variables de pression et risques d'altérations physiques (Chandesris et al., 2008)

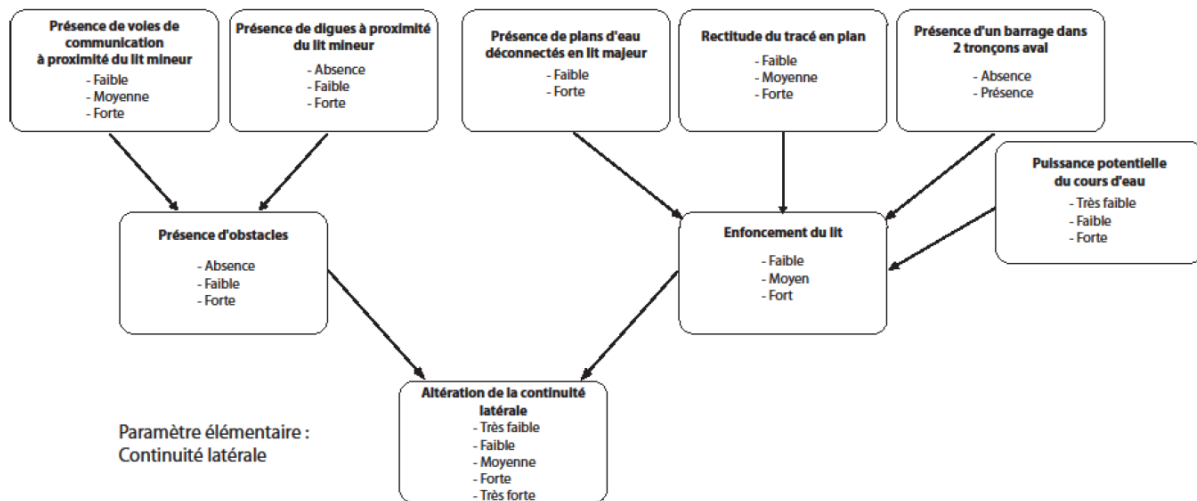


Figure 4 : exemple de graphe bayésien : incidence de différents aménagements sur le paramètre continuité latérale (in Valette et al., 2012).

1.2.4 Synthèse sur ces stratégies appliquées aux paramètres d'hydromorphologie pour la DCE

La revue précédente sur les stratégies adoptées en France ou dans les autres états membres (recherche il est vraie non exhaustive) pour appliquer la DCE en ce qui concerne l'hydromorphologie est assez contrastée.

Pour les masses d'eau fluviales en France, l'accent est mis sur les liens entre pressions d'origine anthropique, déclinaison en termes de forçage fluvial ou d'aménagement hydraulique ou rivulaire, et conséquence sur l'hydromorphologie (écoulements, débits, évolution morphologique et sédimentaire).

Pour les masses d'eau côtières, la démarche mise en œuvre est centrée sur l'identification des masses d'eau en très bon état (TBE) hydromorphologique, puisqu'il s'agit d'une condition nécessaire pour classer une masse d'eau en TBE. Mais les critères évoqués par la DCE ne portent que sur la notion d'altération, c'est donc le niveau d'altération hydromorphologique qui devient le sujet de préoccupation, indépendamment de l'état écologique réel. L'attention est en fait portée sur le lien entre les pressions anthropiques et le niveau d'altération hydromorphologique, sujet très délicat à traiter par expertise, et nécessitant des moyens d'étude très sophistiqués pour une réponse plus complète. Toutefois, au titre de la surveillance des masses d'eau, les paramètres hydromorphologiques susceptibles d'influencer l'état écologique et les éléments de qualité biologiques ont été sélectionnés, fréquemment sans savoir dans quel sens cette influence s'exerce.

Dans les autres états membres de l'Union Européenne, le Royaume Uni et les Pays-Bas semblent les plus avancés pour l'application de la DCE en termes d'hydromorphologie. L'un et l'autre ont la même stratégie pour les eaux côtières et les eaux de transition, guidée par la quantification de l'altération de la masse d'eau par rapport à une situation naturelle, donc répondant surtout à la caractérisation prévue par la Directive pour le classement en TBE. Par contre, très peu d'éléments ont été trouvés concernant la caractérisation hydromorphologique accompagnant le bon état écologique. C'est pourtant ce sujet qui se rapproche le plus de l'esprit de la DCE, à savoir la recherche d'un bon état écologique pour l'ensemble des masses d'eau. Tous les experts s'accordent à dire que la morphologie et le comportement hydrosédimentaire des milieux ont un rôle essentiel sur leur fonctionnement écologique, qu'il s'agisse de milieux terrestres ou marins. La recherche des conditions hydromorphologiques favorables à un bon état écologique ou environnemental est donc

un véritable enjeu, mais aussi un défi scientifique compte tenu de la diversité des comportements des organismes, on pourrait dire compte tenu de la biodiversité. Étonnamment, ce sujet n'est à considérer pour l'application à la lettre de la DCE qu'au titre de la caractérisation du bon état ou de l'état moyen.

Compte tenu de la réflexion menée au sein du projet LITEAU BEEST (cf § 1.3), l'ONEMA a encouragé cette recherche sur le lien entre la caractérisation hydromorphologique du milieu et son état écologique, en soutenant la présente étude.

1.3 Les conclusions issues du projet LITEAU BEEST

Dans le cadre du projet BEEST ("vers une approche multicritère du Bon Etat Ecologique des Estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde") du programme LITEAU (du MEDDE) un groupe de travail a été constitué pour caractériser les indicateurs hydro-morpho-sédimentaires de Bon Etat Ecologique. Animé par Aldo Sottolichio, le groupe de travail Hydro-Morpho-Sédimentaire (GT HMS) a mené une réflexion sur les liens fondamentaux entre le fonctionnement HMS des estuaires et le développement des communautés biologiques (ichtyofaune, faune benthique, zooplancton et végétation aquatique et rivulaire), dont les conclusions sont reproduites ci-dessous (Foussard et Sottolichio, 2011).

"L'analyse de ces liens est assez complexe au sein d'une même espèce, en raison de *preferendum* d'habitats variables selon le stade de développement, ou selon les fonctions biologiques à accomplir. Ceci a amené le GT HMS à optimiser l'analyse sur 4 compartiments biologiques, en

effectuant des regroupements spécifiques selon le compartiment, par exemple par type d'habitat pour la végétation, par fonction biologique pour l'ichtyofaune.

Sur le principe, chaque facteur HMS subissant une modification durable dans le temps aura un effet théoriquement « favorable » ou « défavorable » aux communautés biologiques. L'analyse détaillée de ces facteurs permet alors d'envisager des tendances d'évolution physique (par exemple un envasement ou une marinisation), et de prévoir les conséquences en termes d'évolution/adaptation des peuplements. L'application de ce principe permet de surveiller tout écart futur de l'état HMS des estuaires par rapport à l'état actuel, en évitant le recours à des seuils de tolérance fixés de manière trop arbitraire.

Au terme du projet BEEST, la réflexion du GT a permis d'identifier une première série de paramètres HMS ayant une influence directe sur les communautés biologiques, et pour lesquels des indicateurs opérationnels ont été proposés :

- (1) l'étendue des zones halines,
- (2) la surface des zones intertidales et la continuité le long de l'axe estuarien,
- (3) les gradients de vitesse sur l'axe de l'estuaire,
- (4) la turbidité (en relation avec l'état d'oxygénation des eaux),
- (5) les faciès sédimentaires et
- (6) la durée des étiage/crue.

Une complémentarité subsiste entre certains paramètres, qu'il serait nécessaire de prendre en compte, par exemple en essayant des croisements d'indicateurs.

En outre, la liste d'indicateurs est provisoire et nécessite d'être validée par des tests dans les trois grands estuaires français. De plus, elle a vocation à être enrichie par des travaux futurs. Notamment, une réflexion autour d'un indicateur « turbidité » ou « bouchon vaseux » serait souhaitable à mener.

Il conviendrait également de mieux explorer les paramètres HMS caractérisant l'état physique et morphologique des estuaires, listés dans les rapports de Lafite et al. (2004, 2006). Plusieurs indices et critères de classification 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 termes d'outils de gestion semble pertinent pour compléter et amender les propositions du GT.

D'un point de vue opérationnel, certains indicateurs sont dépendants de mesures en continu (débit, turbidité). Pour des raisons évidentes de coût et de gestion, les possibilités de mise en oeuvre et d'extension sont limitées. Toutefois, il convient de tirer avantage des réseaux de mesure existants, qui fournissent des mesures ponctuelles mais efficaces pour enregistrer des changements significatifs de l'état du système. Par ailleurs, certains indicateurs pré-sélectionnés sont difficilement accessibles à la mesure (gradients de vitesse ou champs de salinité). L'utilisation de la modélisation numérique, de plus en plus répandue et banalisée au sein de la communauté scientifique, semble émerger comme un outil complémentaire qu'il faut encourager à exploiter plus systématiquement pour l'aide à la gestion."

A noter aussi que le groupe de travail a relevé des incohérences sur la terminologie employée par le texte de la Directive et a proposé de remplacer l'expression « conditions morphologiques et régime des marées » par l'expression « conditions hydro-morpho-sédimentaires » (HMS) qui semblait plus appropriée.

La présente étude repose ainsi sur les acquis des réflexions émanant du groupe de travail HMS du projet BEEST, tout en reprenant la formulation des indicateurs dont quelques pistes avaient été proposées (Foussard et Sottolichio, 2011).

1.4 Structuration de la démarche

La suite du rapport se décompose de la façon suivante. Le chapitre 2 donne les principes qui ont fondé notre réflexion et la proposition d'indicateurs hydromorphosédimentaires favorisant un bon état écologique, avec successivement :

- une révision des éléments de qualité hydromorphologiques et de leurs paramètres/descripteurs, pour donner plus de cohérence aux notions évoquées par la Directive mais peu adaptées au milieu marin ou estuarien,
- un rappel sur les relations entre pressions anthropiques et perturbations hydromorphologiques
- une proposition de caractères spécifiques des estuaires à maintenir ou renforcer, et d'où peuvent découler des indicateurs hydromorphologiques favorables au bon état écologique
- un avertissement sur la difficulté de fournir des valeurs de référence pour les indicateurs hydromorphologiques compte tenu de la diversité très grande des systèmes naturels, et de la difficulté à définir un état de référence pour chaque masse d'eau.

Puis les chapitres 3, 4, 5 et 6 déclinent un certain nombre d'indicateurs HydroMorphoSédimentaires classés par éléments de qualité, tandis qu'une conclusion aborde les forces et faiblesses de la démarche, ainsi que la nécessité de croiser les indicateurs, et finalement liste les actions à envisager dans une phase ultérieure de la recherche.

2. Principes de la recherche d'indicateurs hydromorphosédimentaires en vue du bon état écologique

2.1 Révision des éléments de qualité DCE relatifs à l'hydromorphologie

Les éléments de qualité hydromorphologiques prévus par la DCE, rappelés en introduction et dans le tableau ci-dessous comportent des inconsistances.

Élément de qualité DCE	Paramètre DCE (annxe V)	Descripteurs proposés dans le « guide d'application n° 7 » Guide d'application n° 7 Annexe 5
Conditions morphologiques	Variation de la profondeur	Forme du bassin
	Quantité, structure et substrat du lit	Taille des grains, Contenu en matière organique
	Structure de la zone intertidale	Couverture végétale Typologie végétale
Régime des marées	Débit d'eau douce	Flux d'eau douce Echange d'eau avec la mer Temps de résidence de l'eau
	Exposition aux vagues	Variables météorologiques Hauteur de vague, fetch, vagues de tempête

D'une part la quantité et la nature du substrat sédimentaire ne relèvent pas des conditions morphologiques, pas plus que la couverture végétale. D'autre part, le débit d'eau douce ne caractérise pas le régime des marées, tout au plus perturbe-t-il la propagation de la marée dans les estuaires. L'exposition aux vagues est quant à elle dépendante de la phase de la marée, mais ne constitue pas du tout une caractérisation du régime des marées. Pour se débarrasser de ces inconsistances qui peuvent mener à des incompréhensions, en particulier dans un contexte international, il est proposé de renommer les éléments de qualité, et de classer différemment les paramètres, afin de respecter le sens des mots employés, tout en conservant l'esprit de la DCE. Nous suggérons de retenir les éléments de qualité suivants :

1 - régime hydrodynamique, décrit par les paramètres suivants : propagation de la marée, courants, vagues, déclinés selon leur distribution spatiale (longitudinale, dans section)

2 - régime hydrologique, décrit par les paramètres suivants : débit amont (régime saisonnier...), pénétration saline

3 - conditions morphologiques ou plus simplement **morphologie**, décrit par les paramètres suivants : morphologie du ou des chenaux (profondeur, section, méandrement), morphologie de la zone intertidale (largeur, pentes représentatives)

4 - environnement sédimentaire, décrit par les paramètres suivants : nature du sédiment et distribution spatiale, variabilité saisonnière ou événementielle, contenu en matière organique, turbidité générée dans la masse d'eau, apports solides amont.

L'environnement végétal pourrait être considéré comme un élément de qualité hydromorphologique, puisque la présence de végétaux conditionne fortement le fonctionnement hydrosédimentaire, et par

conséquent la structure morphologique en raison des couplages morphodynamiques. Sont principalement visés ici les végétaux des marais maritimes (schorre), et les ripisylves.

Reprenant l'ensemble des descripteurs proposés par le guide d'application N°7 de la DCE, et en particulier la nature du substrat, ce que ne recouvre pas le terme "hydromorphologie", nous proposons de remplacer ce dernier par "**hydromorphosédimentologie**", ou "**environnement hydro-morpho-sédimentaire**", ou encore "**conditions hydro-morpho-sédimentaires**" (HMS).

Dans la nouvelle nomenclature proposée, les éléments de qualité d'origine de la Directive se retrouvent, mais soit éclatés dans plusieurs éléments de qualité proposés, soit privés de certains descripteurs qui ne s'y rapportaient pas. Ainsi l'élément de qualité "régime des marées" se retrouve dans le régime hydrodynamique et dans le régime hydrologique (incidence sur la pénétration saline) et l'EQ "conditions morphologiques" se décompose en un EQ *morphologie* et un EQ *environnement sédimentaire*.

Il faut noter aussi une forte interdépendance des éléments de qualité entre eux. Par exemple l'EQ *régime hydrodynamique* est très dépendant des EQ *régime hydrologique* et *morphologie*, et dans une moindre mesure de l'EQ *environnement sédimentaire*. Mais compte tenu des couplages morphodynamiques, qui résultent de la dépendance des évolutions morphologiques selon les transports de sédiments qui sont liés aux processus hydrodynamiques (vagues et courants) eux-mêmes dépendants de la morphologie des fonds, on peut considérer que tous les éléments de qualité sont dépendants les uns des autres. Seuls des descripteurs qui relèvent des forçages peuvent être considérés indépendants : débits amont, amplitude de la marée incidente ...

2.2 Relations entre pressions anthropiques et perturbations hydromorphosédimentaires

Pour l'application de la DCE aux masses d'eau fluviales, les altérations hydromorphologiques ont été classées en 4 types, auxquelles correspondent des activités ou aménagements anthropiques qui les provoquent. Ce classement, présenté dans le tableau ci-dessous, s'applique remarquablement aux eaux de transition estuariennes.

Relations entre pressions anthropiques et perturbations hydromorphosédimentaires

types d'altérations	origine anthropique	conséquence HMS
- débits liquides - débits solides	usages agricoles Imperméabilisation prélèvements Régulation	crues morphogènes étiages + - sévères budgets sédiments tri sédimentaire (- sable, + fines)
- aménagements lit mineur	endiguements, protection des berges, rectifications, dragages, extractions, navigation ...	hydrodynamique hydrologie morphologie
- aménagements lit majeur	urbanisation talutages drainages	ripisylve (im)possibilités d'évolution morpho déconnexions

Dans le détail, les conséquences en termes hydromorphosédimentaires en milieu estuarien ou fluvial s'évaluent bien différemment, et de façon a priori plus complexe pour les estuaires en raison des écoulements alternés liés à la marée et de l'hydrologie spécifique liée aux mélanges eaux douces / eaux salées.

2.3 Des postulats qualitatifs sur les tendances favorables à la biologie

Les configurations naturelles des estuaires peuvent être très variables et sont généralement évolutives, de telle sorte que les compartiments biologiques s'adaptent à ces différentes configurations, en présentant eux-mêmes une extrême variabilité. Il est donc délicat de décréter ce qui est bon et ce qui ne l'est pas. Cependant, on peut dégager des **caractères spécifiquement estuariens**, et postuler des facteurs favorables pour qu'ils se maintiennent, et ainsi favoriser l'entretien des "fonctionnalités estuariennes", que la communauté scientifique reconnaît avoir du mal à formuler. Ces caractères, favorables à la "biodiversité", sont présentés ci-dessous.

1) Les estuaires sont caractérisés par des gradients hydrologiques progressifs : les salinités intermédiaires sont des conditions qu'on ne trouve qu'en estuaire, on pourra donc chercher à les étendre géographiquement.

2) Selon leur géométrie respective, l'importance des débits amont et l'amplitude de la marée, les estuaires naturels peuvent être plus ou moins stratifiés ; il semble pourtant que la stratification soit un facteur favorable à l'eutrophisation, car défavorable à une bonne oxygénation des eaux de fond, et donc plutôt défavorable à l'état écologique. En outre, une stratification accrue en estuaire renforce les courants vers l'amont au fond, et donc le remplissage du système par des sédiments marins, entraînant une progradation de l'estuaire vers la mer : il peut en résulter une réduction surfacique de l'estuaire. un renforcement de la probabilité d'occurrence de stratifications peut donc être considéré comme un facteur défavorable au bon état écologique.

3) Pour entretenir la connectivité amont/aval très précieuse pour certaines espèces (par exemple les poissons migrateurs), une continuité longitudinale constitue un facteur favorable ; cette continuité peut se décliner sur les sections, sur les vitesses, sur la nature des sédiments superficiels...

4) Une diversité des courants permet l'établissement de différentes espèces, benthiques ou pélagiques; le maintien d'amont en aval de cette diversité, exprimée par exemple par une distribution dans la section transversale, constitue un environnement a priori favorable pour la biodiversité.

5) Parallèlement, une diversité des substrats sédimentaires au sein de chaque section et maintenue le long de l'estuaire représente également un facteur favorable à l'implantation d'espèces différenciées. Il se trouve que cette diversité des substrats va de pair avec une diversité des courants, ces deux critères se rejoignant donc, sous réserve d'une possible alimentation du système en matériel sédimentaire diversifié.

6) L'intérêt de secteurs abrités bien distribués le long de l'estuaire est reconnu par les biologistes, en particulier pour l'ichtyofaune (fonctions de nurseries par exemple).

7) Les zones intertidales sont très précieuses pour assurer une biodiversité structurelle (abondance et diversité de la faune benthique, implantation de la végétation etc) et fonctionnelle (par exemple nourricerie pour les oiseaux) ; mais les zones intertidales présentent aussi l'intérêt d'atténuer l'amplification de la marée dans sa propagation d'aval en amont, et de jouer le rôle de zone tampon en cas de crue (rétention des eaux limitant l'élévation de la surface libre). C'est en particulier le cas des parties supérieures des estrans, épisodiquement inondées, qui se présentent souvent sous forme de prairies humides parfois exploitées par les éleveurs. Enfin cette zone intertidale confère aux estuaires à marée un caractère paysager très typé dont l'intérêt patrimonial est fort.

D'autres notions ont fait l'objet de débats, sans qu'il soit possible de trancher pour les considérer comme des facteurs favorables ou non pour le Bon Etat Ecologique. Ainsi, la question est posée concernant l'équilibre morphologique des sections : si la progression longitudinale des sections présente des discontinuités, il est probable qu'une dynamique morpho-sédimentaire se mette en place, susceptible de perturber les biocénoses benthiques : mais il est difficile de l'identifier comme un caractère négatif : cette question du risque encouru par les biocénoses benthiques lorsque le sédiment n'est pas stable fait encore débat dans la communauté des benthologues, d'autant plus que la réponse dépend des espèces considérées. De même, le temps de résidence des masses d'eau ou leur taux de renouvellement est très souvent considéré par les biologistes comme un paramètre fondamental. Pour autant, il reste très difficile de préciser si un allongement ou une réduction de ce paramètre constitue un facteur favorable ou non au bon état écologique. Le paramètre temps de résidence pourra constituer un paramètre synthétique révélant une perturbation du système, et donc permettre de qualifier ou non l'estuaire en "très bon état", mais peut-être pas d'aller au-delà pour distinguer entre "bon état" ou "état moyen".

On peut relever aussi que beaucoup de travaux sur l'hydromorphologie des estuaires ont conduit à des classements relatifs à leur fonctionnement hydrodynamique ou sédimentaire, sans qu'un tel classement puisse être mis en relation avec l'état écologique. Pour cette raison, ces travaux sont ici écartés pour la plupart. D'autre part, une typologie des masses d'eau de transition a été introduite pour la mise en place de la DCE en France, de façon à adapter l'évaluation des indicateurs relatifs aux éléments de qualité biologiques selon cette typologie, reproduite ci-après :

T01	Petit estuaire à grande zone intertidale méso à polyhalin faiblement à moyennement turbide
T02	Grand port macrotidal
T03	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité
T04	Estuaire mésotidal très peu salé et à débit moyen
T05	Estuaire petit ou moyen macrotidal fortement salé à débit moyen
T06	Grand estuaire très peu salé et à fort débit
T07	Grand estuaire moyennement à fortement salé et à fort débit
T08	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte
T09	Petit estuaire à grande zone intertidale fortement salé et peu turbide

Typologie des masses d'eau de transition de la façade Manche-Atlantique (source : Ifremer, Agences de l'eau, MEDDE)

Un inventaire des estuaires de la façade Manche Atlantique a été réalisé en suivant cette typologie. Nous verrons par la suite s'il est utile de distinguer ces différents types d'estuaires pour qualifier les indicateurs HMS, mais cette distinction ne sera introduite qu'en tant que de besoin.

2.4 Etat de référence et perturbation d'ordre hydromorphosédimentaire

Une difficulté majeure de l'application de la DCE lorsque les indicateurs doivent mesurer un degré d'altération est la définition ou la sélection d'un état de référence. S'agissant du TBE

hydromorphologique, la question ne se pose pas vraiment, puisque le TBE est conditionné par l'absence d'interventions humaines. Mais pour la qualification en bon état la difficulté est réelle, puisque (1) l'état écologique dépend alors de la caractérisation physique (hydromorphosédimentaire) de la masse d'eau, et (2) les systèmes naturels présentent eux-mêmes une très grande diversité de configurations qui ne sont pas toujours favorables à l'écologie, au sens où ce qualificatif a été défini, par postulat, dans le § précédent.

Notre proposition sera multiple. Pour plusieurs indicateurs, en particulier morphologiques, nous allons définir des configurations cibles, représentatives d'un grand nombre de systèmes naturels, et proposer une mesure de l'écart du système évalué par rapport à cette configuration cible. Dans certains cas, une information sur l'état du système avant toute intervention humaine (qui peut concerner les usages du bassin versant comme les aménagements plus locaux) est disponible : cet état peut alors être pris comme un état de référence, et la qualification de l'état HMS pourrait être facilitée. Néanmoins, il faut rappeler qu'un tel état de référence, non anthropisé, peut ne pas être stabilisé puisque les systèmes naturels sont dynamiques et connaissent généralement une évolution morphosédimentaire continue, dont l'intensité dépend du degré de maturité du système, variable en fonction de l'histoire géologique locale (e.g. Lafite et al., 2003, 2004).

Dans le cas fréquent de l'absence de connaissance d'un état de référence, il peut être intéressant d'essayer de caractériser l'état du système en quantifiant certains indicateurs HMS par rapport à une gamme de valeurs cibles, définies d'après les observations effectuées sur des systèmes naturels qualifiés comme étant en très bon état écologique, ou répondant aux spécificités estuariennes évoquées plus haut. Surtout, l'indicateur doit nous aider à préciser si une évolution constatée ou attendue (par exemple comme impact d'un aménagement ou d'une modification de gestion ou d'usage) va dans le bon sens ou pas. Il est ainsi utile de se servir de la tendance prévisible des indicateurs HMS pour évaluer la pertinence :

- d'aménagements futurs en regard de la nécessité de ne pas dégrader l'état écologique,
- de travaux de restauration lorsqu'on sait que des aménagements antérieurs ont pu perturber le fonctionnement HMS du système et dégrader son état écologique ; une telle entreprise est justifiée même en l'absence d'état de référence, du fait de la méconnaissance du fonctionnement du système dans son état naturel.

Dans le présent rapport, nous proposons généralement deux formulations quantitatives des indicateurs HMS : pour l'une, que nous désignerons comme "*formulation absolue*", une gamme de valeurs recommandées est recherchée, nécessitant des engagements forts des biologistes qu'il sera difficile de faire converger ; pour l'autre, que nous appellerons "*formulation différentielle*", c'est la différence par rapport à une situation de référence, qui peut se ramener à l'état connu le plus ancien et parfois à l'état actuel, qui fera l'objet d'une norme, la qualification en bon état ou en état moyen dépendant du degré de dégradation par rapport à cette référence. Nous pensons qu'après identification des indicateurs HMS et application à des exemples concrets, les discussions au sein du groupe d'experts mis en place par l'ONEMA pour le suivi de la présente étude permettront de choisir entre l'une ou l'autre des formulations.

Enfin, il est intéressant de chercher à développer des indicateurs adimensionnels, le moins possibles dépendants des dimensions physiques ou des forçages caractéristiques auxquels sont soumis les estuaires (amplitude de marée, débits de rivière...).

3. Indicateurs de l'élément de qualité morphologie

Dans ce chapitre sont successivement considérés la morphologie d'ensemble, à travers l'évolution longitudinale des sections (§ 3.1) et les courbes hypsométriques (§ 3.2), la configuration des zones intertidales et le lien entre leurs évolutions et les opérations de chenalisation (§ 3.3), et la configuration du schorre, en particulier son profil en travers et la position altimétrique du lit majeur de l'estuaire (§ 3.5). La sinuosité des rives est également examinée (§ 3.4). Un dernier paragraphe en fait la synthèse et le bilan des informations nécessaires pour évaluer les indicateurs proposés.

3.1 Evolutions longitudinales des sections

Un système naturel estuarien est généralement dynamique, d'autant plus s'il s'agit de plaines alluviales dont la vocation sédimentologique est de se combler progressivement et d'évoluer vers un système deltaïque progradant plus ou moins dans le milieu marin. De nombreuses publications et ouvrages ont été consacrés à la dynamique et à la situation d'équilibre d'un système estuarien (e.g. Prandle, 2009 ; Valle-Levinson, 2010). Un estuaire proche de l'équilibre connaît des vitesses maximales en accord avec la nature des sédiments qui caractérisent le fond. Le transport sédimentaire longitudinal reste modéré si les gradients longitudinaux de vitesses du courant (valeur maximale au cours de la marée) sont faibles. Le maintien d'un courant de marée relativement uniforme dans la dimension longitudinale entraîne une relation entre la section de l'estuaire (moyennée au cours de la marée) et le prisme tidal en amont de la section considérée. Or ce prisme tidal, égal au volume d'eau s'écoulant en flot ou au jusant au cours de la marée en une section donnée, progresse d'amont en aval de façon proportionnelle à la section de l'estuaire. Il en résulte une forme en entonnoir de l'estuaire qui est alors qualifié de "convergent", et une variation exponentielle de la section moyenne S_m de l'estuaire de la forme :

$$S_m = S_0 \exp(-x/L_s)$$

où x est la distance depuis l'embouchure, S_0 est la section à l'embouchure et L_s une distance caractéristique, appelée longueur de convergence de l'estuaire.

Pour caractériser la convergence d'un estuaire et surtout l'écart possible de sa géométrie par rapport à cette convergence, il est nécessaire de définir son embouchure. Dans le cadre du projet européen TIDE, deux définitions de l'embouchure d'un estuaire ont été proposées : l'une basée sur la variation longitudinale de la section qui dépasse un certain seuil, l'autre basée une valeur limite de salinité (Vandenbruwaene et al., 2013). Compte tenu des gradients de salinité généralement faibles à proximité de l'embouchure et de leur variabilité selon les conditions de marée et de débit, nous retenons la première approche, illustrée par la figure 5 ci-dessous

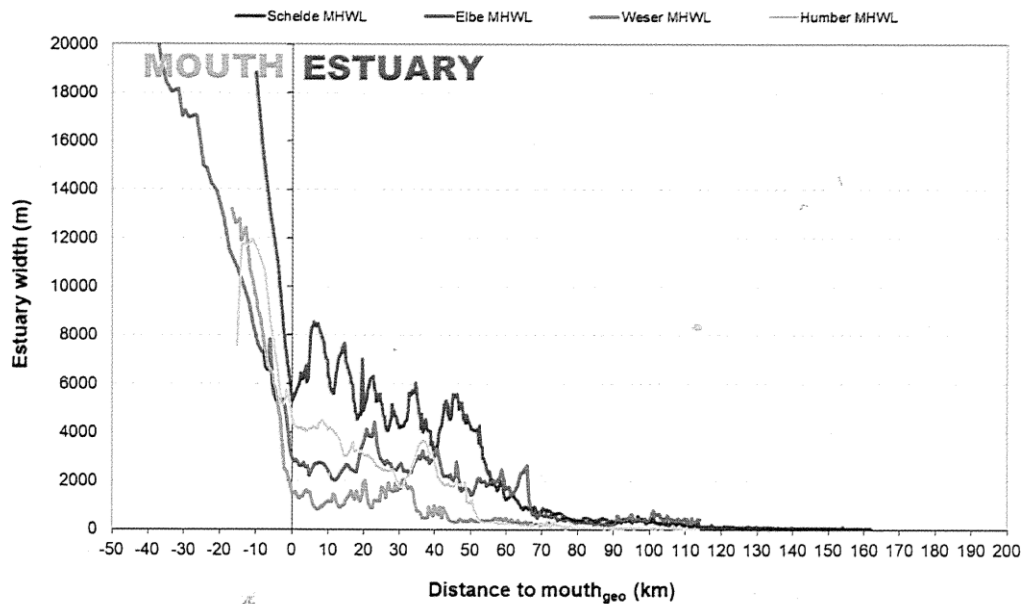


Figure 5 : Définition de la position de l'embouchure basée sur la variation de largeur de l'estuaire, adoptée dans le projet TIDE (Vandenbruwaene et al., 2013).

Des caractéristiques de différents estuaires et de leurs longueurs de convergence sont données dans le tableau suivant :

estuaire	longueur	Amplitude de marée (demi-marnage)	Section à l'embouchure	Longueur de convergence
Scheldt	162 km	2.8 m	90000	41 km en amont 27 km en aval
Elbe	114 km	1.8 m	25000	86 km en amont 32 km en aval
Weser	73 km	2.1 m	10000	36 km
Humber	114 km	2.5 m	40000	46 km en amont 18.5km en aval
Tamar	21 km	2.7 m		5.3 km
Thames	95 km	2.0 m		19 km
Delaware	215 km	0.64 m		38 km
Seine	160 km	3.5 m		25 km
Gironde	160 km	2.6 m		30 km

Dimensions caractéristiques de quelques estuaires

[sources : Scheldt, Elbe, Weser, Humber : TIDE project ; Tamar, Thames, Delaware : Friedrichs, 2010 ; Seine, Gironde (longueurs de convergence) : Dronkers, 2005]

Dans certains estuaires, la convergence d'un estuaire en entonnoir est caractérisée par une fonction exponentielle à plusieurs segments, avec des points d'inflexion de part et d'autre desquels la longueur de convergence est modifiée (e.g. Savenije, 1993). Un exemple est illustré par la figure 6 (estuaire du Maputo, au Mozambique). Il est probable que l'évolution longitudinale de la longueur de convergence soit associée à une variation du courant maximum de marée, et corrélativement à une différenciation de la nature du fond, mais pour être plus précis les variations transversales de courants et de nature sédimentaire seraient à considérer simultanément. Dans le tableau ci-dessus, une variation de la longueur de convergence est notée pour l'Escaut, l'Elbe et le Humber.

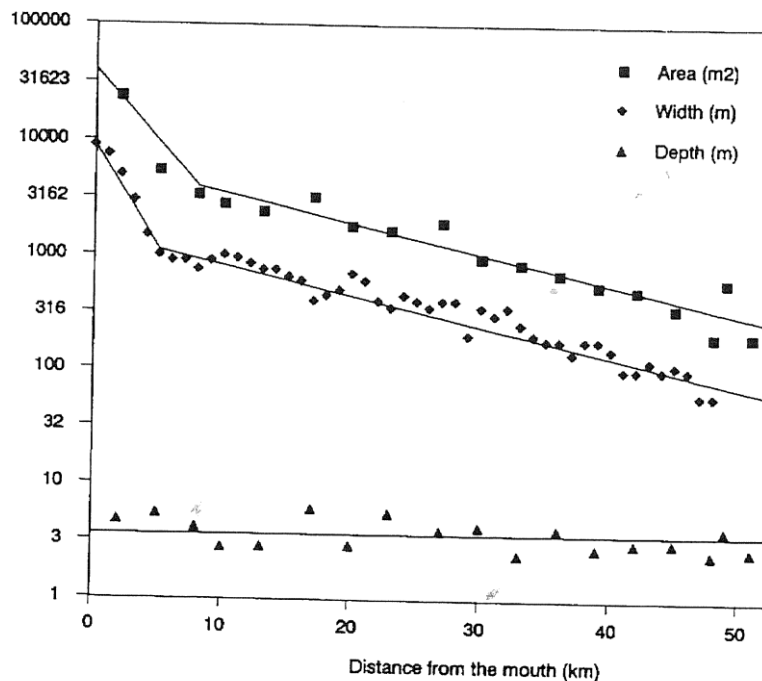


Figure 6 : évolution exponentielle segmentée de la section moyenne de l'estuaire du Maputo (in Savenije, 1993).

Un écart à la progression exponentielle des sections signifie une probabilité de déséquilibre morphologique et d'anomalie de courant (discontinuité longitudinale des vitesses maximales). La figure 7 ci-après illustre une discontinuité de la progression exponentielle des sections dans l'estuaire aval de la Seine. Il est proposé de construire un premier indicateur morphologique, appelé **indicateur de défaut de convergence**, basé sur cette notion de discontinuité d'évolution des sections : il s'agit de la valeur maximale (en balayant l'estuaire d'amont en aval) de l'écart relatif à la section théorique obtenue par ajustement d'une progression exponentielle des sections. Conformément à ce qui est souvent observé, cette progression exponentielle ajustée peut être segmentée. Le critère porte donc bien sur la discontinuité de l'évolution des sections, pas sur celle de sa dérivée. Soit $\hat{S}(x)$ la section théorique, l'indicateur s'écrit :

$$\max \left| \frac{S(x) - \hat{S}(x)}{\hat{S}(x)} \right| < \text{Valeur critique}$$

avec par exemple une valeur critique de 0.1 (10%) pour le bon état, et de 0.3 (30%) pour l'état moyen. Les valeurs critiques pourront être ajustées à dire d'expert en calculant cet indicateur pour un certain nombre de systèmes estuariens. Il s'agit ici de la formulation absolue de l'indicateur. En formulation différentielle, on peut imaginer que l'environnement HMS favorable pour le bon état écologique suppose une non augmentation de cet indicateur par rapport à sa valeur de référence.

Dans certains cas, des contraintes naturelles peuvent générer des discontinuités : par exemple un resserrement rocheux (exemple du site de Paimboeuf en Loire), avec seuil rocheux au niveau du lit de l'estuaire peut empêcher l'établissement de la section d'équilibre, entraînant alors une accélération locale et "naturelle" des courants. Il convient alors de ne pas retenir ces anomalies pour l'évaluation de l'indicateur.

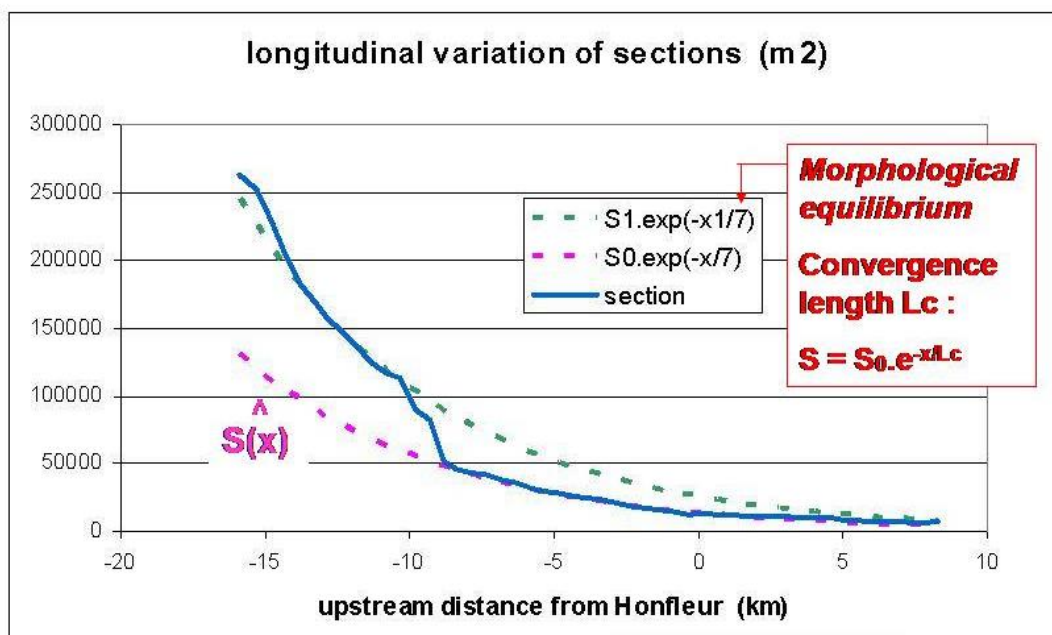


Figure 7 : variation des sections dans le secteur aval de l'estuaire de la Seine [les courbes exponentielles figurées par des tirets sont obtenues pour une longueur de convergence de 7 km dans le secteur de l'embouchure : une discontinuité est observée 9 km en aval de Honfleur].

D'une manière générale, la largeur d'un estuaire convergent suit aussi une progression exponentielle d'aval en amont, avec une longueur de convergence proche de celle des sections (a priori la même si la cote du fond du chenal varie peu). La figure 8 ci-après illustre la variation simultanée de la section moyenne et du périmètre mouillé moyen (il s'agit de moyennes au cours de la marée) du secteur aval de l'estuaire de la Seine. Une même discontinuité de la progression des sections et des largeurs est observée 9 km en aval de Honfleur. Cet exemple doit être considéré à titre d'illustration seulement, puisqu'on est très près de l'embouchure de l'estuaire...

Distribution longitudinale des largeurs et sections

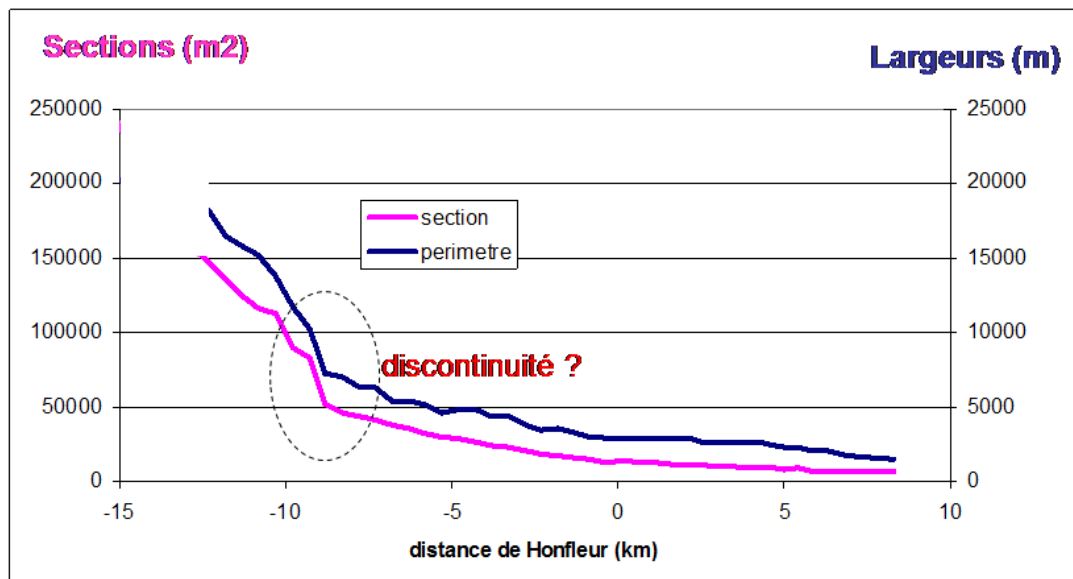


Figure 8 : variation des largeurs et sections dans l'estuaire aval de la Seine

L'intérêt de considérer les largeurs tient à la facilité d'accès de la donnée, puisqu'une photo aérienne permet d'évaluer directement la largeur de l'estuaire tandis qu'un plan bathymétrique - ou mieux un Modèle numérique de terrain (MNT) - est nécessaire pour évaluer les sections transversales. Ainsi l'indicateur de défaut de convergence pourrait être approché en mesurant l'évolution des largeurs, éventuellement complétée par une information sur la cote du chenal ou du thalweg. Il serait intéressant d'effectuer des tests sur des exemples pour lesquels un MNT est disponible, pour évaluer l'erreur commise en se basant uniquement sur l'information largeur d'estuaire et cote du chenal. Dans le cas d'un estuaire assez long, il faut prendre garde au déphasage de la marée entre l'amont et l'aval, de telle sorte qu'une même photo ou une série de photos quasi simultanées ne peut restituer la progression réelle des largeurs moyennes

3.2 Hypsométrie

L'hypsométrie d'un secteur géographique représente la répartition surfacique des secteurs caractérisés par une cote altimétrique donnée : dans le cas d'un estuaire, l'hypsométrie intègre aussi bien les secteurs subtidaux (jamais découverts) et les secteurs intertidaux (estran).

Le bon état écologique sous entend une bonne qualité d'**habitat**, c'est d'ailleurs cette notion qui justifie pleinement l'introduction d'éléments de qualité physiques (hydromorphosédimentaires) dans la caractérisation du bon état écologique. Comme souligné par le groupe de projet TIDE (Vandenbruwaene et al., 2013), une façon simpliste de caractériser les habitats physiques (nous dirions les biotopes) est de les relier à la marée, soit en termes de niveaux d'eau, soit en terme de vitesses du courant. N'ayant pas trouvé dans la littérature de relation claire entre vitesse et qualité d'habitat (puisque cela dépend des biocénoses concernées), Vandenbruwaene et al. (2013) classent les habitats par leur élévation et les distribuent en 6 classes qui se distinguent par leur niveau comparé à celui de la marée. Ces auteurs définissent ainsi :

- l'habitat subtidal profond (> 5 m sous le niveau de basse mer moyenne),
- l'habitat subtidal intermédiaire (entre 5 et 2 m sous le niveau de basse mer moyenne),
- l'habitat subtidal peu profond (entre 2 m et 0 m sous le niveau de basse mer moyenne),
- l'habitat intertidal "plat" ou à faible pente (entre les niveaux de basse mer et de pleine mer moyennes avec une pente < 2.5%),
- l'habitat intertidal "pentu" ou à forte pente (entre les niveaux de basse mer et de pleine mer moyennes avec une pente > 2.5%), et enfin
- l'habitat de marais correspondant aux secteurs de niveau supérieur à celui des pleines mers de marée moyenne).

Un classement alternatif des habitats peut être imaginé, en particulier pour les habitats intertidaux : plutôt que de distinguer les zones à faible et forte pentes, il peut être pertinent de distinguer le bas estran (sous la mi-marée) de l'estran supérieur (entre mi-marée et le niveau de pleine mer de marée moyenne). Les classes pourraient même être définies par gammes de durée relative d'exondation cumulée au cours d'une année. Une correspondance entre ces durées et les cotes altimétriques concernées peut être établie et simplement exprimée en fonction du niveau de marée relatif...

En vertu des principes 4, 5 et 7 exposés au § 2.3 qui préconisent de maintenir une diversité des habitats (courant, nature du fond, zone intertidale) spécifiquement estuariens, il est proposé de construire un indicateur traduisant l'extension bien répartie des différentes classes d'habitats. La courbe hypsométrique de l'estuaire, qui représente la surface de l'estuaire en fonction de sa cote du fond, permet de construire cet indicateur. Rapporté à la surface totale de l'estuaire, cette courbe hypsométrique dont l'intégrale vaut 1 devient une densité de probabilité, c'est la densité de probabilité de la cote du fond.

La figure 9 ci-dessous reproduit la courbe hypsométrique (en violet) de l'estuaire de la Seine en 2005 pour les cotes du fond au-dessus du niveau -5 m CMH (Cote marine du Havre, proche du niveau des plus basses mers), ainsi que la courbe cumulée (en noir). On observe des discontinuités marquées dans la courbe hypsométrique, signifiant une faible surface d'habitat pour certaines cotes du fond, et donc une répartition inégale. En particulier les surfaces dont l'élévation est entre 3 et 7 m au-dessus du 0 CMH (abscisse négative sur la figure), correspondant à l'intertidal intermédiaire et supérieur, sont très faibles. Un indicateur facile à instruire pourrait être une valeur minimale de la densité de probabilité de la cote du fond (que nous désignons par densité de probabilité hypsométrique). Pour lever toute ambiguïté dans l'application, il est nécessaire de fixer les limites altitudinales pour le calcul de la densité de probabilité : il est proposé de prendre la cote du fond la plus basse de l'estuaire en amont de l'embouchure et le niveau de pleine mer de coefficient 120 (limite du domaine public maritime en France). Sur la figure 9 ci-dessous, on observe que la faible étendue des zones intertidales entre 3 et 7 m se traduit par une courbe hypsométrique cumulée très convexe, et qu'une meilleure répartition des surfaces d'habitat conduit à une "rectification" de cette courbe.

Des variantes à cet indicateur peuvent être proposées : par exemple en fixant des limites spécifiques définissant des gammes de position du fond, comme celles conduisant aux habitats identifiés au début de ce §. . L'approche se résume alors à arrêter un choix de cinq à dix habitats recueillant l'assentiment des experts biologistes (ce qui peut être compliqué si c'est la diversité d'habitat qui est privilégiée), et à calculer leur répartition relative dans chacun des estuaires. Dans le cas où le marnage n'est pas uniforme le long de l'estuaire, il convient de bien identifier l'enveloppe des basses mers et l'enveloppe des pleines mers, soit par modélisation numérique, soit par observation marégraphique distribuée le long de l'estuaire. Par ailleurs, la pente du fond, qui est un critère retenu par le groupe TIDE, n'apparaît que très indirectement dans la courbe hypsométrique, car de façon intégrée sur tout le domaine. La répartition longitudinale de l'hypsométrie permet de mieux la faire apparaître (§ suivant).

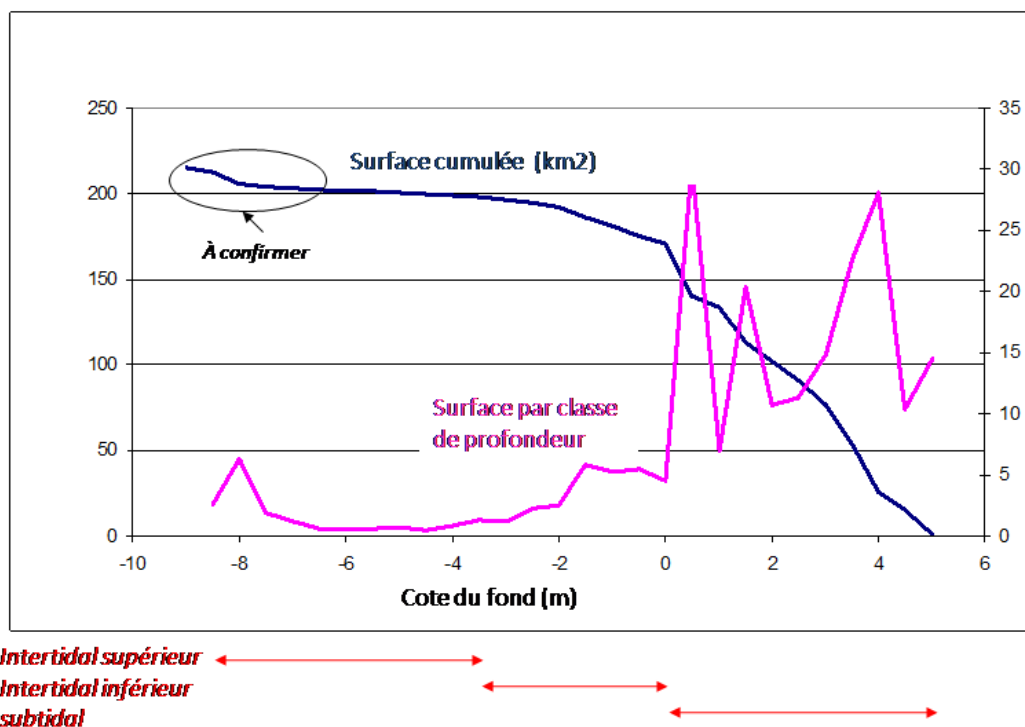


Figure 9 : courbe hypsométrique de l'estuaire aval de la Seine (bathymétrie de 2005).

L'approche par classe d'habitat facilite l'intercomparaison intra- et inter-estuariers, puisque les marnages peuvent être non uniformes au sein d'un même estuaire, et varier considérablement d'un estuaire à l'autre.

En vertu du principe 3 proposé dans le § 2.3, qui préconise une continuité longitudinale pour améliorer la connectivité, mais aussi pour permettre, en estuaire, une répartition d'habitats par classes de salinité (cf principe 1 du § 2.3), il est intéressant de considérer la distribution longitudinale (aval/amont) de l'hypsométrie. Ceci peut être représenté par l'évolution longitudinale des largeurs (distances le long des sections transversales) correspondant à une gamme d'élévation du fond, comme l'illustre la figure 10 pour l'estuaire aval de la Seine. Dans l'exemple de la Seine, des discontinuités apparaissent, en particulier au niveau des zones intertidales. Un indicateur pertinent peut alors être construit pour chacune des sections de l'estuaire, en proposant comme critère de qualité une valeur minimale de la densité de probabilité de la cote du fond, rapportée à la largeur totale de l'estuaire dans la section concernée. La gamme de variation des profondeurs, qui dépend du marnage représentatif de l'estuaire, devrait être ajustée d'aval en amont, en raison de la remontée normale des fonds de l'estuaire vers l'amont. En conséquence, la gamme de variation des profondeurs pourrait être adimensionnée par la différence locale (pour une section donnée de l'estuaire) entre le niveau le plus bas et le niveau de pleine mer exceptionnelle (coefficient 120).

Dans le cas d'une formulation absolue d'indicateur, une valeur minimale de la densité de probabilité serait fixée à dire d'expert, selon deux seuils correspondant au bon état écologique et à un état moyen. Des ordres de grandeur à discuter pourraient être 0.1 et 0.2, respectivement. L'intérêt d'exprimer l'indicateur en densité de probabilité est de ne pas dépendre de la largeur de gamme considérée. Mais le groupe d'expert qui examinera ces propositions d'indicateurs peut aussi préférer fixer les classes d'habitats et exprimer l'indicateur en fraction minimale pour chaque classe d'habitat,

ce minimum pouvant varier selon l'habitat. En formulation différentielle, on chercherait à ne pas réduire la densité de probabilité (ou la fraction de linéaire) pour certaines gammes d'élévation.

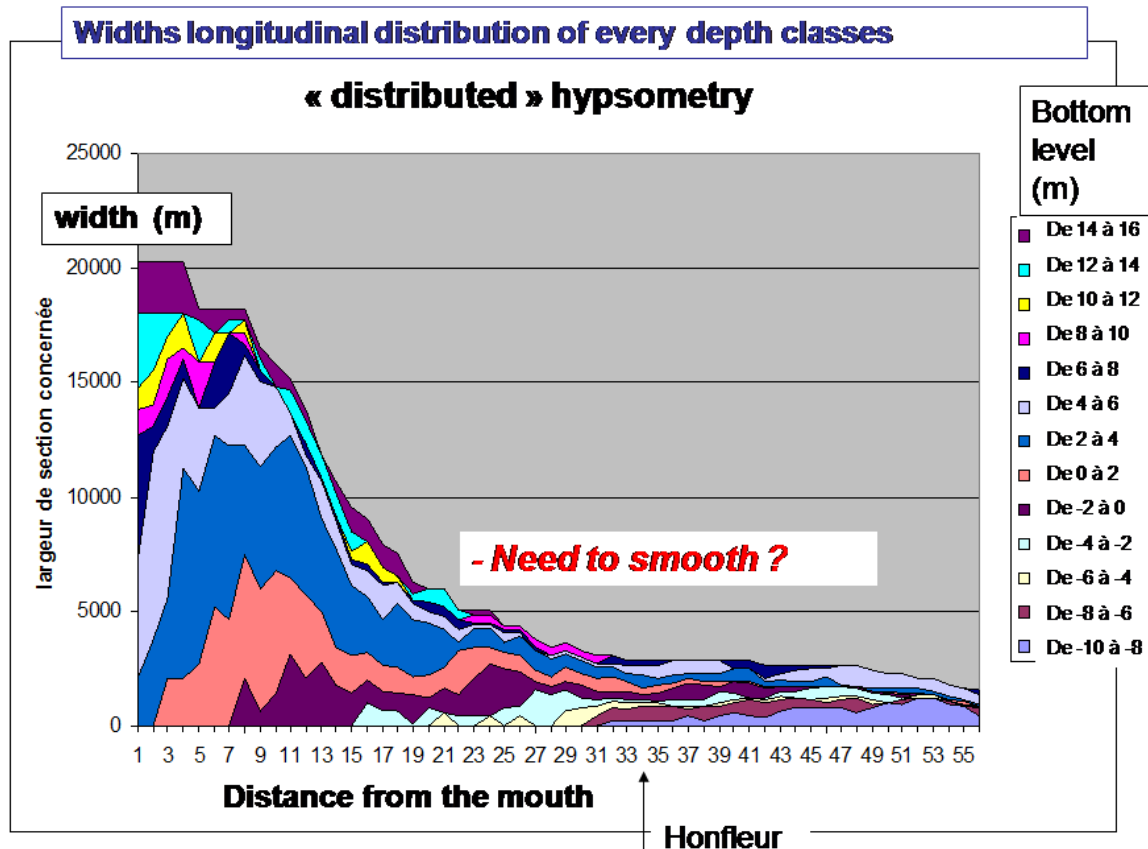


Figure 10 : répartition longitudinale des secteurs de l'estuaire aval de la Seine, classés par leur élévation (cote du fond par rapport au 0 CMH (référence : zéro hydrographique au Havre, i.e. plus basse mer de vive eau), >0 vers le bas). Attention, sur cette figure, l'abscisse représente un N° de maille du modèle SiAM 3D de l'estuaire de la Seine : sur ce tronçon, presque toutes les mailles ont une longueur de 500 m.

Pour satisfaire le principe de continuité longitudinale, l'indicateur de densité de probabilité minimale de la distribution hypsométrique en chaque section de l'estuaire pourrait être décliné pour chacune des rives de l'estuaire, en découpant chaque section en deux parties : de part et d'autre du thalweg (dans le cas d'un chenal unique, ou d'un chenal majeur bien identifié). Le respect de l'indicateur pour chaque rive éviterait le risque d'interruption de certains habitats sur une rive, éventuellement compensée sur l'autre rive mais difficilement compatible avec la continuité longitudinale. Cependant cette spécification justifie une réflexion approfondie, pour en examiner la pertinence dans le cas d'un méandrement bien marqué (cas de l'estuaire moyen de la Seine).

Si les classes d'habitats sont définies par gammes de durée relative d'exondation cumulée sur une longue période (typiquement une année), la donnée hypsométrie peut être traduite en fraction de temps d'émersion, en utilisant une fonction de correspondance entre niveau relatif de marée et durée d'émersion qui prenne en compte la statistique annuelle de variation de l'amplitude de marée (quasi uniforme pour la façade Manche-Atlantique pour laquelle un "coefficient de marée" a été défini). Cette fonction dépend de la forme locale de la marée, mais une fonction de référence peut être établie pour une marée sinusoïdale. A ce stade, il paraît inutile de chercher à tenir compte de la statistique d'occurrence des surcotes/decotes d'origine météorologique. La figure 11 ci-dessous

illustre le résultat pour l'estuaire de la Seine, obtenu à partir des données LIDAR (source GIP Seine-Aval),

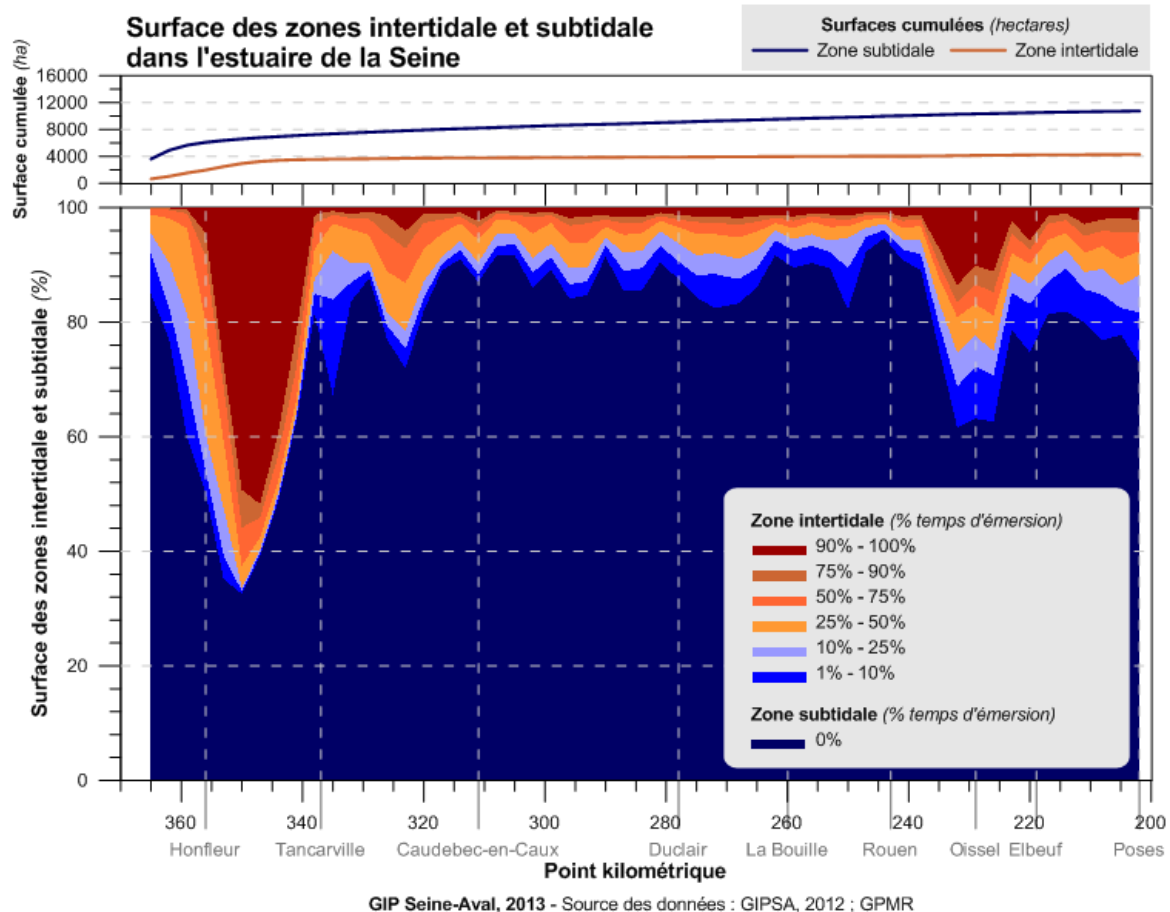


Figure 11 : distribution longitudinale des zones intertidales classées par % temps d'émersion, pour l'estuaire de la Seine (source : GIPSA).

Enfin, les pentes locales (essentiellement transversales) peuvent se déduire de la distribution longitudinale de l'hypsométrie, et un indicateur additionnel pourrait être construit, sous réserve 1) d'une capacité à caractériser ce qui est favorable ou défavorable pour l'environnement écologique et 2) d'une précision suffisante sur la résolution du MNT bathymétrique car c'est la pente locale à petite échelle qui peut impacter l'écologie benthique.

3.3 Zones intertidales

Tous les experts s'accordent à dire que les zones intertidales sont d'une importance essentielle, en termes d'habitats diversifiés tant pour la faune que pour la flore, mais aussi de fonctionnalités environnementales, telle que l'absorption des crues, l'atténuation de l'asymétrie de propagation de la marée... Or la réduction des surfaces intertidales dans une majorité de grands estuaires aménagés est constatée, avec une accélération marquée depuis le début des aménagements, soit le milieu du XIXème siècle dans les pays occidentaux. Ces aménagements ont généralement été mis en œuvre pour une amélioration des conditions de navigabilité (creusement de chenal et endiguement), ou

directement pour gagner du terrain au détriment de zones intertidales moins exploitables (poldérisation, drainage...).

Mais il s'avère difficile de définir une quantité minimale de zones intertidales pour remplir des fonctions écologiques données, et surtout d'en faire un critère général applicable à une majorité d'estuaires. Nous proposons ici de nous baser sur des critères morphodynamiques qui conditionnent un relatif équilibre morphologique, en complément de la progression exponentielle des sections évoquée au § 3.1.

Selon van Maanen et al. (2013), l'équilibre morphodynamique se produit lorsque l'asymétrie de marée est minimale. Les zones intertidales influencent l'asymétrie de la marée, Dans un estuaire dominé par une variation de hauteur d'eau dans le chenal, la pleine mer se propage plus vite que la basse mer et l'estuaire est flot dominant, avec une tendance au remplissage sédimentaire, tandis que si l'estuaire présente une vaste zone intertidale, celle-ci ralentira la propagation de la marée autour de la pleine mer, favorisant ainsi la propagation de la basse mer et la dominance de jusant (Friedrichs, 2010). L'asymétrie sera minimisée si les durées du flot et du jusant restent voisines, donc si la célérité de l'onde marée reste la même à pleine mer et à basse mer. Selon Friedrichs (2010), dans un estuaire convergent (*i.e.* en forme d'entonnoir) peu profond, la célérité de l'onde marée est approximativement proportionnelle à H^2/l (H étant la hauteur d'eau dans le chenal, l la largeur de l'estuaire).

Le maintien de la valeur de H^2/l au cours de la marée peut donc s'écrire $H_{PM}/H_{BM} = \gamma(l_{PM}/l_{BM})^{0.5}$

où H_{PM} et H_{BM} sont respectivement les hauteurs d'eau dans le chenal à pleine mer et basse mer, tandis que l_{PM} et l_{BM} sont les largeurs de l'estuaire à pleine mer et à basse mer.

Selon van Maanen et al. (2013), ce critère est équivalent à celui de Dronkers (1998, 2005), exprimé en valeurs intégrales pour l'estuaire, et tel que : $H_{PM}/H_{BM} = \gamma(S_{PM}S_{BM})^{0.5}$, avec γ proche de 1, où S_{PM} et S_{BM} représentent la surface mouillée de l'estuaire à pleine et basse mer respectivement, et où H_{BM} est calculée en divisant le volume total de l'estuaire par sa surface S à basse mer tandis que H_{PM} est déduit de H_{BM} en ajoutant le marnage. La figure 12 ci-dessous représente cette relation entre hauteurs d'eau et surfaces mouillées pour une dizaine d'estuaires et bassins à marée des Pays Bas. On observe que la valeur effective de γ est plutôt supérieure à la valeur théorique de l'équilibre ($\gamma=1$), ce que Dronkers justifie par quelques arguments (voir Dronkers, 1998 pour plus de détails)

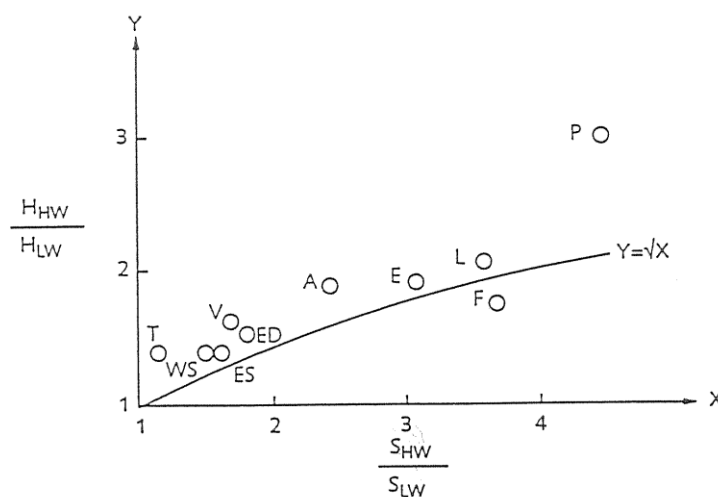


Figure 12 : relation entre H_{PM}/H_{BM} et $S_{PM}S_{BM}$ pour différents bassins à marée des Pays Bas
La courbe $Y=X^{0.5}$ correspond à $\gamma=1$ (d'après Dronkers, 1998).

Il est proposé de construire un indicateur spécifique des zones intertidales à partir de la valeur de γ , calculée en chaque section de l'estuaire. Ainsi appliqué, cet indicateur doit permettre aussi de rendre compte d'une continuité longitudinale (critère 3 du § 2.3). Par exemple, pour se rapprocher de la valeur moyenne de 1.1 de Dronkers ou de la valeur théorique de 1 de van Maanen et al. (2013), le critère serait (formulation "absolue")

$$0.9 < \gamma(x) = (H_{PM}/H_{BM})/(l_{PM}/l_{BM})^{0.5} < 1.2 \text{ pour le bon état écologique}$$

$$0.8 < \gamma(x) = (H_{PM}/H_{BM})/(l_{PM}/l_{BM})^{0.5} < 1.4 \text{ pour l'état écologique moyen.}$$

Une formulation relative spécifierait que $\gamma(x)$ ne devrait pas augmenter (maintien de la largeur "relative" de l'estran)

Ces valeurs sont à confirmer après application à un certain nombre d'estuaires.

3.4 Sinuosité rivulaire

Le critère N°6 du § 2.3 porte sur la distribution d'abris sur l'ensemble de l'estuaire, d'aval en amont. Ces abris, importants pour les poissons en particulier, se situent généralement sur les rives, là où les courants sont faibles. La sinuosité² rivulaire S_r , définie par la somme des longueurs de rives de l'estuaire (gauche et droite) rapportée à la longueur de l'estuaire prise en son axe, représente bien la possibilité d'abri sur les bords. Il est à noter que cette sinuosité doit être représentative d'irrégularité du contour de rive à petite échelle, et peu sensible au méandrement du chenal. Ainsi, l'estuaire de Seine intermédiaire, entre Tancarville et Rouen, présente des méandres très marqués, et pourtant une sinuosité plutôt faible (nombreux endiguements). La figure 13 ci-dessous permet de visualiser cette notion de sinuosité rivulaire.

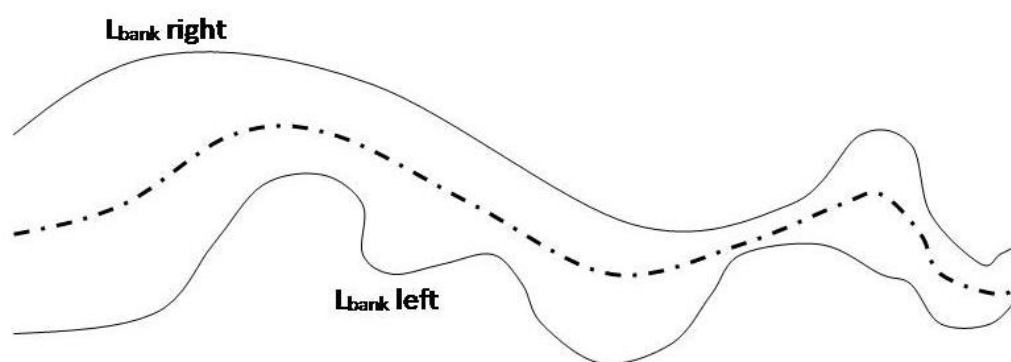


Figure 13 : représentation de la sinuosité d'un système fluvial ou estuarien.

² habituellement, le terme "sinuosité" représente le rapport entre la longueur du thalweg et la distance à vol d'oiseau du cours d'eau considéré, qui permet de caractériser le méandrement. C'est pourquoi la terminologie "sinuosité rivulaire" est proposée ici. C'est aussi différent de la notion de tressage, dont l'indice a une définition proche, mais qui vise à qualifier les cours d'eau à multiples chenaux.

Dans une formulation "absolue", l'indicateur proposé s'exprime comme une valeur minimale de la sinuosité rivulaire, avec typiquement une valeur critique $Sr_{cr} = 3$ pour le bon état écologique, et par exemple 2.5 pour un état moyen, ces valeurs étant à confirmer après tests et expertise. Afin de distribuer la sinuosité rivulaire le long de l'estuaire, il est proposé de l'évaluer par tronçons (typiquement 1 ou quelques km) et d'appliquer les valeurs seuils sur le percentile 90, ce qui signifie que 90% du linéaire d'estuaire auraient une sinuosité rivulaire supérieure au seuil.

Une formulation différentielle de l'indicateur pourrait être définie comme suit:

- si $Sr_{ref} < Sr_{cr}$, on doit respecter $Sr > Sr_{ref}$ (pas de dégradation accentuée)
- si $Sr_{ref} > Sr_{cr}$, on doit respecter $Sr > Sr_{ref} - 0.5(Sr_{ref} + Sr_{cr})$ (acceptation d'une dégradation limitée)

Aussi simple cet indicateur puisse paraître, sa mise en œuvre pratique doit faire l'objet d'attention. Si la longueur de rive était mesurée sur le terrain à l'aide d'un double décimètre, la sinuosité obtenue serait vraisemblablement bien supérieure à celle qu'on obtiendrait d'après une carte au 1/100000. En fait il est proposé de retenir une résolution caractéristique de 1 m, qui donne la précision requise pour mesurer la longueur de rives. Typiquement une carte ou une photographie aérienne tirée au 1/10000 doit permettre d'évaluer cette longueur (précision de 0.1 mm). Naturellement, dans une configuration à chenaux multiples et en présence d'îles, le linéaire de rive doit prendre en compte ces îles : il s'agira de définir la cote idéale de la "rive" à prendre en compte, entre le niveau de mi-marée et le niveau de pleine mer exceptionnelle, qu'une réflexion entre experts devra préciser.

3.5 Schorre et prairies humides

Bien que faisant partie des zones intertidales, les schorres et prairies humides (ou marais maritimes en aval) constituent un espace d'intérêt environnemental essentiel : pour le développement de certaines espèces, pour une exploitation agropastorale, mais aussi comme zone de rétention de n des apports d'eau exceptionnels (concept de zone de rétention de crue (ZRC) étendu au risque de surcote météorologique en aval) : des estuaires endigués privés de ces zones deviennent très vulnérables face à ce genre d'événement, la montée des eaux étant beaucoup plus forte et menaçante pour les espaces non protégés, ou lors de rupture de digues. Une extension privilégiée de ces zones peut être formalisée :

- soit par une augmentation de la valeur minimale de la densité de probabilité de la distribution hypsométrique pour la gamme des altitudes supérieures (cf § 3.2),
- soit par l'ajout d'un indicateur supplémentaire imposant une surface minimale pour la gamme d'altitudes comprises entre le niveau de pleine mer moyenne et un niveau supérieur à définir (fonction du niveau de surcote à période de retour centennale en aval, et de la crue centennale en amont).

Par contre, pour ne pas générer des contraintes excessives, cet indicateur hypsométrique pour les hauts niveaux pourrait être global sur l'estuaire ou distribué de façon simplifiée en trois tronçons : un bief aval (e.g. le 1/3 aval) destiné à "protéger" des surcotes marines, un bief amont (e.g. le 1/3 ?) destiné à protéger des crues. En formulation différentielle, le critère à respecter serait la non réduction des surfaces concernées.

Mais un autre facteur de bon fonctionnement des prairies humides doit être pris en compte. La figure

14 ci-dessous représente la vue en plan de la plaine alluviale de l'estuaire de la Loire, et montre une coupe représentative, qui révèle une altitude de la plaine alluviale souvent plus basse que le niveau de pleine mer qui permet le débordement du lit majeur. Cette configuration, également fréquente en milieu fluvial, résulte de la constitution de levées en bordure du lit majeur, liée à la sédimentation de matériels particuliers apportés par le fleuve ou la mer. Dans ce cas, l'inondation des prairies après débordement exceptionnel peut devenir subite et dangereuse, et le phénomène est susceptible de se renforcer dans le cadre de la montée du niveau marin, qui pourrait faire progresser l'altitude des levées plus vite que celle de la prairie située au-delà. Nous n'avons pas réfléchi à un indicateur spécifique de ce sujet, qui est peut-être en marge de la DCE, mais reste d'importance pour la gestion du domaine estuarien. Il pourrait porter sur la surface relative de plaine alluviale qui ne serait pas en communication "directe" avec le lit mineur, mais la notion de "communication directe" reste à préciser. Sur ce sujet, il serait intéressant d'adapter aux estuaires les critères utilisés en milieu fluvial pour les ZRC.

Morphologie de la plaine alluviale : *exemple de la Loire*

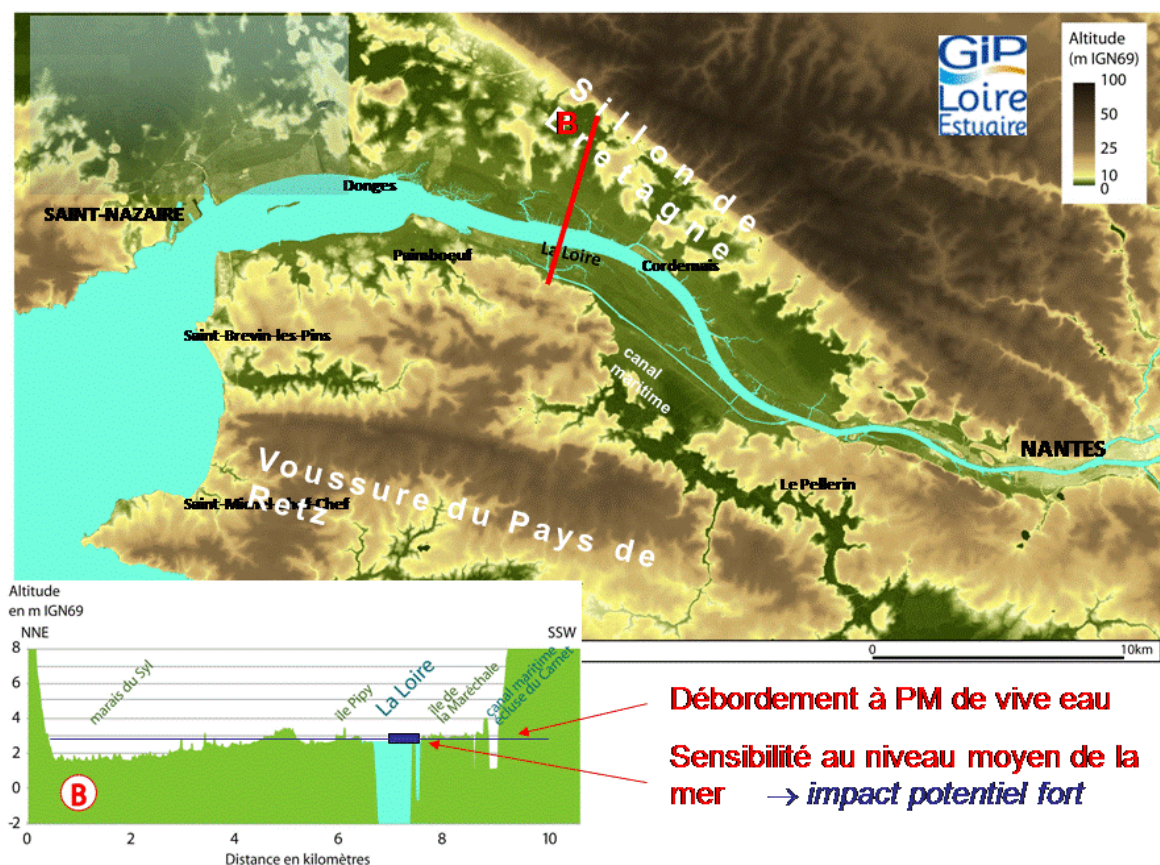


Figure 14 : illustration de la configuration de la plaine alluviale inondable de l'estuaire de la Loire.

3.6 synthèse opérationnelle

En ce qui concerne la morphologie, les indicateurs suivants sont proposés :

M1 Indicateur de défaut de convergence

Principe : basé sur les sections, il indique des discontinuités d'évolution aval/amont des sections

Formulation absolue : $\text{Ind.cvg} = \max \left| \frac{[S(x) - \hat{S}(x)]}{\hat{S}(x)} \right| < \text{Ind.cvg}_{\text{cr}}$ où $S(x)$ est la section moyenne de l'estuaire à l'abscisse longitudinale x et $\hat{S}(x)$ un ajustement exponentiel par segments de $S(x)$

Formulation différentielle : $\text{Ind.cvg} < \text{Ind.cvg}_{\text{réf}}$ (valeur de la configuration de référence)

Complément d'investigation : préciser avec experts la valeur critique de l'indice

Données nécessaires : sections transversales moyennes de l'estuaire, à partir d'un MNT topo-bathymétrique

Version simplifiée de l'indicateur de défaut de convergence

Principe : même principe appliqué à la largeur de l'estuaire

Complément d'investigation : tester l'analogie avec la convergence des sections sur plusieurs estuaires, évaluer l'intérêt de l'usage complémentaire du profil longitudinal du thalweg (fond du chenal)

Données nécessaires : photo aérienne à plusieurs heures marées

M2- Indicateur hypsométrique

Principe : vérifier que les cotes du fond, caractéristiques essentielles des habitats sont bien distribuées dans l'estuaire

Formulation absolue : la densité de probabilité de la cote du fond en chaque section est supérieure à un seuil

Formulation différentielle : pour certaines gammes de cote topo-bathymétrique, l'extension relative ne doit pas être inférieure à la valeur de référence

Complément d'investigation : préciser le seuil avec experts, en particulier les classes dont l'extension ne doit pas être réduite, évaluer la précision nécessaire sur le niveau de pleine mer

Données nécessaires : MNT topobathymétrique, enveloppe des pleines mers et des basses mers (par marégraphie ou modélisation numérique)

Variante 1 de l'indicateur hypsométrique

Principe : pré-identifier des classes topo-bathymétriques représentatives des habitats benthiques, et vérifier que ces classes sont bien distribuées dans l'estuaire

Formulation absolue : en chaque section, l'extension relative des classes topo-bathymétriques est supérieure à un seuil spécifique pour chaque classe

Formulation différentielle : pour certaines classes, l'extension relative ne doit pas être inférieure

à la valeur de référence

Complément d'investigation : *idem* indicateur hypsométrique de base

Données nécessaires : *idem* indicateur hypsométrique de base

Variante 2 de l'indicateur hypsométrique

Principe : *idem* variante 1, les classes étant caractérisées par des % de temps d'émersion

Formulation absolue : *idem* variante 1 après évaluation en chaque section du % temps d'émersion en toute cote topo-bathymétrique

Formulation différentielle : pour certaines classes, l'extension relative ne doit pas être inférieure à la valeur de référence

Complément d'investigation : *idem* indicateur hypsométrique de base + évaluation du % temps d'émersion en toute cote topo-bathymétrique exprimée de façon relative par rapport à aux niveaux de pleine et basse mer et en fonction de la forme de la marée.

Données nécessaires : *idem* indicateur hypsométrique de base et forme locale de la marée (a priori déduite de mesures marégraphiques ou obtenue par modélisation numérique).

M3- Indicateur d'extension de la zone intertidale

Principe : pour réduire l'asymétrie des courants de marée, la variation de largeur de l'estuaire entre basse mer et pleine mer est fonction de la différence de hauteur d'eau dans le chenal entre basse mer et pleine mer.

Formulation absolue : en chaque section x , $\gamma(x) = (H_{PM}/H_{BM})/(l_{PM}/l_{BM})^{0.5}$ doit rester dans une gamme prédéfinie

Formulation différentielle : $\gamma(x) = (H_{PM}/H_{BM})/(l_{PM}/l_{BM})^{0.5}$ ne doit pas augmenter

Complément d'investigation : préciser le seuil avec experts, mais auparavant, tester la robustesse de cette relation à l'aide d'un modèle morphodynamique (simulation d'estuaires schématisés)

Données nécessaires : largeurs d'estuaire à pleine mer et à basse mer (photo aérienne à basse mer + repérage du schorre), profil longitudinal de la cote moyenne du chenal

M4- Indicateur de sinuosité rivulaire

Principe : le rapport entre linéaires de rives et linéaire de l'axe du chenal doit être élevé pour favoriser la présence d'abris

Formulation absolue : $S_r = (L_{\text{gueur rives}}/L_{\text{gueur chenal}})$ évalué par biefs de 1 km. percentile 90 (S_r) > $S_{r_{cr}}$ (de l'ordre de 3)

Formulation différentielle : si $S_{r_{ref}} < S_{r_{cr}}$, on doit respecter $S_r > S_{r_{ref}}$
si $S_{r_{ref}} > S_{r_{cr}}$, on doit respecter $S_r > S_{r_{ref}} - 0.5(S_{r_{ref}} + S_{r_{cr}})$

Complément d'investigation : préciser seuil avec experts, définition de la rive, par apprentissage sur photographies aériennes

Données nécessaires : MNT topo-bathymétrique très précis, ou photographie aérienne

M5- Indicateur d'extension du lit majeur

Principe : disposer d'une zone inondable de surface suffisante pour absorber les crues et atténuer l'impact des surcotes marines d'origine météorologique.

Formulation : peut être considéré comme un cas particulier de l'indicateur M2 (cote très élevée)

Complément d'investigation : la notion de ZRC est instruite hors DCE, et l'incidence sur la valeur des surcotes mérite d'être finement étudiée (modélisation numérique)

Données nécessaires : MNT topo-bathymétrique étendu, statistique locale des crues et des surcotes marines

NB Le renseignement de tous ces indicateurs repose sur la connaissance de la topo-bathymétrie du système, et sur la connaissance de l'enveloppe de pleine mer et de basse mer d'aval en amont. Il s'agit là de connaissances de base, ne nécessitant pas d'outil d'investigation très élaboré, et généralement bien renseignées sur les grands estuaires. Toutefois, si la disponibilité de la bathymétrie pour un estuaire de moindre importance faisait défaut, peuvent être recherchés des indicateurs simplifiés reposant sur la cartographie 2D de l'estuaire, complétée par quelques indications de profondeur du chenal ou mieux quelques profils en travers répartis longitudinalement.

4. Indicateurs de l'élément de qualité hydrodynamique

Les courants dans un estuaire sont générés par la propagation de la marée, par l'écoulement fluvial, par les gradients de densité, ou encore par le vent. S'agissant des estuaires de la façade Manche-Atlantique métropolitaine, ils sont tous macro- voire méga-tidaux, et les courants de marée sont donc prépondérants. Ce sont donc eux qui vont caractériser l'habitat en termes de dynamique et de contrainte sédimentologique.

Les courants générés par l'écoulement fluvial sont en général faibles, sauf en amont de l'estuaire, où ils seront alors très dépendants du débit fluvial amont. Les conséquences des variations de débit sont suffisamment fortes sur la pénétration des eaux salées et sur le bouchon vaseux pour qu'on puisse considérer que leur impact sur les vitesses est secondaire. De la même façon, les courants d'origine thermohaline peuvent avoir une conséquence forte sur le transport résiduel et les temps de résidence, mais pas en tant qu'intensité de vitesse pouvant conditionner l'environnement physique.

Selon le postulat N°4 du § 2.3, une diversité des courants dans l'estuaire est susceptible de favoriser la biodiversité. Pour permettre une bonne connectivité amont/aval (postulat N°3), il est aussi préférable que cette diversité des courants de marée se reproduise en chaque section de l'estuaire, sans discontinuité marquée. A proximité de l'embouchure, les vagues pourront aussi jouer un rôle important.

4.1 Distribution des courants de marée

Il est proposé de construire un indicateur relatant la diversité transversale des courants de marée tout le long de l'estuaire. De façon simple, ce peut être une valeur minimum de la densité de probabilité des intensités maximales (au cours d'une marée de vive eau moyenne) de courants de marée, le long de chaque section de l'estuaire. Il est important que chaque tranche de courant faible ait une probabilité significative, tandis qu'il est moins utile de discrétiser les tranches de courant élevé. Pour en rendre compte, on pourrait s'intéresser à la densité de probabilité du Log_{10} du courant max exprimé en cm, et fixer une valeur minimale de cette densité de probabilité. Le seuil pourrait être fixé de telle sorte que la tranche de courant max compris entre 10 et 30 cm/s ait une probabilité minimale de 10 % en chaque section pour le bon état écologique, et par exemple de 5 % pour l'état moyen. Ici encore, une réflexion entre expert pourra préciser ces seuils.

La figure 15 ci-après illustre la distribution longitudinale des largeurs d'estuaire concernées par différentes gammes de courant de marée maximal pour l'estuaire aval de la Seine. Ces résultats ont été obtenus à l'aide d'une modélisation 3D de l'hydrodynamique dans l'estuaire de la Seine. On y observe que la classe de courant max inférieur à 0.5 m/s est absente à 2-3 km en aval de Honfleur, ce qui est défavorable pour la qualité écologique de l'habitat. Une question complémentaire à débattre au niveau d'experts écologues est la distance longitudinale sur laquelle l'absence de courants faibles reste admissible.

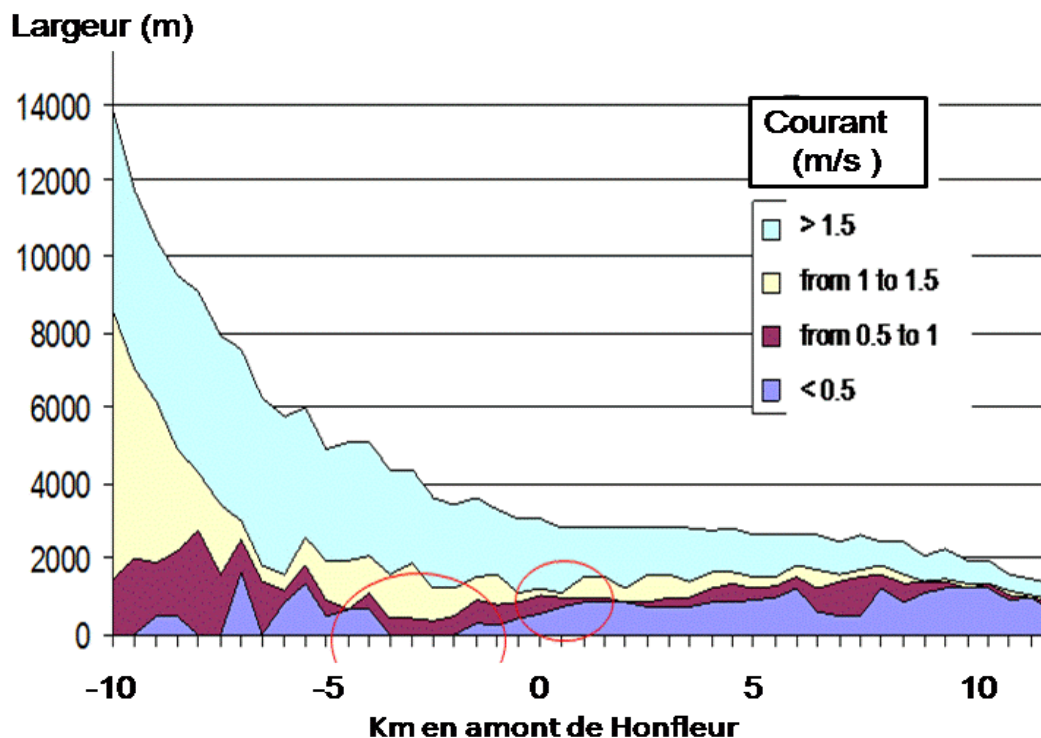


Figure 15 : distribution longitudinale des largeurs concernées par une gamme de courant de marée maximal, dans l'estuaire aval de la Seine. Les calculs ont été effectués à partir des résultats du modèle hydrodynamique SiAM-3D de l'estuaire de la Seine.

La connaissance de la distribution des vitesses dans la section nécessite une modélisation assez fine de l'estuaire (hydrodynamique 2D, voire 3D) pas toujours disponible. En fait, un calcul assez simple peut être effectué pour déduire de la vitesse moyenne dans la section la distribution transversale de ces vitesses, à partir de la hauteur d'eau locale. En effet, en dehors des secteurs à forte courbure (dans les méandres), le courant de marée, barotrope, est contrôlé par la pente longitudinale de la surface libre, surtout au moment du maximum de courant (flot ou jusant), donc lorsque le courant est établi (loin des périodes de renverses). L'explication réside dans la simplification des équations hydrodynamiques que l'on peut assumer dans ces conditions d'équilibre établi. Compte tenu des très faibles vitesses transversales et d'une propagation de l'onde marée selon la direction de l'estuaire, la pente de la surface libre dans la dimension longitudinale peut être considérée comme uniforme dans la section. En négligeant les accélérations, la conservation de la quantité de mouvement impose l'équilibre entre cette pente de la surface libre et le frottement sur le fond, réparti sur toute la colonne d'eau de hauteur h . Le frottement sur le fond étant une expression quadratique du courant U , on obtient $U^2/h = C^{te}$, ou encore $U(y) \sim h(y)^{0.5}$, pour une abscisse longitudinale fixée, y étant la coordonnée transversale. Ainsi le courant max se distribuera dans la section comme la racine carrée de la profondeur. Si la distribution hypsométrique favorable au bon état environnemental est assurée (cf. § 3.2), il est alors probable que la bonne distribution des vitesses le soit aussi. Des tests sur un certain nombre d'estuaires pourront être faits pour vérifier cette correspondance entre distribution hypsométrique et distribution des courants de marée, pouvant conduire à la conclusion qu'un indicateur spécifique sur la distribution des vitesses n'est nécessaire que dans un nombre limité de cas.

De la même façon, la continuité longitudinale des vitesses devrait être assurée si l'indicateur de progression exponentielle des sections est respecté, car c'est l'hypothèse même d'uniformité des courants maximaux qui a conduit à cette progression exponentielle des sections. Une certaine redondance entre critère morphologique et critère hydrodynamique est attendue. Néanmoins, si la

progression des sections n'est pas continue (cas d'une variation de la longueur de convergence, comme illustré par la figure 6), il est probable que le courant maximum au cours de la marée changera aussi, et conséquemment la nature du fond dans le chenal.

Nous ne proposons pas d'indicateur relatif à l'asymétrie des courants de marée, considérant qu'elle n'a pas d'incidence directe en termes écologiques. On a vu que cette asymétrie peut avoir des conséquences sur la morphodynamique du système, dont l'incidence sur l'écosystème et le dimensionnement des zones intertidales a déjà fait l'objet d'un indicateur Hydromorphosédimentaire pour la DCE. L'asymétrie des courants de marée serait un indicateur pertinent pour le fonctionnement hydromorphosédimentaire, mais pas directement pour l'état écologique.

4.2 Vagues

A proximité de l'embouchure, et dans le cas d'estuaires très étendus constituant un fetch significatif (cas de la Gironde), les vagues peuvent contribuer à la caractérisation de l'hydrodynamisme local, et conditionner le biotope, soit directement (certains organismes peuvent ne pas supporter une agitation locale intense), soit indirectement à travers les mouvements sédimentaires induits, et *in fine* la nature des sédiments qui en résulte, susceptible de caractériser l'habitat benthique. Il est très délicat de dire si l'agitation par les vagues est bonne ou néfaste, puisque cela dépend des biocénoses considérées. Comme il a été postulé pour les courants, il est tentant de considérer qu'un bon état écologique repose sur une diversité spatiale des conditions d'agitation, avec juxtaposition de secteurs abrités et de secteurs exposés.

Un indicateur "vagues" peut être défini en évaluant la surface relative de l'estuaire soumis à différentes classes d'agitation, rangées par gammes de contraintes de cisaillement générées sur le fond, ou par énergie dissipée. Mais cet indicateur ne concernera en général que l'embouchure : il s'exprimera en valeurs maximales à ne pas dépasser, mais contrairement aux indicateurs précédents, il n'aura de sens qu'en comparaison avec un état de référence : ce qui serait recherché, c'est de ne pas accroître (ou très peu) la fraction d'estuaire exposé aux vagues, qui entraînerait probablement une perte de certains habitats typiquement estuariens. Si l'indicateur est ainsi basé sur un écart par rapport à une référence, il peut alors être évalué pour un seuil quelconque de contrainte liée aux vagues, par exemple une valeur modérée de 1 N.m^{-2} .

La figure 16 illustre une représentation du forçage des vagues dans l'estuaire aval de la Seine, exprimée par le percentile 99 de la contrainte de cisaillement exercée par les houles et mers de vent. Ce percentile 99 est calculé à l'aide d'un modèle de calcul de vagues qui simule la variabilité des régimes de vent et de marée au cours d'une année représentative. Il nécessite donc un effort d'étude assez conséquent. L'intérêt de considérer des percentiles basés sur des simulations longues (plus d'un an) est de pouvoir comparer des effets sur l'habitat de forçages hydrodynamiques déterministes tels que les courants de marée et des forçages plus aléatoires d'origine météorologique (vagues, débits amont, circulations liées au vent...).

En supposant possible la réalisation de telles simulations réalistes de vagues, l'indicateur vagues pourrait être la surface concernée par un percentile 99 des contraintes de vagues supérieur à un seuil donné (en N.m^{-2}), et c'est cette surface qui serait comparée à la valeur correspondant à la situation de référence. Le choix de ce seuil reste à fixer au sein du groupe d'expert. L'indicateur de bon état, formulé ici sous une forme "différentielle", limiterait la variation relative de cette surface (par exemple à 10%).

Wave- and current- induced bottom shear stresses

Seine estuary

percentiles 99 (Pa)

currents

waves

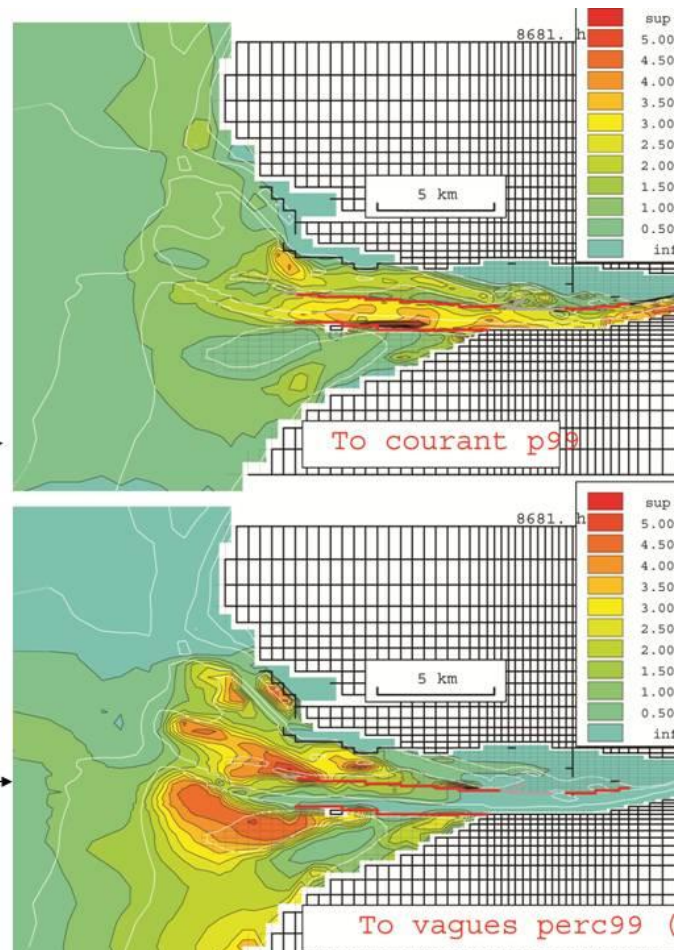


Figure 16 : distribution des contraintes de cisaillement sur le fond exercées par les vagues et les courants, calculées à l'aide de la modélisation SiAM mise en œuvre dans le cadre du programme Seine-Aval. Les percentiles 99 sont calculés à partir d'une simulation réaliste d'un an pour les vagues et les courants.

4.3 Synthèse opérationnelle

Finalement, deux indicateurs sont proposés pour caractériser l'hydrodynamique des systèmes estuariens vis-à-vis du bon état écologique.

H1- Indicateur courants

Principe : favoriser une bonne distribution transversale des courants de marée maximaux, et en particulier rechercher le maintien de secteurs à faible courant en chaque section de l'estuaire

Formulation absolue : la densité de probabilité du courant max au cours de la marée en chaque section est supérieure à un seuil pour les faibles valeurs de vitesse;

Formulation simplifiée : en chaque section, l'extension relative des secteurs soumis à un courant ne dépassant pas une valeur fixée (typiquement, 30 cm/s) doit être supérieure à un seuil

Formulation différentielle : l'extension relative des secteurs soumis à un courant ne dépassant pas une valeur fixée ne doit pas être inférieure à la valeur de référence (si cette valeur de référence est supérieure au seuil, on pourrait tolérer une valeur de seuil intermédiaire entre le seuil absolu ci-dessus et la valeur de référence)

Complément d'investigation : redondance possible avec l'indicateur hypsométrique, qu'une étude de sensibilité, menée sur des estuaires réalistes et des estuaires schématisés avec un modèle hydrodynamique permettrait de préciser ; un calcul des vitesses par la méthode des cubatures, permettrait de caractériser la distribution des vitesses : étude de robustesse de la méthode à mener ; besoin aussi de préciser la valeur limite d'un courant "faible" et la valeur du seuil surfacique avec experts

Données nécessaires : MNT topobathymétrique, simulation par modèle hydrodynamique en condition de vive eau et de crue ou d'étiage, ou bien enveloppe des pleines mers et des basses mers (par marégraphie).

H2- Indicateur agitations

Principe : la contrainte exercée par les vagues sur les habitats benthiques ne devrait pas augmenter

Formulation absolue : néant

Formulation différentielle : la surface concernée par un percentile 99 des contraintes de vagues supérieur à un seuil donné ne doit pas être supérieure de plus de 10% à sa valeur de référence.

Complément d'investigation : fixer la valeur seuil avec experts écologues.

Données nécessaires : modèle de vagues du secteur concerné (ce peut être une partie de l'estuaire), avec simulation respectant la statistique de vents locaux ; si exposition aux houles du large, prise en compte d'une statistique des forçages du large ; prise en compte des variations du niveau de marée.

5. Indicateurs de l'élément de qualité hydrologie

5.1 Distribution des salinités

Le postulat N°1 mentionné au § 2.3 portait sur le caractère essentiellement estuarien des salinités intermédiaires depuis l'eau douce jusqu'à l'eau marine adjacente. Pour maintenir cette spécificité estuarienne, il est proposé d'étendre le plus possible (ou à minima, de ne pas réduire) ces salinités intermédiaires qui caractérisent les habitats estuariens. Cette extension dépend naturellement des débits amont issus du bassin versant, mais peut être modifiée en fonction des aménagements et du fonctionnement hydraulique induit. A titre d'exemple, la figure 17 illustre l'incidence sur l'étendue de la gamme polyhaline (18 à 30 PSU) en estuaire de Seine (1) de certains aménagements ayant généré une modification bathymétrique (différence entre 1975 et 2010), et (2) du changement de régime hydrologique de la Seine amont tel que prédit dans le cadre des études prospectives liées au changement climatique (réduction des débits, surtout en étiage, différence entre 2010 et 2100).

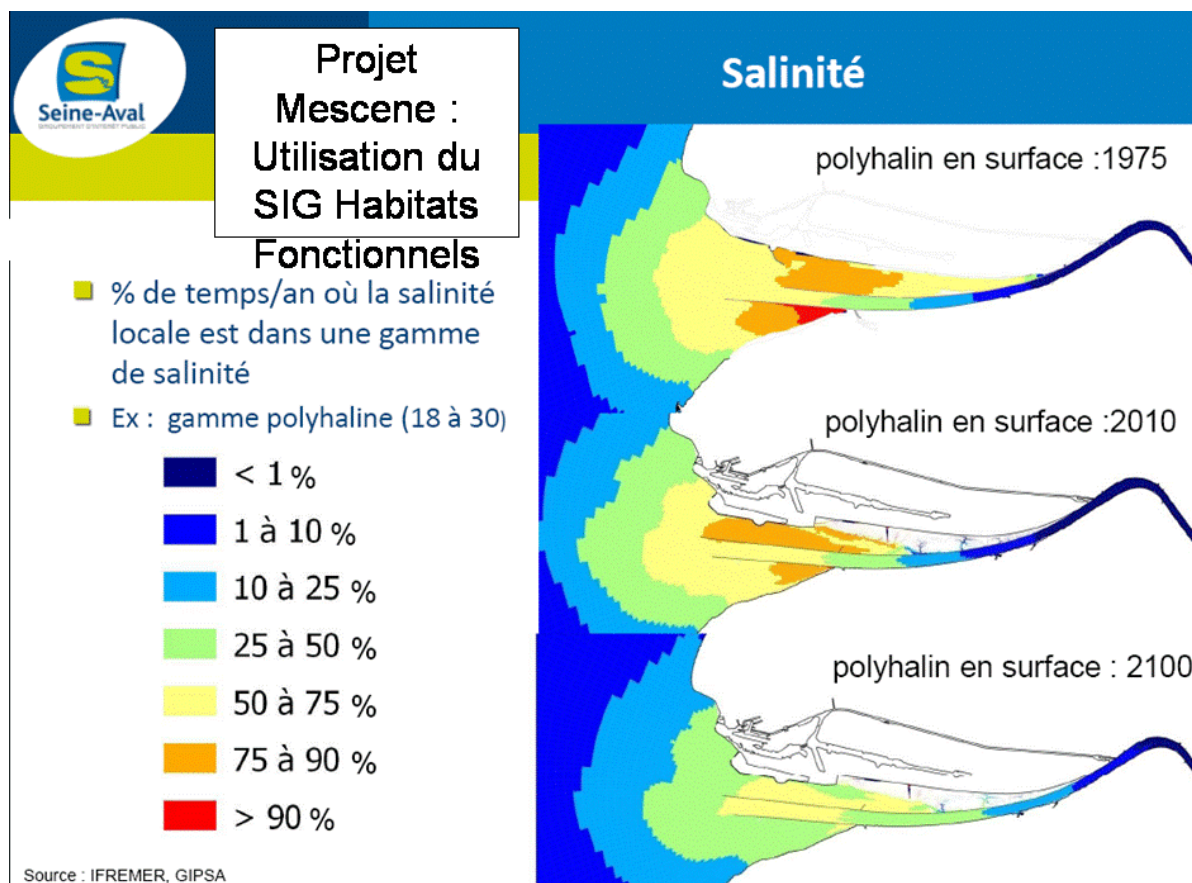


Figure 17 : simulation du régime annuel des salinités dans l'estuaire aval de la Seine, à l'aide du modèle SiAM-3D, pour 3 configurations. Au centre : situation en 2010 ; en haut : bathymétrie de 1975 mais régime hydrologique de 2010 ; en bas : bathymétrie de 2010, mais régime hydrologique prédit pour 2100.

Un premier indicateur pourrait porter sur la distribution des salinités moyennées sur une période de temps assez longue (plusieurs années), à l'instar de la représentation de la figure 18 ci-après (simulation d'un an pour l'estuaire de la Seine).

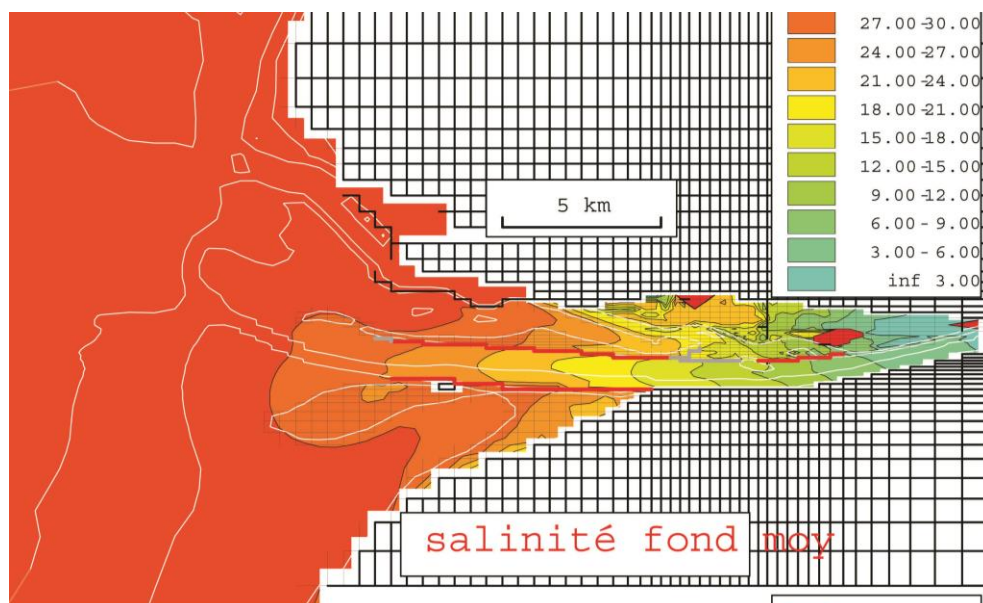


Figure 18 : simulation des salinités de fond en estuaire de Seine, moyenne annuelle

L'indicateur recherché vise à étendre le plus possible les zones de salinité intermédiaire, dans une large gamme (*i.e.* de 0 à la valeur marine à l'embouchure, donc typiquement la salinité de fond à pleine mer à l'embouchure). L'indicateur pourrait s'appuyer sur la densité de probabilité de la distribution spatiale de la salinité de fond (car la plus impactante en termes d'habitats) rapportée à la surface totale de l'estuaire (de sa limite amont jusqu'à l'embouchure). Sous réserve d'une discussion entre experts, un seuil minimal de 0.01 pourrait être requis pour le bon état, et de 0.005 pour l'état moyen, pour une étendue de salinités de 0 à environ 35 PSU (ainsi, une gamme de variation de 10 PSU devrait concerner une fraction surfacique minimum de 10 %). Des tests seront à effectuer pour valider cette proposition d'une même valeur de densité de probabilité minimale pour toutes les gammes de salinité. Il est rappelé qu'un indicateur basé sur une densité de probabilité permet de s'affranchir de la discrétisation adoptée pour la définition des classes de salinité.

La figure 19, qui illustre la densité de probabilité des salinités en Seine (mais le calcul n'est fait que pour l'estuaire aval), donne une idée de l'information synthétique qu'apporte une telle représentation.

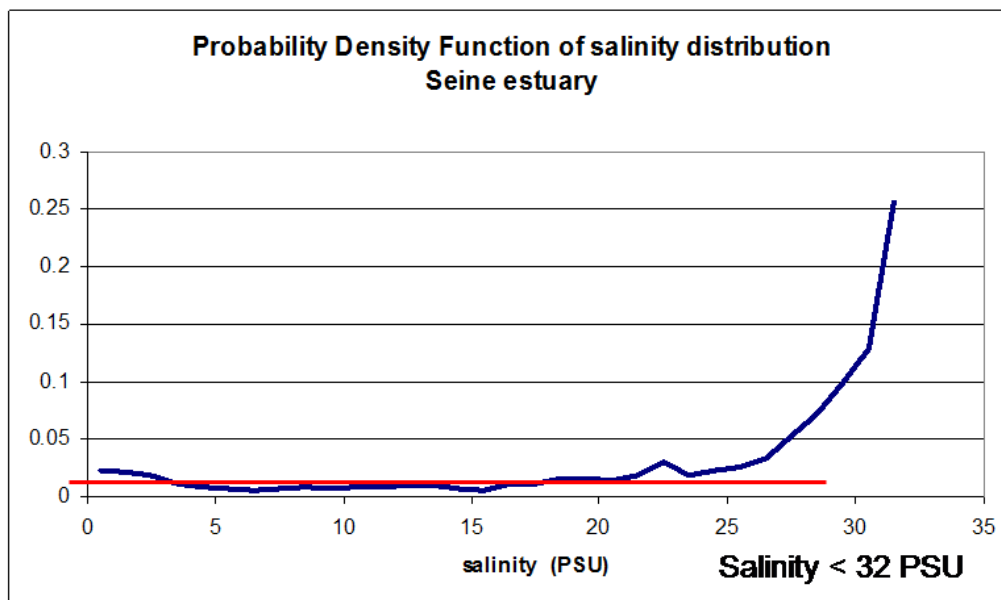


Figure 19 : représentation de la densité de probabilité de la distribution des salinités dans l'estuaire aval de la Seine (calcul provisoire).

La sensibilité d'un tel indicateur à une variation du régime hydrologique amont pourra s'avérer intéressante. A contrario, pour que l'évaluation de l'extension des salinités intermédiaires soit la plus informative possible, il semble préférable de retirer du calcul les secteurs amont en permanence dulcicoles, dont l'étendue relative varie largement d'un estuaire à l'autre.

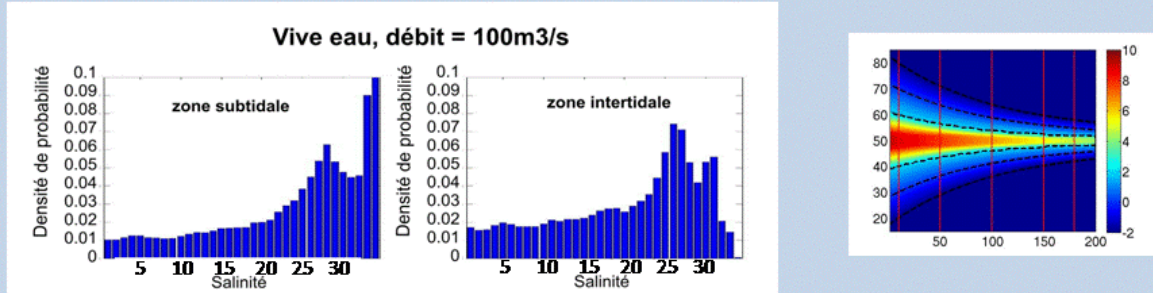
Une formulation différentielle de l'indicateur consisterait à éviter que la densité de probabilité de toutes les salinités intermédiaires (typiquement de 0.1 à 30 PSU) diminue par rapport à sa valeur de référence. Il est préférable de ne pas considérer les salinités supérieures, d'une part parce qu'elles ne sont pas caractéristiques des milieux estuariens, et d'autre part parce que leur extension sera très sensible au positionnement parfois arbitraire de l'embouchure.

L'indicateur ainsi proposé peut révéler une "réponse" du système à un changement de régime hydrologique (variation du débit moyen ou des contrastes crues/étiages du fait du changement climatique ou des usages des bassins versants) et donc pourrait conduire à prendre des mesures susceptibles d'influencer ce régime fluvial.

Une réflexion complémentaire pourrait être menée pour examiner la pertinence de considérer la variabilité locale de la salinité au cours de la marée, qui est aussi une caractéristique importante des estuaires. L'évaluation de l'indicateur ne serait pas plus compliquée que celle de l'indicateur sur les salinités moyennes, qui requiert des simulations longues. Par contre, il restera difficile de suggérer des préférences en faveur d'une forte ou d'une faible variabilité. Le sujet pourra être discuté avec les experts écologues.

NB: au cours de l'été 2014, l'indicateur salinité a été évalué pour des configurations schématisées d'estuaires, à l'aide d'une modélisation numérique mise en œuvre dans le cadre d'un stage de Master 2. Ce travail sera présenté en année 2 de l'étude en cours, mais nous présentons ci-dessous un aperçu des résultats illustrant la portée de l'indicateur turbidité. La figure 20 montre en particulier la possibilité de croiser l'indicateur salinité avec l'indicateur hypsométrie, exprimé ici de façon simplifiée en distinguant les habitats subtidaux et intertidaux.

Estuaire respectant une progression exponentielle des sections



Estuaire présentant une discontinuité des sections et des zones intertidales

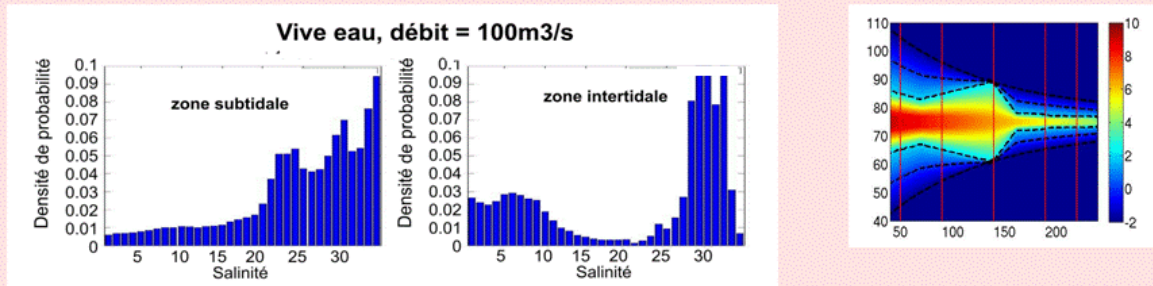


Figure 20 : Distribution en densité de probabilité des salinités de fond pour deux systèmes estuariens (les bathymétries respectives sont représentée à droite), en distinguant les habitats subtidaux et les habitats intertidaux.

5.2 Stratifications

Nous avons indiqué dans le § 2.3 que les stratifications pouvaient favoriser des hypoxies néfastes à la santé écologique ainsi que des remontées vers l'amont d'eau salée au fond. Ce renforcement des circulations résiduelles au fond peut à son tour favoriser le déplacement des sédiments vers l'amont et donc le remplissage accru de l'estuaire par des sédiments marins. Il serait donc intéressant de développer un indicateur s'y rapportant. La réflexion est en cours dans le cadre de la 2ème année du projet. Cet indicateur pourrait être construit sur une évaluation statistique du nombre de Richardson intégré sur la colonne d'eau) calculé en chaque point de l'estuaire, à chaque instant d'une année hydrologique complète. En effet le nombre de Richardson est le paramètre adimensionnel qui caractérise l'intensité des mélanges turbulents en regard de la stabilité liée à la stratification, et ainsi renseigne, mieux que la stratification elle-même, sur le risque de non renouvellement de l'oxygène des eaux de fonds par la surface.

Le nombre de Richardson intégré s'écrit $R_{ii} = 0.008g\Delta S.h/U^2$, où U est le courant (de marée), g la gravité, ΔS la différence de salinité surface/fond et h la hauteur d'eau. Un indicateur possible porterait sur une valeur maximale admissible d'un percentile spécifique du nombre de Richardson (typiquement, le percentile 90 ne devant pas dépasser 0.25). Percentile et valeur critique du Richardson restent à préciser par expertise, après confrontation sur un estuaire connu pour des épisodes hypoxiques assez fréquents. Un tel indicateur pourrait s'évaluer sans surcoût si l'on dispose d'une simulation annuelle des salinités, déjà nécessaire pour évaluer l'indicateur salinité.

Compte tenu du caractère saisonnier du risque d'eutrophisation, la saturation en O_2 dissous dépendant de la température, l'indicateur stratification basé sur un Richardson intégré gagnerait à être seulement calculé sur la saison défavorable (typiquement l'été).

5.3 Synthèse opérationnelle

Dans ce chapitre nous proposons deux nouveaux indicateurs, qui relèvent encore de l'hydrologie.

H3- Indicateur salinité

Principe : favoriser l'extension spatiale des salinités intermédiaires

Formulation absolue : densité de probabilité des salinités comprises entre 0.1 et 30 > seuil

Formulation simplifiée : l'indicateur pourrait porter sur les gammes classiques de salinité utilisées en écologie (oligohalin 0.1-5 PSU, mésohalin : 5-18 PSU, polyhalin : 18-30 PSU), et s'exprimer en fraction surfacique minimale ; éventuellement croisé avec l'hypsométrie en calculant l'indicateur pour différents habitats (distingués par leur élévation)

Formulation différentielle : remplacement du seuil par la situation de référence - 20%, et non réduction de l'intégrale de la densité sur la gamme 0.1-30

Complément d'investigation : adoption du seuil retenu, avec experts ; tests à mener sur la sensibilité des résultats de modèle à la précision de la bathymétrie introduite et à la grille de résolution

Données nécessaires : la modélisation numérique 3D de la salinité est la seule approche possible pour évaluer l'indicateur, elle devra respecter la variabilité du régime fluvial (idéalement, calcul de probabilité d'occurrence sur un cycle annuel représentatif) ; la mise en œuvre du modèle (usage banalisé aujourd'hui) repose sur une information topo-bathymétrique (MNT) et sur la connaissance du régime fluvial : débits moyens et extrêmes, cycle annuel représentatif.

H4- Indicateur stratification

Principe : limiter l'occurrence des épisodes de stratification susceptibles de réduire les mélanges verticaux et d'entraîner des hypoxies/anoxies de fond

Formulation absolue : en tout point de l'estuaire, percentile xx de $R_{ii} = 0.008g.\Delta S.h/U^2$ < seuil

Formulation différentielle : peut-être pas indiquée ici, car une situation d'anoxie n'est pas admissible, même dans le cas d'un estuaire connu pour être hypoxique depuis longtemps

Complément d'investigation : fixer la valeur seuil (critique) du Richardson intégré ainsi que le percentile avec experts écologues ; confronter à des cas connus (l'estuaire de la Loire pourrait être considéré)

Données nécessaires : idem indicateur salinité.

6. Indicateurs de l'élément de qualité sédiment

6.1 Couverture sédimentaire

Nous n'avons pas explicitement traité les indicateurs liés à l'élément de qualité sédiment. Dans le § 2.3, nous avons postulé qu'une diversité de la nature sédimentaire était intéressante pour la biodiversité. Au titre de la continuité longitudinale, il serait aussi intéressant que la diversité des sédiments de fond se reproduise d'amont en aval, en maintenant une répartition transversale. De fait, une telle distribution des sédiments dépendra de la distribution des contraintes de cisaillement, et donc, pour les parties abritées, de la distribution des courants de marée maximaux. On pourrait ainsi considérer que l'indicateur de diversité des courants (et donc l'indicateur de répartition hypsométrique des largeurs...) satisferait les conditions souhaitées pour la couverture sédimentaire, sous réserve de vérification sur un certain nombre d'estuaires et d'accord des experts.

Pour rappel, les experts réunis le 30 avril 2013 lors du comité de pilotage de la réflexion sur les indicateurs HMS ont exprimé une réticence à développer un indicateur sur la diversité des faciès sédimentaires, pour les raisons suivantes :

- la couverture sédimentaire d'un estuaire est naturellement très variable et peut évoluer rapidement en un point donné selon les conditions hydrodynamiques et les apports en MES. Il est ainsi difficile d'atteindre/de fixer une « couverture voulue » mais également de dire si telle ou telle couverture est plus favorable à la biologie qu'une autre.
- l'influence d'une modification des faciès sédimentaires dépend de la vitesse du phénomène. Pour le benthos, si un estuaire sableux devient progressivement vaseux (à l'échelle de la décennie ou plus), les peuplements s'adapteront au fur et à mesure ; en revanche, il est possible qu'en un lieu donné, un enfouissement brusque des peuplements ait lieu, pouvant entraîner des mortalités massives : mais ce cas se produit généralement lors d'une forte crue qui est un phénomène naturel.
- Naturellement, les estuaires ont une couverture sédimentaire à dominante sableuse, vaseuse ou mixte. Ces estuaires ont un fonctionnement propre de même valeur : un estuaire sablo-vaseux ne sera pas « mieux » qualitativement qu'un estuaire sableux ou vaseux. Finalement, le principe même de dire qu'il faudrait une diversité de faciès sédimentaire pour atteindre le bon état n'est pas non plus une évidence ; il est possible que chercher à diversifier ces faciès peut à l'inverse, diminuer la qualité globale des milieux.

La question de la diversité des faciès sédimentaires serait plutôt à reformuler sous la forme du maintien des fonctionnalités associées aux habitats caractéristiques de la situation de référence, question qui dépasse l'ambition de la présente étude.

On peut cependant se poser la question de l'indifférence au changement de nature des apports en amont, provoqués par des aménagements hydrauliques (piégeage des sables par des ouvrages) ou des changements d'usages des bassins versants : doit-on ou non rechercher un indicateur relatif à ces changements et à leurs conséquences ?

Par ailleurs, la teneur en matière organique des sédiments demeure une variable à considérer pour indiquer un risque d'hypoxie par remise en suspension du sédiment. Une réflexion complémentaire doit être menée à ce sujet, qui relève aussi des indicateurs physico-chimiques.

6.2 Turbidité

La turbidité de l'eau est un caractère fréquent et naturel des milieux estuariens qui sont généralement le siège d'un maximum de turbidité ("bouchon vaseux").

Compte tenu de la diversité des concentrations en Matières En Suspension rencontrées dans la nature, il est difficile de fixer un seuil de turbidité au-delà duquel l'état écologique serait compromis (l'estuaire de la Gironde est naturellement très turbide), même si la turbidité du milieu est plutôt défavorable à la qualité biologique puisqu'elle empêche la pénétration de la lumière et limite donc la production primaire (mais elle réduit aussi le risque d'eutrophisation).

On pourrait considérer que la turbidité ne doit pas augmenter, par rapport à un état de référence qu'il serait nécessaire de préciser. En mettant en œuvre une modélisation des resuspensions dans l'estuaire, délicate à calibrer, il est possible de calculer la distribution spatiale des turbidités moyennes dans l'estuaire, et de vérifier si elle diminue ou pas (figure 21).

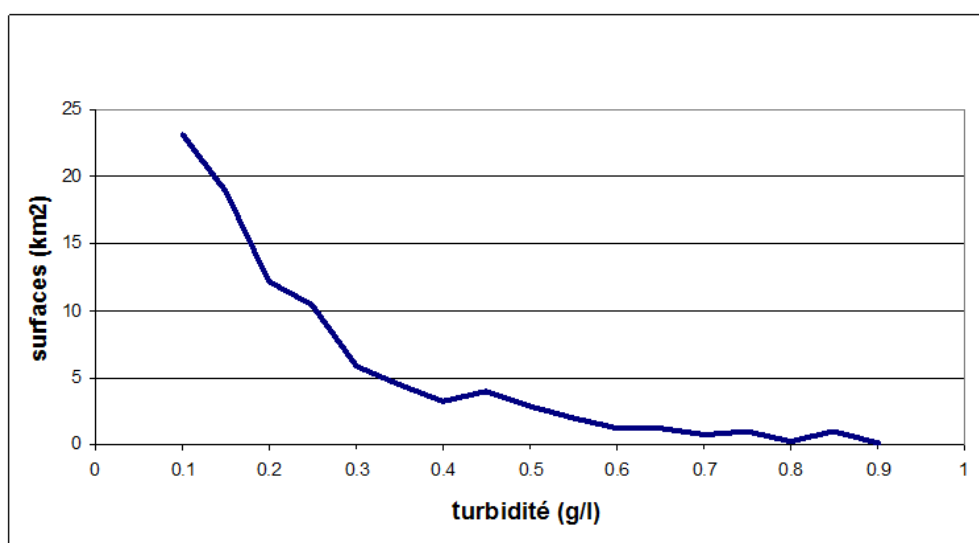


Figure 21 : calcul de la distribution des surfaces de l'estuaire de la Seine affectées en fonction de leur turbidité moyenne (selon simulation par modélisation numérique des resuspensions).

De façon pragmatique, il semble que la variation spatiale de turbidité la plus forte soit liée à la variation du débit amont, dans la mesure où une diminution de ce dernier génère une remontée du gradient de salinité et du maximum de turbidité combinés. Pour une valeur fixe de la masse turbide mobilisable dans l'estuaire, lorsque le bouchon vaseux est positionné plus en amont, il concerne des sections d'estuaires beaucoup plus faibles (hypothèse de convergence des sections) et se présente donc plus étalé longitudinalement avec des concentrations plus élevées. Les conditions d'étiage sont donc les conditions les plus défavorables d'un point de vue environnemental puis qu'elles génèrent une turbidité plus élevée, plus étendue, et si le sédiment est riche en matière organique dégradable, le processus de dégradation induira une consommation en oxygène élevée. Ces conditions d'étiage se rencontrent pendant l'été, à un moment où la température de l'eau élevée est défavorable au taux d'oxygénation. Toutes les conditions d'hypoxie sont alors réunies. Il serait donc assez efficace de remplacer l'indicateur turbidité par un indicateur relatif au débit d'étiage minimal qu'il convient d'assurer pour atténuer le risque d'hypoxie voire d'anoxie. Cet indicateur pourrait s'appuyer sur une modélisation fine de l'intrusion saline dans l'estuaire, ou sur une relation empirique telle que

proposée dans la littérature. Ainsi Savenije (1993) propose une expression de la longueur d'intrusion des eaux salées dans l'estuaire à pleine mer (L_{HWS}) de la forme :

$$L_{HWS} \sim h_0^{1.5} \cdot TU^{0.5} A^{0.5} / (K \cdot L_{cvgce} Q^{0.5})$$

établie sous réserve que $L_{HWS} < L_{cvgce}$, et où h_0 , A et U sont respectivement la hauteur moyenne, la section et le courant max de marée à l'embouchure, K est un coefficient de dispersion horizontal, L_{cvgce} la longueur de convergence et Q le débit fluvial amont. Selon cet auteur, l'intrusion des eaux salées varierait comme l'inverse de la racine carrée du débit fluvial, ce qui peut permettre de construire un indicateur sur le débit d'étiage minimum recommandé. Le seuil de bon état ou d'état moyen serait exprimé comme un rapport entre un débit d'étiage ancien pris comme référence, et le débit d'étiage réalisé pendant le plan de gestion.

Les réflexions sur un éventuel indicateur turbidité sont à poursuivre, car la seule préoccupation du soutien du débit d'étiage ne renseigne pas sur une évolution tendancielle des turbidités à hydrologie fluviale constante. Mais les moyens pour faire un tel suivi des turbidités (seule la formulation différentielle serait retenue) sont lourds à mobiliser, qu'il s'agisse d'observations in situ ou de modélisation mathématique.

7. Conclusion

Un commentaire critique sur les éléments de qualité et paramètres hydromorphologiques prévus par la DCE a conduit à proposer une formulation plus appropriée de ces éléments de qualité, regroupés sous le vocable "hydromorphodésimentaire", sans changer l'esprit de la DCE.

L'application des postulats formulés pour décrire les conditions de l'environnement physique favorables à l'état écologique des estuaires, basés sur le maintien des caractères spécifiquement estuariens, a permis de proposer des indicateurs pour les 4 éléments de qualité retenus. Selon le cas, ces indicateurs font appel à un état de référence ou non.

Ainsi, les indicateurs morphologiques proposés ne requièrent pas nécessairement la connaissance d'un état de référence. L'un porte sur la progression aval/amont des sections, un deuxième sur la distribution hypsométrique des largeurs pour chaque section de l'estuaire, un troisième sur la caractérisation des zones intertidales, et en particulier leur étendue transversale d'aval en amont, et un quatrième sur la sinuosité rivulaire minimale, répartie tout le long de l'estuaire.

Concernant l'élément de qualité hydrodynamique, un premier indicateur sur la distribution des vitesses max en chaque section de l'estuaire est présenté, mais il révèle une certaine redondance avec l'indicateur relatif à la distribution hypsométrique des largeurs. Un deuxième indicateur est relatif aux vagues, et nécessite une comparaison avec un état de référence.

L'élément de qualité hydrologie est centré sur les salinités et l'indicateur proposé cherche à étendre les gradients de salinité en minimisant la densité de probabilité des salinités intermédiaires. Un deuxième indicateur non finalisé chercherait à limiter les occurrences de stratifications, défavorables à l'oxygénation des eaux de fond.

Enfin les indicateurs de l'élément de qualité sédiment ont été discutés : un premier portant sur la diversité transversale de la nature du sédiment, maintenue d'aval en amont, très liée à la distribution des courants max, semble lui aussi redondant avec celui sur la distribution hypsométrique des largeurs, et reste discutable sur le fond. Un deuxième relatif à la turbidité de la colonne d'eau reste à construire : il porterait soit sur la non augmentation des turbidités par rapport à une situation de référence, soit plus simplement sur une condition de débit d'étiage à maintenir, pour éviter des augmentations de turbidité excessives lors de la remontée du bouchon vaseux vers l'amont.

L'ensemble des indicateurs de l'élément de qualité morphologie peut s'évaluer à partir d'une information topo/bathymétrique. Un travail complémentaire est prévu pour estimer la sensibilité de l'indicateur au remplacement de l'information bathymétrique par une image planimétrique issue d'une photographie aérienne, complétée par quelques sondages bien placés.

Les indicateurs de l'élément de qualité hydrologie nécessitent quant à eux une modélisation des salinités sur une période assez longue pour établir une statistique de distribution selon les forçages. Il en est de même pour l'indicateur vagues dont la pertinence varie selon les estuaires, et devra être préalablement appréciée.

Concernant l'élément de qualité sédiment, l'entretien d'une diversité de la nature des fonds semble découler des indicateurs de diversité des courants ou de répartition hypsométrique des largeurs, tandis que pour rendre compte du risque d'accroissement des turbidités en étiage et d'hypoxie associée, un indicateur relatif aux soutiens d'étiage reste à préciser.

Enfin, les combinaisons ou croisements d'indicateurs ont seulement été effleurés, tandis que l'éventuelle agrégation des indicateurs, nécessaire pour le classement en bon état ou en état moyen resterait à traiter. Ce travail pourra être poursuivi dans la deuxième phase de l'étude.

8. Références bibliographiques

Chandesris A., Mengin N., Malavoi J-R, Souchon Y., Pella H, Wasson J-G, 2008. SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau, principes et méthodes, Version V3. Rapport CEMAGREF, 81p.

European Working group 2.7-Coast (2004) - Guidance document n° 7. Common implementation strategy for the Water framework Directive (2000/60) - Monitoring under the Water Framework Directive.

Friedrichs CT, 2010. Barotropic tides in channelized estuaries. In : Valle-Levinson A (ed) Contemporary issues in estuarine physics, Cambridge University Press, 27-61.

Foussard V., Sottolichio, A., 2011. Projet BEEST : Caractérisation d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires de Bon Etat Ecologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 2 : Synthèse de la démarche et des résultats – Rapport du projet BEEST du programme LITEAU, 56 pages.

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., 2004. Indices morphodynamiques. Rapport Programme Seine-Aval 2, Action III 2004-03, GIP Seine-Aval. 22 p.

Prandle D., 2009. Estuaries : Dynamics, mixing, sedimentation and morphology. Cambridge University press, 236p.

Savenije HHG, 1993. Predictive model for salt intrusion in estuaries. Journal of Hydrology, 148 (1993), 203-218.

Savenije HHG, 2005. Salinity and tides in alluvial estuaries. Elsevier, 194p.

Valette L., Piffady J., Chandesris A., Souchon Y., 2012. SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'état des lieux DCE. Rapport IRSTEA-ONEMA, 104p.

Valle-Levinson A (ed), 2010. Contemporary issues in estuarine physics, Cambridge University Press, 315p.

Vandenbruwaene W, Plancke Y, Verswaest T, Mostaert F, 2013. Interestuarine comparison: hydrogeomorphology: hydro- and geomorphodynamics of the TIDE estuaries Scheldt, Elbe, Weser and Humber. Version 4. WL Rapporten, 770_62b Flanders Hydraulics Research, Antwerp, Belgium.

Van Maanen B., Coco G., Bryan K., Friedrichs C., 2013. Modeling the morphodynamic response of tidal embayments to sea-level rise. In proc. Physics of Estuaries and Coastal Seas 2012, Ocean Dynamics.

Vinchon C. et Delattre M., avec la collaboration de Ar Gall E., Auby I., Bachelet G., Bruchon F., Jourdin F., Jung S., Le Hir P., Lepage M., Lobry J., Sautour B., Sottolichio A., Ximenes M.C. (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 définition du « très bon état » et identification préliminaire des paramètres à suivre. Rapport final de phase 1. BRGM/RP-57525-FR, 112 p., 24 fig., 19 tabl., 4 ann.



Onema
Hall C
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes
0145143600
www.onema.fr

Organisme partenaire :
IFREMER/Centre de Bretagne
Adresse partenaire
Z.I de la Pointe du Diable, CS 10070
29280 Plouzané (France)
Numéro de téléphone partenaire : 02 98 22 40 40
Site web partenaire : <http://wwwz.ifremer.fr/brest>