

## Projet Seine-Aval 5 **ANPHYECO-SEINE**

« Analyse du fonctionnement hydrologique, morphologique, sédimentaire et écologique [en vue d'une recherche de pistes de restauration globale] de l'estuaire de la Seine »

Janvier 2019

Coordination : Stefan Van Damme

Co-Auteur : Pierre Le Hir, Jean-Paul Ducrotoy

## TABLE DES MATIERES

<b>RESUME EXECUTIF</b>	<b>3</b>
<b>SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET</b>	<b>4</b>
<b>PARTICIPANTS AU SUIVI DE PROJET</b>	<b>4</b>
<b>RESULTATS</b>	<b>5</b>
INTRODUCTION	5
1    Méthodes	7
1.1 Comparaison inter-estuarienne	7
1.1.1  Physicochimie	7
1.1.2  Morphologie et hydrologie	8
1.2 Diachronie modélisée du fonctionnement hydro-sédimentaire	10
2    Diagnostic du fonctionnement écologique systémique	13
2.1 Résultats	13
2.1.1  Oxygène	13
2.1.2  Phytoplancton	14
2.1.3  Phytobenthos	25
2.1.4  Macrozoobenthos	28
2.1.5  Zooplancton	33
CONCLUSION	35
<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>37</b>
<b>ANNEXES 1 A 3 : RAPPORTS ANNEXES</b>	<b>40</b>
<b>ANNEXES 4 : LEVIERS DE GESTION</b>	<b>41</b>

## RESUME EXECUTIF

Le caractère dynamique et complexe des estuaires ne facilite pas la gestion écologique intégrée. La gestion de l'estuaire de la Seine nécessite une vision à l'échelle globale, avec des objectifs écologiques compréhensibles, acceptables et applicables pour tous les acteurs. ANPHYECO s'est focalisé en priorité sur le diagnostic du fonctionnement écologique de l'estuaire, en identifiant de manière qualitative les facteurs limitants pour la production du phytoplancton, du phytobenthos, du zooplancton et du macrozoobenthos ; ces quatre groupes biotiques formant le noyau de la chaîne trophique.

Trois stratégies ont été combinées pour construire et proposer un diagnostic holistique de l'estuaire : une comparaison inter-estuarienne diachronique concernant la physicochimie, une comparaison inter-estuarienne diachronique concernant la morpho-hydrologie, et une modélisation hydro-sédimentaire de trois scénarios diachroniques de l'estuaire de la Seine. Les résultats permettent de donner un premier diagnostic du système reposant sur de nouvelles connaissances acquises en parallèle et dans la présente étude. La modélisation 3D de la diachronie des niveaux d'eau, pour laquelle certaines données de mesures in situ numériques manquaient, ont révélé des effets sur la marée basse assez importants dans la zone amont de l'estuaire, ce qui a pu être mis en relation avec un changement de la distribution spatiale des courants. L'approfondissement du système et l'accroissement temporel de la teneur en matière en suspension dans l'eau ont eu un effet combiné sur les conditions de lumière devenues moins favorables pour la production primaire aquatique, qui ne sont propices qu'en amont de Rouen. Plusieurs de ces changements et leurs effets sont documentés. Le plus important facteur limitant pour le fonctionnement écologique global de l'estuaire reste cependant le temps de résidence de l'eau, qui empêche en grande partie, et en combinaison avec les conditions de lumière, la production primaire estuarienne. Par conséquent, l'alimentation du zooplancton et du macrozoobenthos est affectée. En fait, la production primaire de l'estuaire se déplace vers le large, vers la baie de Seine. Ni un apport par retour partiel depuis la baie, ni le rôle de l'apport détritique, ni la production du phytobenthos ne semblent suffisants pour combler le déficit nutritif en amont du bouchon vaseux. Dans l'embouchure elle-même, les résultats sont plus ambigus.

Envers la production primaire, deux orientations de gestion différentes ont finalement été proposées selon la zone de l'estuaire : en amont du bouchon vaseux, et dans le bouchon vaseux et l'embouchure. Il ne semble pas réaliste d'envisager d'atténuer les débits sur le plan systémique en reconnectant la vallée estuarienne au système actuel. Les mesures pour modifier le débit devraient surtout être prises sur le bassin versant. Cependant, l'installation de petites zones d'inondation contrôlée en périphérie de la zone amont pourrait fournir un réseau de 'hot-spots' écologiques. Localement, l'amélioration des conditions écologiques permettrait de reconnecter des habitats éclatés et de favoriser la migration et l'installation des êtres vivants. En zone aval, les fonctions déficientes ont aussi été reconnues, mais l'identification des mesures appropriées pour les rétablir reste à affiner.

Les mesures hydrologiques pour augmenter la production primaire ne sont pas évidentes à réaliser. Il existe une réserve concernant l'augmentation du temps de séjour par la diminution des débits en Seine, ce qui pourrait nuire au macrozoobenthos par l'intrusion de salinité dans l'estuaire et par une augmentation de la turbidité. ANPHYECO a permis de poser les bases d'une analyse multifactorielle du fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine.

## SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET

- **Equipe 1** : Ecosystem Management Research Group (ECOBÉ), Antwerp University (UAntwerpen).

Coordination scientifique : Stefan Van Damme

Autres chercheurs (ou équivalents) : Patrick Meire

- **Equipe 2** : DYNECO/DHYSED ; Ifremer

Coordination scientifique : Pierre Le Hir

Autres chercheurs (ou équivalents) : Florent Grasso

- **Equipe 3** : Flanders Hydraulics

Coordination scientifique : Wouter Vandenbruwaene

Autres chercheurs (ou équivalents) : Plancke, Y.; Schramkowski, G.; Mostaert, F

- **Equipe 4** : Institute of Estuarine and Coastal Studies (IECS), The University of Hull

Coordination scientifique : Jean-Paul Ducrotoy

## PARTICIPANTS AU SUIVI DE PROJET

*Personnes ayant contribué au suivi du projet ou ponctuellement à un atelier de travail.*

Acteurs de l'estuaire : Patrice Tournier (GPMR), Nolwenn Briand (DREAL), Pascal Galichon (GPMH), Barbara Leroy (AESN)

Scientifiques : Arnaud Huguet (UMR Metis), Francis Orvain (Université de Caen), Pascal Claquin (Université de Caen), Nathalie Niquil (Université de Caen), Jérémy Lobry (IRSTEA), Michel Tackx (Université de Toulouse), Gilles Billen (UPMC), Josette Garnier (UPMC).

### INTRODUCTION

La valeur écologique des estuaires est aujourd'hui plus reconnue que jamais. Après des décennies de détérioration, des projets de restauration émergent partout en Europe et dans le monde entier. La plupart de ces projets ont pour objet de rétablir des surfaces d'habitat ou de restaurer des biocénoses, et de répondre aux exigences des directives européennes telles que celle concernant Oiseaux et Habitats. D'un point de vue quantitatif, l'évaluation des besoins en opérations de restauration restent souvent imprécise, tandis que les (résultats des) mesures prises pour y répondre peuvent s'avérer inadaptés. La complexité des systèmes estuariens est telle que toute action en faveur de l'écologie, de la navigation ou de la protection contre les inondations reste profondément liée aux autres. Les évolutions naturelles et les conséquences des actions humaines inter-agissent de la plus petite à la plus grande échelle de ces systèmes dynamiques. Faire des prévisions sur un aspect isolé du réseau écologique exige des connaissances pluridisciplinaires, ce qui n'est pas facilement réalisable. Non seulement le fonctionnement écologique du système est complexe, mais trouver des opportunités qui mettent en conciliation l'avenir écologique de l'estuaire avec les usages actuels, comme la navigation, reste un grand défi. La restauration des estuaires est donc affectée par ces difficultés. Faute d'une vision globale, les opportunités de restauration sont rarement saisies autrement que sur un plan local. Pourtant, la gestion intégrée de la Seine a déjà été amplement encouragée (Moussard et al., 2008 ; Ducrotoy, 2010). Néanmoins, dans une grande partie des cas, la mise en évidence des relations entre les effets des mesures prises et les besoins de conservation à long terme du système manquent.

Le but final est d'aboutir vers la quantification des besoins écologiques de façon persuasive, compréhensible et réalisable par la gestion. La gestion estuarienne holistique n'est possible qu'à condition que des objectifs écologiques clairs, simples et robustes soient disponibles.

La première étape essentielle pour aboutir à la gestion intégrée est la formulation d'un diagnostic intégré du fonctionnement écologique. Ici, le fonctionnement écologique se focalise sur la chaîne trophique, notamment la production primaire (phytoplancton et phytobenthos) et la production secondaire (zooplancton et macrozoobenthos). Le diagnostic consiste en une analyse factorielle afin d'identifier les facteurs limitants correspondant à ces composantes (mises à part à part les substances polluantes) couvrant le système dans son entièreté. La méthode appliquée consiste en une comparaison inter-estuarienne, qui repose sur un ensemble cohérent de connaissances, plus fiables que dans le cas d'études mono-systémiques ((ex. Heip et al., 1995 ; Uncles et al., 2002), surtout quand la dimension temporelle (diachronie) y est incluse.

La condition déterminante pour conduire le diagnostic vers la gestion intégrée est la mise en œuvre d'une approche multidisciplinaire du fonctionnement écologique de l'estuaire. L'absence de prise en compte des relations entre les domaines hydro-morpho-sédimentaire (HMS), la physicochimie (PC) et la diversité biologique a longtemps entravé la quantification d'objectifs écologiques qui tiennent compte des fonctionnalités estuariennes dans tout leur dynamisme. Si la comparaison inter-estuarienne se présente comme un outil majeur pour évaluer le statut du fonctionnement écologique de la Seine, il a néanmoins été montré que la comparaison inter-estuarienne du lien entre fonctionnements HMS et PC reste difficile, en

raison d'un manque de données précises et comparables, et de la difficulté à appliquer des méthodes identiques dans tous les systèmes. ANPHYECO a contourné cette difficulté en combinant les comparaisons inter-estuariennes individuelles de HMS et de PC avec des méthodes plus détaillées capables d'ajouter des informations reconstruites pour combler certaines lacunes. Ainsi, la modélisation 3D a été appliquée pour établir la reconstruction diachronique du fonctionnement hydro-sédimentaire, afin de pouvoir la mettre en relation avec les autres aspects du fonctionnement écologique.

Le diagnostic constitue l'essentiel de ce rapportage. Les conclusions permettent d'ouvrir la discussion sur les mesures, et sur les leviers de gestion.

Le projet TIDE a montré que des comparaisons inter-estuariennes sont des outils propices pour établir un diagnostic. L'Escaut est un estuaire très bien documenté et son fonctionnement peut constituer un miroir de celui de la Seine.

# 1 Méthodes

Trois approches complémentaires ont été combinées pour construire le diagnostic holistique de l'estuaire : une comparaison inter-estuarienne en diachronie de la physicochimie, une comparaison inter-estuarienne en diachronie de la morpho-hydrologie, et une modélisation hydro-sédimentaire de trois scénarios diachroniques de l'estuaire.

## 1.1 Comparaison inter-estuarienne

### 1.1.1 Physicochimie

Afin de pouvoir comparer **la Seine et l'Escaut**, des sites comparables concernant le fonctionnement de l'environnement abiotique (salinité, morphologie, hydrologie) ont été sélectionnés, c'est à dire (Fig. 1):

- Poses – Melle : limite amont de l'estuaire.
- Rouen – Dendermonde : situé dans la zone d'eau douce, caractérisé par un changement morphologique entre un système plus étroit ou moins profond en amont et un système plus large ou plus profond en aval. En Escaut, ce point correspond à une démarcation entre une zone hydrologique caractérisée par une dominance d'énergie tidale et une zone dominée par l'énergie fluviale liée au débit (Chen et al., 2005). Ces deux zones se caractérisent par une dominance différente d'espèces de phytoplancton, indiquant une zone avec une communauté phytoplanctonique fluviale en déclin et une zone de phytoplancton typiquement estuarien (Muylaert et al., 2000).
- Tancarville – Anvers (= Antwerpen) (gradient de salinité)
- Honfleur - frontière Belgo-Néerlandaise (salinité comparable)

La diachronie comparative repose sur une analyse des moyennes annuelles des différents paramètres. Cette approche permet de bien distinguer les tendances générales, mais des événements de durée limitée comme des blooms individuels, n'y sont a priori pas captés.

Les données de la Seine ont été fournies par le GIP Seine aval. Les données de l'Escaut viennent de multiples sources et ont été rassemblées lors du programme de monitoring OMES (Van Damme et al., 2005 ; Maris et al., 2017). Les données ont été examinées et sélectionnées d'après la fréquence des mesures. Les moyennes annuelles n'ont été retenues que si les quatre saisons étaient représentées par au moins deux résultats validés. Les moyennes annuelles ont été calculées à partir des moyennes mensuelles.



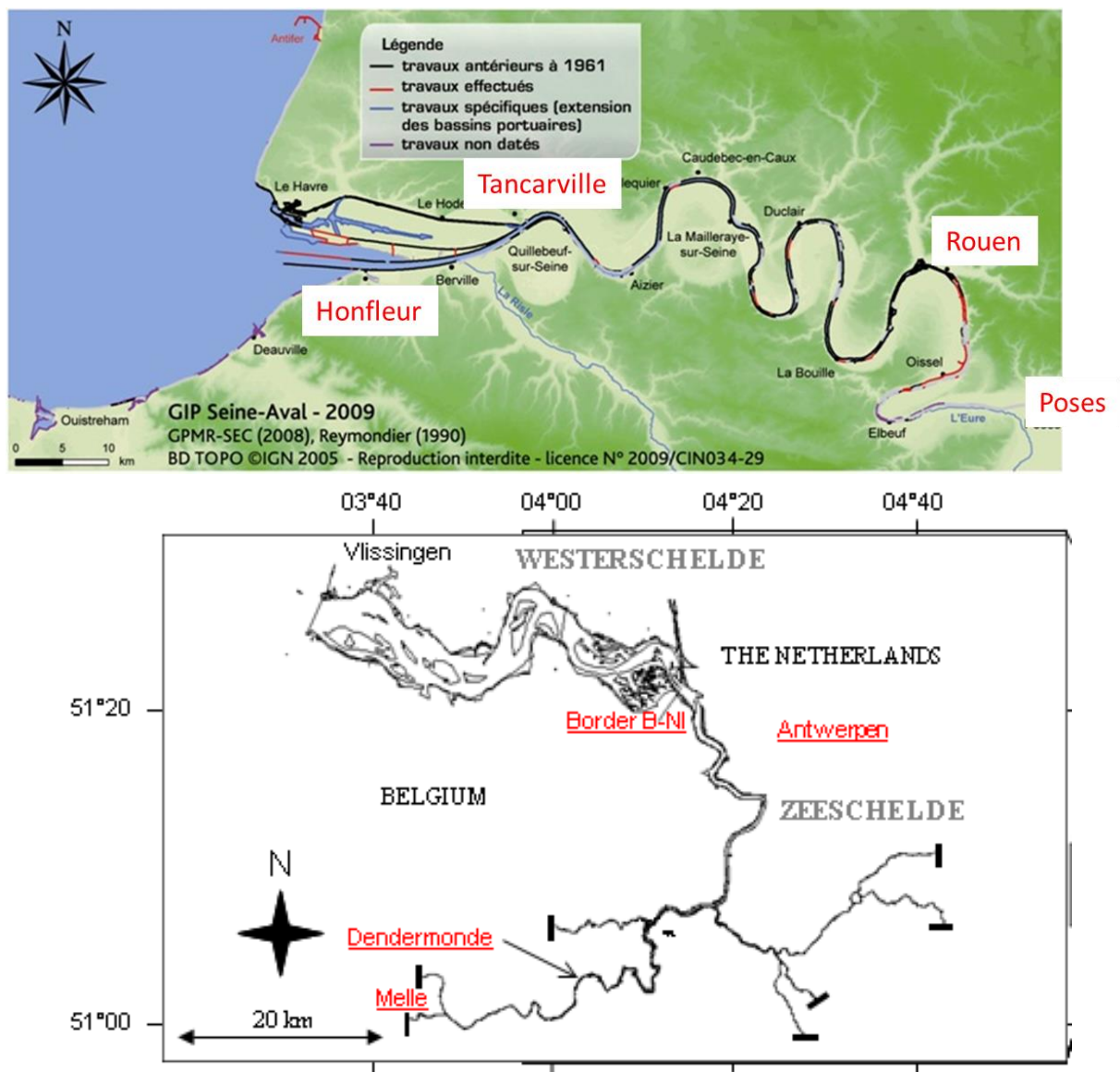


Figure 1: Localisation des sites comparés entre la Seine (haut) et l'Escaut (bas)

### 1.1.2 Morphologie et hydrologie

Les données de la Seine ont été ajoutées, selon une méthode comparable, à celles provenant d'une étude inter-estuarienne comprenant les estuaires de la Weser, l'Elbe, la Humber et l'Escaut (voir programme européen Interreg TIDE: Vandenbruwaene et al., 2013). La grille topo-bathymétrique de l'estuaire de la Seine correspond à l'élévation des surfaces subtidales, intertidales (vasières et marais tidaux) et supratidales, situées entre les digues. La grille bathymétrique (basée sur des mesures 'multibeam' ou 'singlebeam') inclut la zone subtidale et la partie inférieure de la zone intertidale, tandis que les données topographiques (basé sur des mesures LIDAR) représentent les zones les plus élevées.

Les données bathymétriques de la Seine pour les années 1960, 1975 et 2010 ont été utilisées. La référence verticale de ces données est en mètres Cote Marine du Havre (mCMH), le système de projection horizontale est RGF93 – Lambert93. Les données de 2010 proviennent d'une grille topo-bathymétrique ESRI de 5 x 5 m qui s'étend de l'embouchure



jusqu'à Poses. La situation de 1975 est couverte par une grille topo-bathymétrique ESRI de 25 x 25 m qui s'étend de l'embouchure jusqu'à Rouen. Les données de 1960 ont été fournies par IFREMER sous forme de fichiers xyz, avec une grille rectangulaire de l'embouchure jusqu'à la Risle, et des transects de points de La Risle jusqu'à Rouen. La distance entre les points de la grille rectangulaire est de 100 m, tandis que la distance entre les points de chaque transect varie de 10 à 100 m. La distance entre les transects est environ 1 km. Afin de dériver les paramètres morphologiques pour la situation de 1960, une grille de 10 x 10 m a été créée par interpolation IDW (Inverse distance weighted). Entre la Risle et Rouen, l'interpolation IDW a donné des résultats plus précis que sur les transects.

Le long de l'estuaire, des coupes transversales ont été définies pour lesquelles la largeur, la profondeur moyenne transversale, la profondeur du thalweg et la surface transversale ont été déterminées. Ces paramètres ont pu être déterminés par construction des profils transversaux, basés sur les données de topo-bathymétrie, et calculés avec le package software MikeGIS. Pour les années 2010 et 1975, la distance entre les transversales est d'environ 500 m, et les mêmes positions de coupes transversales ont été utilisées (Fig. 2). Pour 1960 les coupes transversales ont été construites sur les points des transects avec une inter-distance de 1 km environ (Fig. 3).

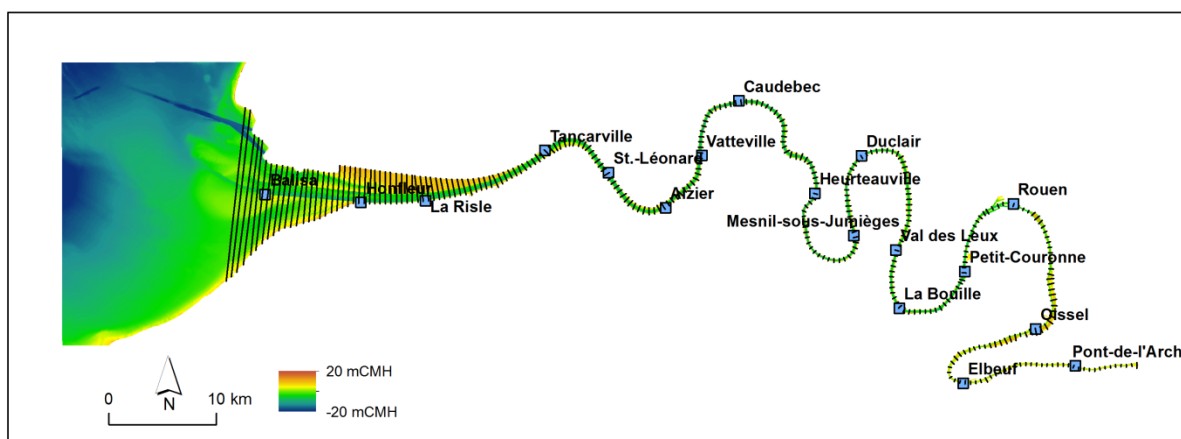


Figure 2: Coupes transversales le long de la Seine pour la situation de 2010 et 1975, avec la topo-bathymétrie de 2010

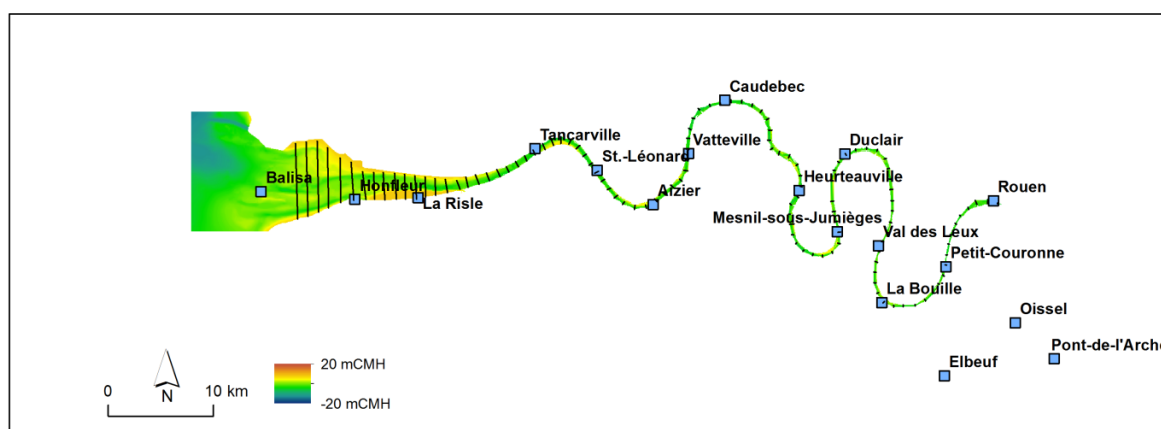


Figure 3: Coupes transversales le long de la Seine pour la situation de 1960, avec la topo-bathymétrie de 1960

La construction des coupes transversales permet de dériver des paramètres morphologiques en relation avec n'importe quel niveau de référence. Pour 2010 les paramètres ont été dérivés pour le niveau moyen de marée haute et de marée basse. Par contre, pour les situations historiques de 1975 et 1960, des données numériques du niveau d'eau n'étaient pas disponibles pour l'estuaire en amont de l'embouchure. En plus, la base de données de 1960 ne contenait que des données de la zone subtidale entre La Risle et Rouen. Par conséquent, les paramètres morphologiques dans cette situation ont été évalués par rapport au niveau 0 mCMH.

Le temps de résidence a été calculé suivant la méthode de Dyer (1973), qui fonctionne bien pour les estuaires à fort gradient de salinité. Pour ces estuaires, le temps de résidence est calculé comme:

$$T = f \frac{V}{R}$$

Avec: T = temps de résidence (jours)

f = concentration fractionnaire d'eau douce = (Ss – Sn)/Ss

Ss = salinité à l'embouchure (PSU)

Sn = salinité dans un segment spécifique de l'estuaire (PSU)

V = volume du segment (m³)

R = débit fluvial (m³/s)

Pour chaque segment estuarien une concentration fractionnaire d'eau douce a été attribuée en concordance avec le profil de salinité. Le volume des segments a été calculé en multipliant la surface transversale des segments avec leur longueur. La surface transversale moyenne a été calculée comme la moyenne des surfaces transversales pour les niveaux de marée moyenne haute et basse, et ceci aux deux limites du segment considéré. Concernant le débit, les valeurs de Poses ont été utilisées. Le temps de résidence de l'estuaire a été calculé en sommant les temps de résidence de tous les segments individuels, avec un débit moyen.

## 1.2 Diachronie modélisée du fonctionnement hydro-sédimentaire

Afin de mettre le diagnostic de la physicochimie en relation avec le fonctionnement hydro-sédimentaire, comme base intégrée pour une restauration d'ensemble de l'estuaire de la Seine et de son fonctionnement, l'une des stratégies d'étude a consisté à comparer l'estuaire et son fonctionnement pour 3 situations historiques. Pour des raisons d'accessibilité aux informations, seules des configurations récentes ont été sélectionnées, mais elles présentent des contrastes importants en raison des aménagements anthropiques réalisés dans la période.

La configuration "1960", construite à partir de la carte bathymétrique de 1959 de l'embouchure jusqu'à Port-Jérôme, correspond à l'état de l'estuaire avant sa profonde transformation à l'embouchure, provoquée par une chenalisation externe à l'aide de digues submersibles réalisées par étapes successives. La digue sud convexe, déjà raccourcie en 1933, est encore présente mais sera arasée dans le futur pour permettre un prolongement vers le large du cours concave forcé depuis Tancarville (voir Fig 14 du fascicule Seine Aval 2.3, Foussard et al., 2010). La digue du Ratier est en cours de construction au nord du banc du même nom. Le chenal principal est encore "convexe" et passe largement au Nord de Honfleur.

La configuration "1975" correspond à une situation où l'aménagement de l'embouchure est en voie d'achèvement : les digues insubmersibles en amont de Honfleur sont en place, la digue du Ratier aussi, et la digue submersible Nord est en cours de construction. La digue "en crochet", au sud-est du port du Havre, est aussi en construction : selon Avoine (1981), cette digue aurait eu des répercussions importantes sur la sédimentation dans l'estuaire en retenant une bonne part du matériel qui y pénètre. Le chenal Nord, qui était le chenal principal en 1959, est en voie de comblement à l'est de Honfleur, tandis qu'il migre vers le nord (vers la digue en crochet) plus à l'ouest. Cette configuration de l'estuaire n'est certainement pas stabilisée, mais elle a l'avantage d'être bien documentée par les travaux du SAUM de l'estuaire de la Seine, dont la description du fonctionnement hydrosédimentaire est bien décrite dans la thèse d'Avoine (1981) (voir aussi Avoine et al., 1981).

La configuration "2010" du modèle SediMARS 3D a fait l'objet d'une validation minutieuse dans le cadre des projets Seine-Aval MODEL (SA4) (Renault, 2011 ; Kervella, 2011 ; Kervella et al., 2012 ; Le Hir et al., 2012) et HYMOSED (SA5) (Grasso et al., 2018), en combinant des observations opérées entre 2009 et 2015, période au cours de laquelle la morphologie de l'estuaire n'a pas trop évolué. Cette configuration représente l'état de l'estuaire après PORT 2000, à un moment où la transformation induite par l'aménagement de Port 2000 est concrétisée en grande partie.

Les trois configurations sélectionnées correspondent donc à des états bien différenciés de l'estuaire de la Seine (Fig. 4).

Il est proposé de comparer le fonctionnement hydrosédimentaire de l'estuaire à l'aide d'une même modélisation basée sur le code de calcul Sedi-MARS-3D, déjà appliqué à l'estuaire (configuration 2010) et validé dans le cadre de Seine-Aval, en conservant la même résolution spatiale, les mêmes approximations, les mêmes algorithmes de simulation des processus hydrodynamiques et sédimentaires, et les mêmes paramétrages. La mise en œuvre du modèle nécessite une discrétisation de la bathymétrie. Cette opération a été mise à profit pour caractériser l'évolution de l'hypsométrie de l'estuaire.

La grille de résolution horizontale, commune aux 3 configurations est curviligne non orthogonale. Construite dans le cadre du projet SA4 MODEL (Kervella et Le Hir, 2011 ; Le Hir et al., 2012), cette grille est caractérisée par une résolution de l'ordre de 200 m (dimension longitudinale) x 100 m (dimension transversale) dans l'embouchure, et de 300 x 100 m en amont de Honfleur jusqu'à Poses, tandis que sa limite externe est positionnée au-delà de la baie de Seine, de Cherbourg à Fécamp, pour repousser les conditions aux limites du modèle.

Les principaux forçages sont une marée réaliste issue du modèle CST-France du SHOM imposée le long de la frontière marine, le débit quotidien de la Seine, et des vents simulés par le modèle AROME de Météo-France.

La mise en place et la validation du modèle sont décrites par Le Hir & Grasso (2018).

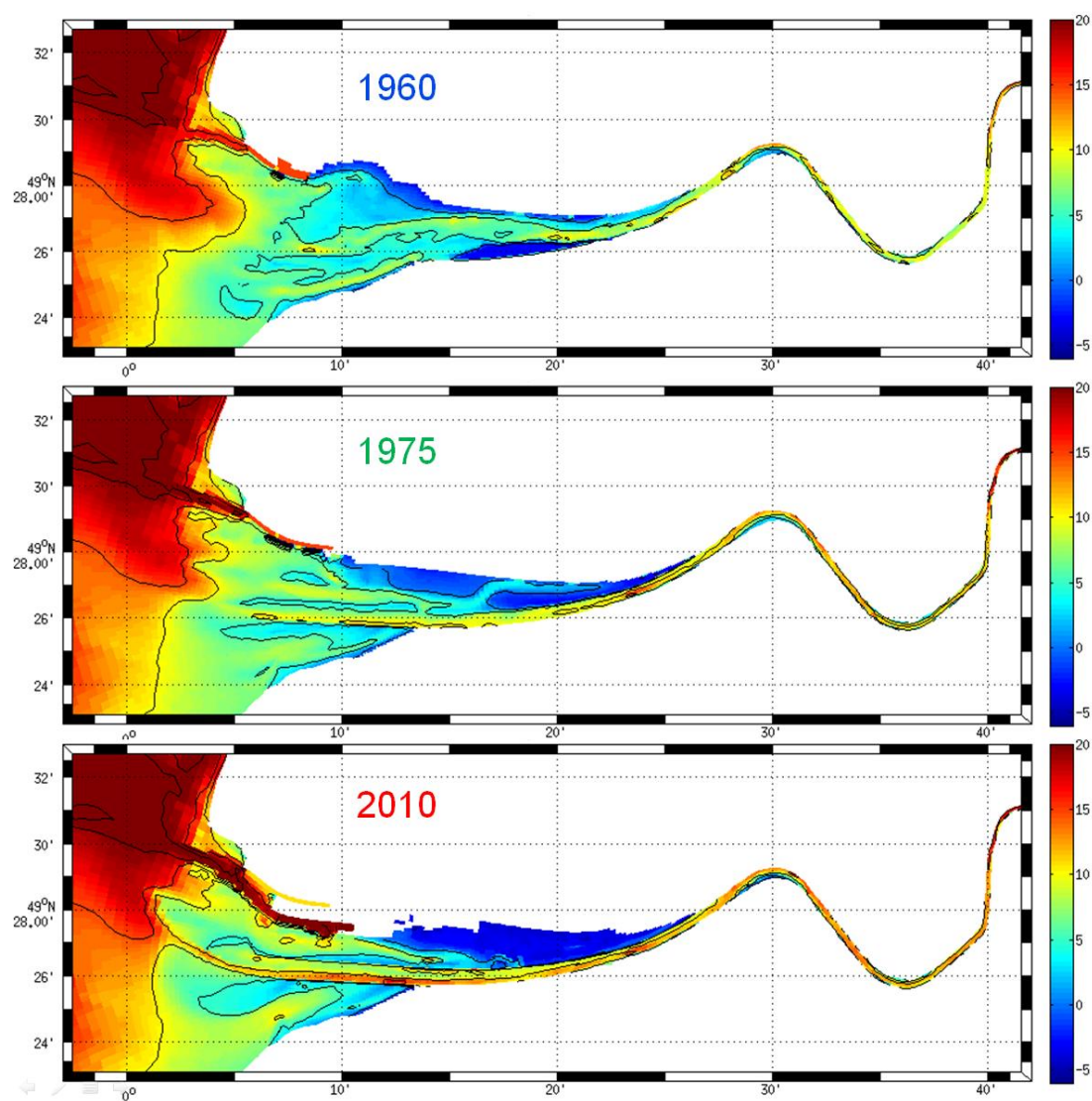


Figure 4 : bathymétries des 3 configurations de l'estuaire de la Seine telle que perçues par le modèle.  
Les cotes sont données par rapport au niveau moyen

## 2 Diagnostic du fonctionnement écologique systémique

### 2.1 Résultats

#### 2.1.1 Oxygène

L'oxygène et la production primaire, avec comme indicateur bien mesuré la chlorophylle, sont deux paramètres cruciaux pour comprendre le fonctionnement écologique aquatique.

La Seine, aussi bien que l'Escaut, a connu une amélioration de la qualité de l'eau depuis les années '70. La saturation en oxygène s'est rétablie partout (Fig. 5 et 6).

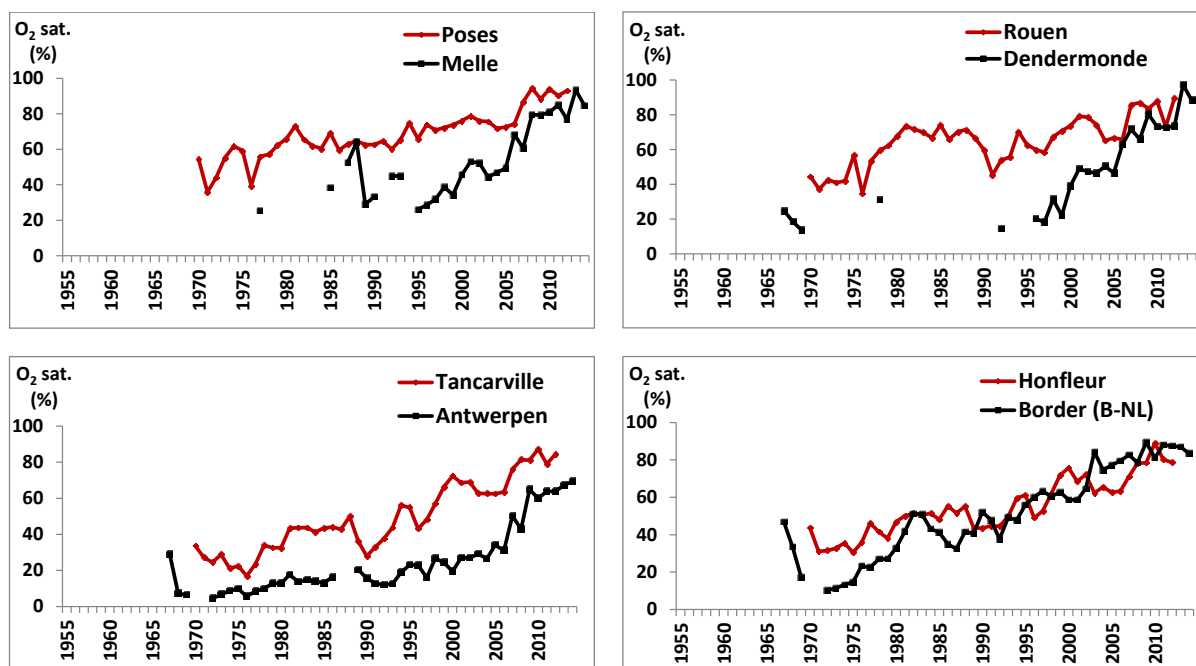


Figure 5: Saturation en oxygène sur des sites comparables de la Seine (rouge) et de l'Escaut (noir)

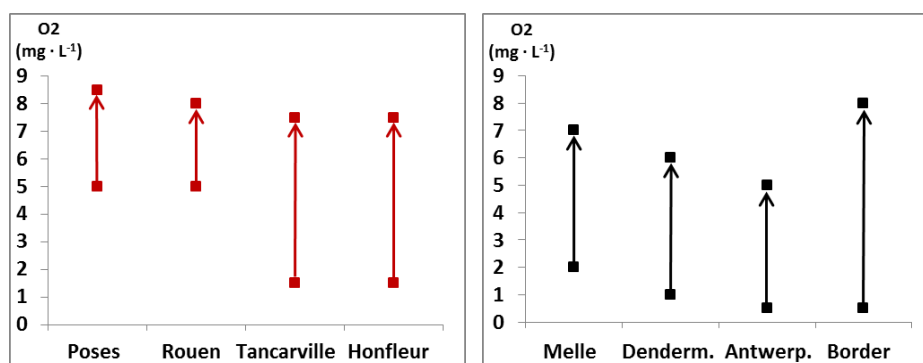


Figure 6: Evolution de concentration en oxygène dissous depuis le début de la tendance linéaire de la série temporelle (1965-1970) et le présent. (Gauche : Seine, droite : Escaut)

Bien que des situations ponctuelles peuvent encore apparaître où l'oxygène est en déclin, par exemple en cas d'orage après une longue période de sécheresse ou de chaleur forte, surtout sur des secteurs très localisés (bras morts par exemple) (Fisson, 2014), il est clair que le fonctionnement écologique n'a pas été menacé par un manque d'oxygène depuis le début du

siècle actuel. La diversité aquatique dans les deux estuaires est actuellement riche, y compris en eau douce, avec des espèces sensibles à l'oxygène, comme par exemple l'Allose feinte (*Allosa fallax*), (Morin et al., 2010) une espèce migratrice amphihaline indicatrice de concentration d'oxygène élevée (Maes et al., 2007), ou la présence d'*Eurythemora affinis*, une espèce de zooplancton dont la présence a pu être mise en relation avec la concentration en oxygène (voir Appeltans et al., 2004).

L'amélioration correspond principalement à un déclin de la matière organique biodégradable (DBO<sub>5</sub>) (Fisson, 2014 ; Maris & Meire, 2017). En Seine, sa diminution récente très nette est attribuée à l'amélioration de l'épuration des eaux usées (Fisson, 2014). Dans l'Escaut, une distinction a été faite entre une diminution nette de la demande d'oxygène par la nitrification depuis les années '90 et une diminution plus générale du carbone biodégradable. Actuellement, depuis 2010, la concentration de DBO<sub>5</sub> qui entre dans les deux estuaires par la limite amont est basse : 2 mg/l à Poses et 4 mg/l à Melle.

### 2.1.2 Phytoplancton

Le diagnostic du fonctionnement écologique consiste en priorité à déterminer la production primaire aquatique, soit le phytoplancton, dont le paramètre le plus significatif lors de suivis est la chlorophylle *a*. En complément, une analyse des facteurs limitants porte sur les nutriments, les conditions de lumière, et les facteurs hydrologiques. Les besoins de lumière du phytoplancton sont décrits par le ratio Z<sub>m</sub>/Z<sub>p</sub>. Z<sub>m</sub>, ou la profondeur de mélange de la colonne d'eau, correspond dans le cas d'un estuaire bien mélangé comme la Seine, à la profondeur du système donnée par la bathymétrie moyennée sur la coupe transversale. Z<sub>p</sub> (la profondeur photique) est caractérisée par les changements de MES.

#### 2.1.2.1 Chlorophylle *a*

Dans l'Escaut, l'amélioration de la qualité de l'eau s'est traduite par une hausse de la chlorophylle *a* notamment en eau douce (Fig. 7). La production primaire a repris, et le système a évolué d'hétérotrophe à autotrophe.

Par contre, en Seine, non seulement les concentrations de chlorophylle *a* se sont révélées moindres que dans l'Escaut, mais une tendance à la baisse caractérise la Seine, même jusqu'à des valeurs minimales s'approchant de zéro. Plus en aval, en zone saumâtre et à l'embouchure, les concentrations restent faibles dans les deux estuaires.



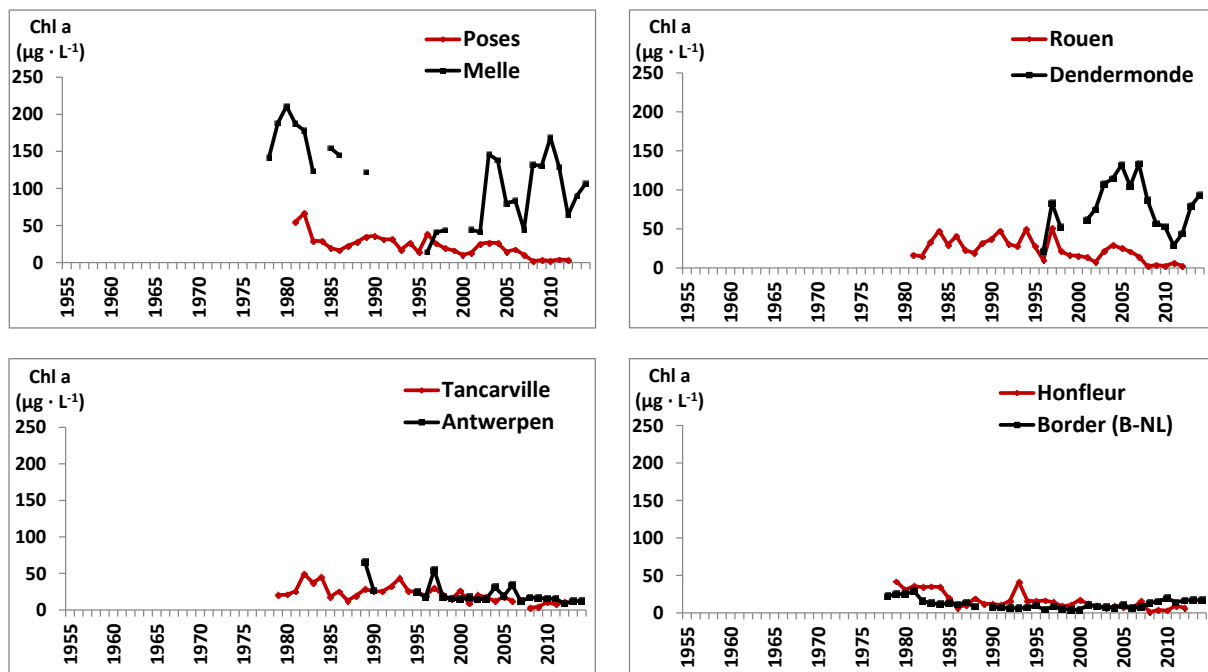


Figure 7: Evolution de la concentration en chlorophylle a sur des sites comparables de la Seine (rouge) et de l'Escaut (noir)

### 2.1.2.2 Nutriments : N

L'azote utilisé par le phytoplancton se présente sous forme d'ammonium et de nitrate. On constate que l'ammonium est utilisé en premier, mais lentement, et que par la suite, le nitrate est incorporé plus intensément (Dugdale et al., 2007). Des concentrations élevées d'ammonium pourraient inhiber la production primaire. Les blooms récents observés dans l'Escaut (depuis 2003 jusqu'à présent) ont été mis en relation avec une baisse importante de la concentration en ammonium jusqu'en-dessous de 0,08 mg N/l, en-dessous du seuil toxique. Ces concentrations limitées sont présentes dans les deux estuaires (Maris, comm. pers.).

L'azote dissous total (TDIN) montre une tendance à la baisse en Escaut, tandis que pour la Seine la tendance est semblable à celle des nitrates : une augmentation, puis une stabilisation depuis 2000, suivie par ce qui pourrait être un début de baisse. En Seine la tendance à la hausse du passé n'a pas encore été totalement compensée par l'amélioration depuis l'an 2000, tandis que dans l'Escaut, une amélioration importante a eu lieu (Fig. 8). Néanmoins, les concentrations actuelles sont plus ou moins égales actuellement dans les deux estuaires, et dans les deux cas correspondent aux concentrations de nitrate.

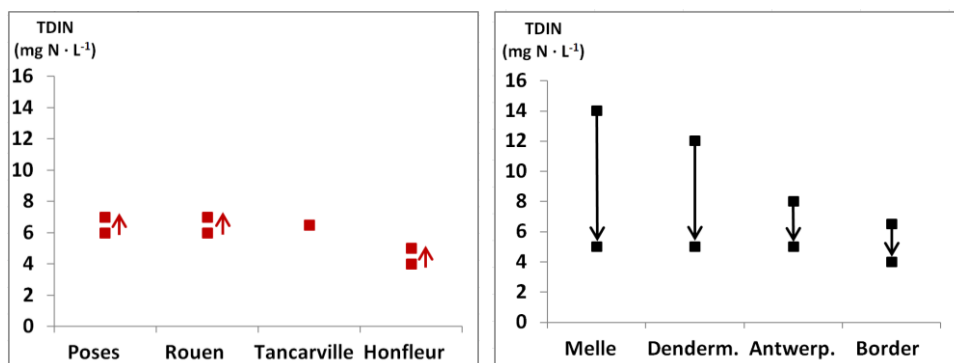


Figure 8: Evolution des concentrations en azote dissous total (TDIN = nitrate+ammonium+nitrite) depuis le début de la tendance linéaire de la série temporelle jusqu'au présent. (Gauche : Seine, droite : Escaut)

En conclusion, dans l'Escaut une concentration équivalente ou même plus basse d'azote par rapport à la Seine supporte des blooms phytoplanctoniques importants; en Seine l'azote disponible n'est pas utilisé, ni dans la zone de turbidité maximale (Garnier et al., 2010), ni ailleurs en estuaire. En Seine, l'azote n'est certainement pas le facteur limitant pour la production primaire, ni par inhibition, ni par manque de disponibilité.

### 2.1.2.3 Nutriments : P

Les tendances pour les phosphates sont similaires et claires dans les deux estuaires : il y a un déclin des concentrations depuis des décennies (Fig. 9).

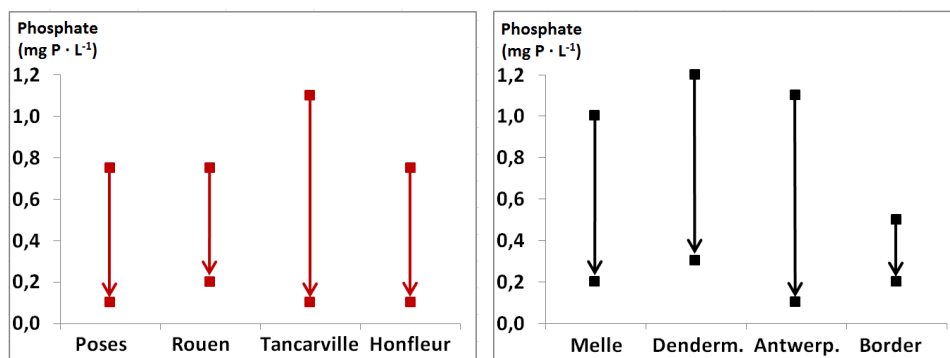


Figure 9: Evolution des concentrations en phosphates depuis le début de la tendance linéaire de la série temporaire (1965-1970) et jusqu'au présent. (Gauche : Seine, droite : Escaut)

Les ratios molaires N:P en Seine ont évolué récemment au-dessus du ratio de Redfield, tandis que dans l'Escaut les ratios N:P ont été en dessous du ratio de Redfield seulement dans la période 1968-1980 (Billen et al., 2005). Vu les tendances récentes de N et P, le nutriment limitant dans les deux estuaires est encore P. La tendance à la baisse de phosphate en Seine pourrait expliquer une baisse de chlorophylle *a*. Seulement, dans l'Escaut, une baisse similaire en P correspondait à une augmentation de Chl *a* bien au-dessus des concentrations retrouvées en Seine. En conclusion, les phosphates ne sont pas le facteur limitant de la production de phytoplancton en Seine.

### 2.1.2.4 Nutriments : Si

Les concentrations de silice dissoute (DSi) montrent dans l'Escaut un déclin, et en Seine une récente et faible tendance à la hausse (Fig. 10). La variation saisonnière montre un apport plus grand du bassin versant en hiver et une consommation plus élevée en été pour l'Escaut (Fig. 11). En zone d'eau douce, les moments de limitation de DSi pour les diatomées sont rares en Seine (Billen et al., 2005), et ces moments n'apparaissent que en période de débit faible (Fig. 12). En baie de la Seine par contre, les moments de limitation de DSi sont plus fréquents (Fig. 8). (Les données de la baie étaient trop fragmentées pour analyser la diachronie de la relation avec le débit). Ce diagnostic contraste avec l'Escaut où les phases de limitation se sont multipliées en estuaire même depuis 2003, ce qui est en concordance avec les tendances à la hausse de chl *a* (Maris & Meire, 2017).

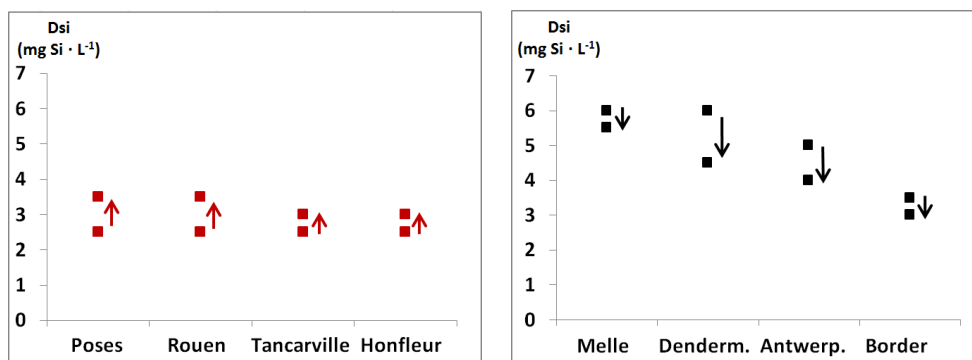


Figure 10 : Evolution des concentrations (moyennes annuelles) en silice dissoute (DSi) depuis le début de la tendance linéaire de la série temporelle jusqu'au présent. (Gauche : Seine, droite : Escaut)

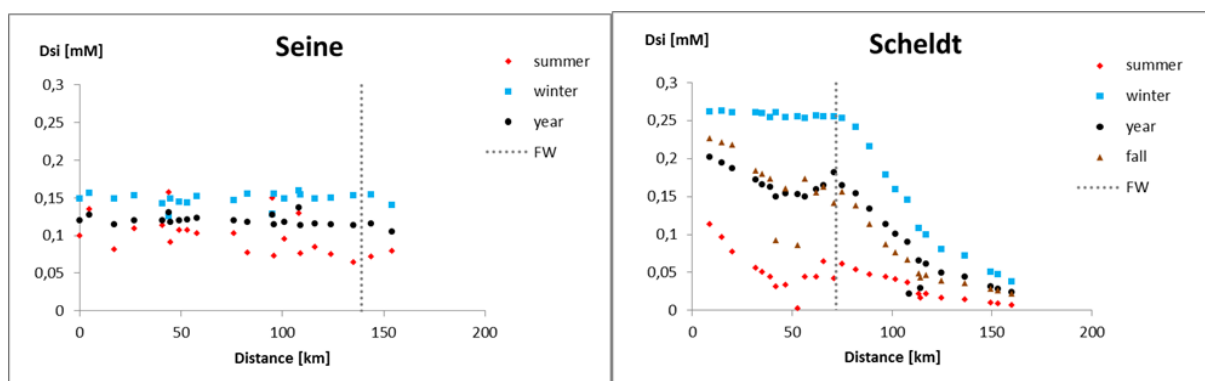
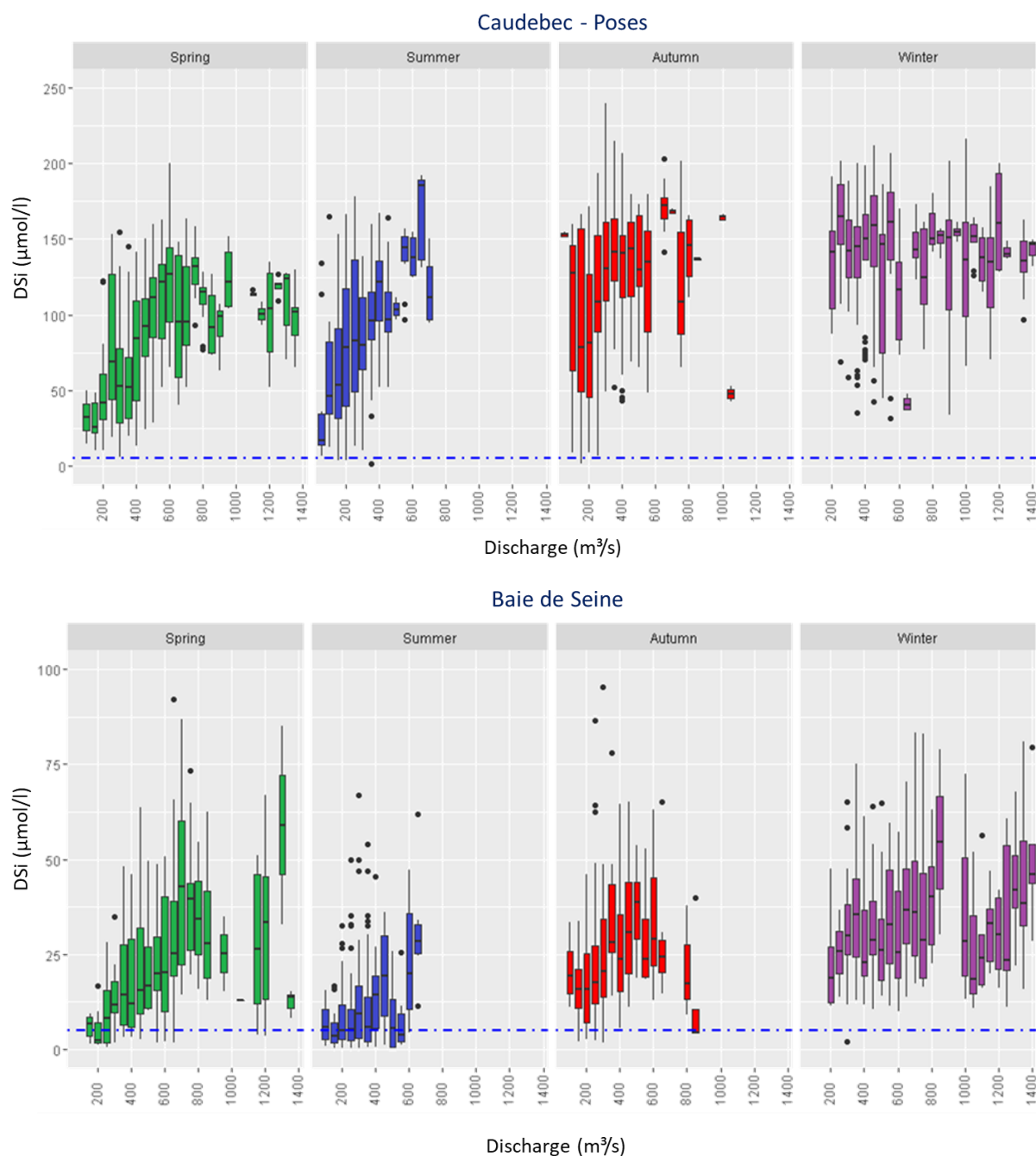


Figure 11 : Variation saisonnière de DSi en Seine et dans l'Escaut (moyennée pour la période 2005-2009; km 0 = limite amont de l'estuaire)



**Figure 12: Concentration de silice dissoute (DSi) dans la zone Caudebec – Poses (stations Caudebec, Heurteville, Duclair, Rouen, Oissel et Poses) et en baie de Seine (6 stations) en relation avec le débit (données de la période 1976 – 2004) ; le trait bleu indique la valeur de limitation de 5  $\mu\text{mol/l}$ .**

En conclusion, il y a plusieurs indications (variation saisonnière, distribution spatiale des concentrations, relation avec le débit) que le phytoplancton ne se reproduit en grande quantité que dans la baie. Les taux de nutriments ne représentent cependant pas de limitation, à part quelques moments de limitation de silice en estuaire pendant l'été. Il doit y avoir un autre facteur qui limite la production primaire aquatique en estuaire de la Seine.

### 2.1.2.5 Conditions de lumière

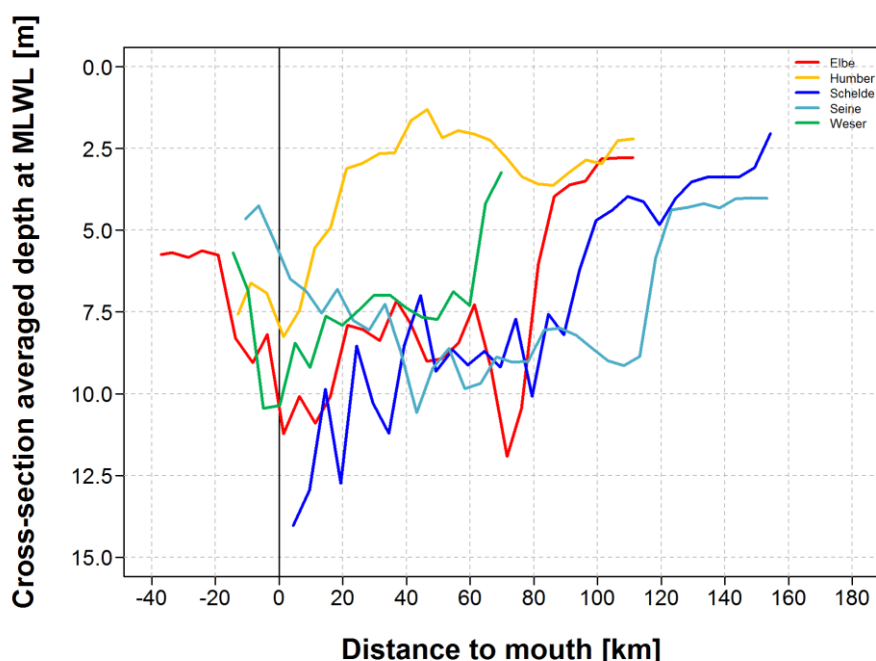
Les conditions de lumière pour le phytoplancton sont indiquées par le ratio  $Z_p/Z_m$ , où  $Z_p$  représente la profondeur photique et  $Z_m$  la profondeur de mélange.

La profondeur photique est fonction de tout ce qui a un effet troublant sur l'eau : l'absorption et la réflexion des photons par la matière en suspension, la colorisation de l'eau. En estuaire, la MES est en général le paramètre qui domine  $Z_p$ .

$Z_m$  est la profondeur de l'eau où se trouve le phytoplancton. Si la colonne d'eau est stratifiée, le phytoplancton restera dans la couche supérieure et alors  $Z_m$  est la profondeur de la couche. Si le système est bien mélangé,  $Z_m$  est déterminée par la profondeur moyenne par section transversale.

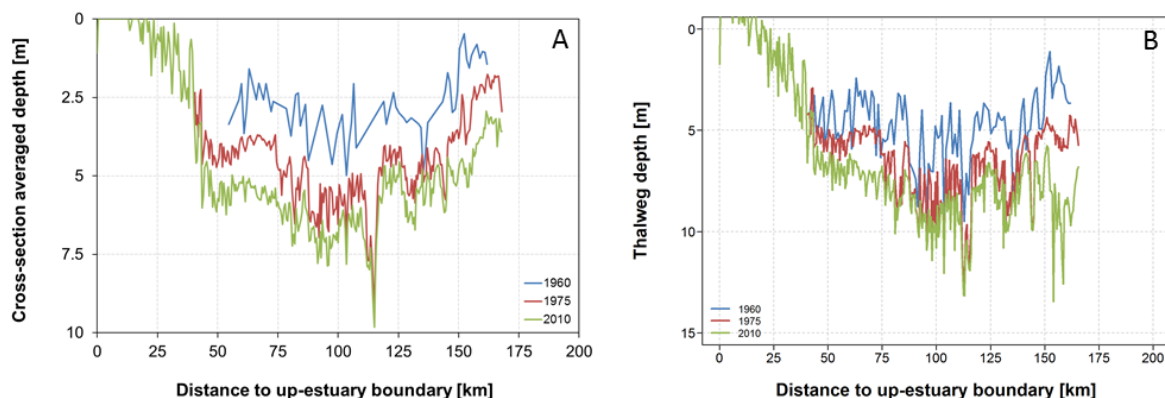
#### Profondeur

Le thalweg de l'Escaut est partout plus profond que dans la Seine, à l'exception de la zone en aval de Rouen ( $\pm$  km 40-60, réf Poses = 0), qui est plus profonde que la contrepartie de l'Escaut (Van Damme et al., 2018). La profondeur moyenne par section transversale indique mieux les conditions de lumière. La Seine montre des valeurs plus grandes de ce paramètre en zone amont (Poses – aval de Rouen) (Fig. 13), indiquant un manque relatif d'habitats peu profonds ou intertidaux. L'embouchure de l'Escaut par contre est beaucoup plus profonde que celle de la Seine (Fig. 9). On peut faire l'hypothèse que la stratification hydrologique de l'estuaire de la Seine est suffisamment faible ou de courte durée dans le cycle tidal, pour qu'on puisse assimiler la profondeur de mélange à cette profondeur moyenne par section.



**Figure 13: Profondeur moyennée des sections transversales à marée basse pour les estuaires de TIDE (Elbe, Escaut, Humber et Weser) et la Seine ; (km 0 = embouchure ; Schelde = Escaut ; MLWL=Mean low water level, niveau moyen de marée basse) (Van Den Bruwaene et al., 2018)**

La diachronie montre un approfondissement net en aval de Rouen qui conduit jusqu' à un doublement de  $Z_m$ . Entre 1960 et 1975 la profondeur moyenne par sections transversales a augmenté de presque 2 m tout au long de l'estuaire en aval de Rouen (Fig. 14). L'approfondissement se poursuit pendant la période 1975-2010, mais est plus modéré qu'en 1960-1975.



**Figure 14: Diachronie de la profondeur moyenne des sections transversales (gauche) et de la profondeur du thalweg (droite) de l'estuaire de la Seine (km 0 = Poses) (Vandenbruwaene et al., 2018) La zone Poses – Rouen n'est pas incluse dans la diachronie. (Vandenbruwaene et al., 2018)**

Avant de tirer des conclusions,  $Z_p$  doit être investi aussi. La profondeur en soi ne donne pas une indication directe sur les conditions de lumière ; la matière en suspension (MES) y joue un rôle important aussi.

### MES

En Seine, en eau douce, les concentrations de matières en suspension (MES) montrent des valeurs plus basses que dans l'Escaut (Fig. 15). En aval, par contre, Tancarville et Honfleur sont caractérisés par des concentrations beaucoup plus élevées en comparaison avec l'Escaut. Le bouchon vaseux de la Seine n'a clairement pas son équivalent en Escaut.

La diachronie des MES est difficilement interprétable à cause de la variation spécifique de la matière particulaire qui peut influencer des tendances exprimées par les moyennes annuelles. Néanmoins, certaines tendances ont été décrites (Dupont et al., 2001). Une migration du bouchon vaseux depuis les années '70 vers l'embouchure correspond avec les tendances montrées ici pour Tancarville et Honfleur.

A Poses et à Rouen, une tendance potentielle à la baisse peut être distinguée, expliquée selon Dupont et al. (2001) par deux causes principales : 1) une décroissance des apports particuliers amont du fait des efforts de diminution de la fraction turbide des rejets domestiques de l'agglomération de Paris, et 2) les travaux de dragage du port de Rouen et le renforcement de la canalisation de la seine en aval de Rouen qui favorisent l'évacuation des eaux et de leur charge particulaire vers le bouchon vaseux de l'embouchure. Cependant, l'échantillonnage temporel pauvre des mesures ne permet pas de valider ces tendances.



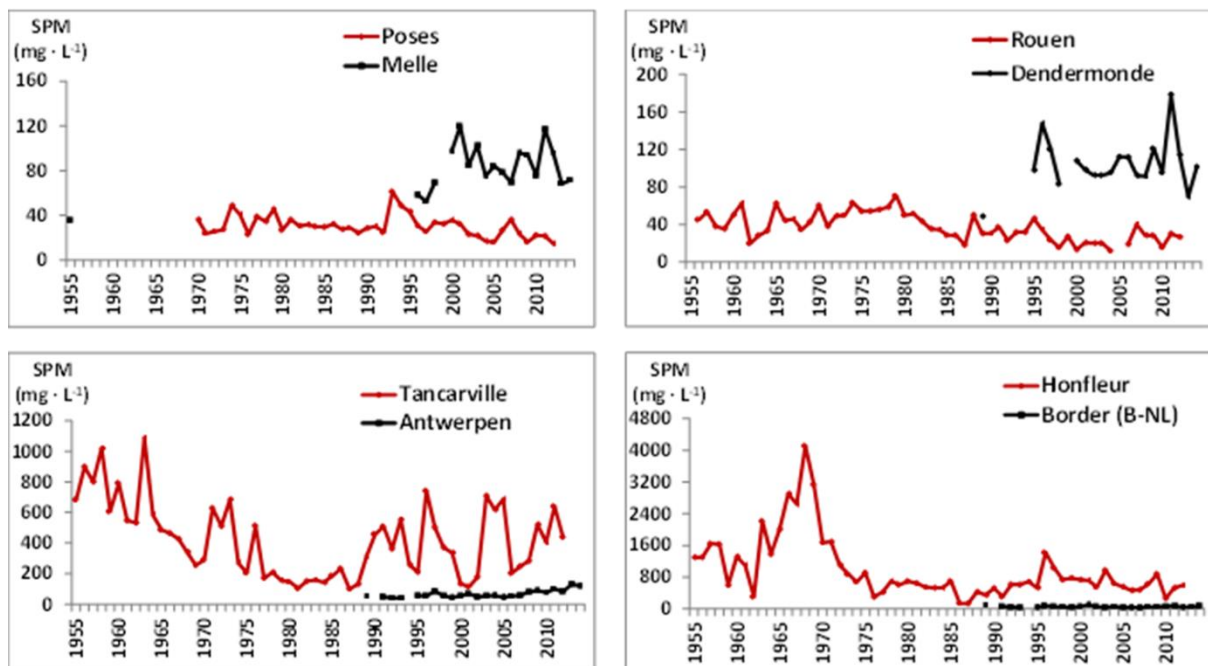


Figure 15: Evolution de concentration de MES sur des sites comparables de la Seine (rouge) et de l'Escaut (noir)

La diachronie modélisée du bouchon vaseux (en supposant des variations saisonnières de débit identiques en 1960, 1975 et 2010) montre une remontée du bouchon vaseux entre 1960 et 1975, approximativement depuis Honfleur jusqu'à la confluence de la Risle, et une augmentation des concentrations en MES entre 1960 et 1975, et entre 1975 et 2010 (Fig. 16). Entre Poses et Rouen, la diachronie montre une baisse de la concentration des MES suite au traitement d'eau plus efficace du fleuve non tidal. Donc, en ce qui concerne le phytoplancton, les conditions de MES se sont améliorées en aval de Honfleur mais elles se sont dégradées en amont de Honfleur, et améliorées en amont de Rouen.

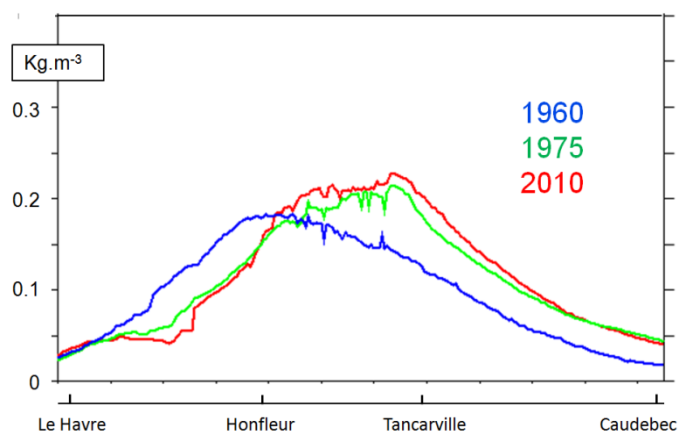


Figure 16: moyenne annuelle de la concentration de Matières En Suspension (Le Hir & Grasso, 2018)

### Zp/Zm

En intégrant les effets de profondeur et de MES on peut estimer des changements dans les ratios Zp/Zm. Un critère de Zp/Zm = 0,16 a été proposé par Alpine & Cloern (1988) ; en-dessous duquel, la production primaire ne serait guère possible. Cependant, dans l'Escaut,

la production primaire a été constaté alors que  $Z_p/Z_m$  était de 0,1 (Maris & Meire, 2017).  $Z_p$  peut être dérivée du coefficient d'extinction  $k_D$  par  $Z_p = 4,6/k_D$ . Le coefficient d'extinction peut être mesuré et ceci a été fait pour la Seine (Claquin et al., 2017), mais pour extrapoler les valeurs, on peut estimer  $k_D$  aussi en utilisant des corrélations entre  $k_D$  et MES. Dans l'Escaut, la relation  $k_D = \text{MES}^{0,563}$  a été proposée par Renquet (2016).

Ainsi, de façon indicative, une estimation des conditions de lumière est possible. Voici quelques exemples de la diachronie entre 1960 et 2010 en Seine :

- Entre Poses et Rouen, la profondeur moyenne par sections transversales est restée plus ou moins stable à 4 m, et la MES a diminué de 40 à 20 mg/l.  $Z_p/Z_m$  a alors évolué de 0,14 à 0,21. La production primaire aurait donc pu démarrer sans devoir imputer de limitation aux conditions de lumière.
- Entre Rouen et Tancarville, si l'on choisit un scénario avec une concentration en MES stable de 40 mg/l, mais avec  $Z_m$  ayant augmenté de 6 à 8 m,  $Z_p/Z_m$  diminue de 0,09 à 0,07. Les conditions pour le phytoplancton n'étaient déjà pas favorables et elles se sont encore aggravées.
- Dans le bouchon vaseux, avec  $Z_m$  changeant de 4 à 6 m et les MES de 200 à 500 mg/l,  $Z_p/Z_m$  tomberait de 0,06 à 0,02 n'aggravant que l'obscurité défavorable existante, mais à condition qu'il n'y ait pas de stratification hydrologique qui ferait diminuer  $Z_m$  depuis la profondeur moyenne jusqu'à l'épaisseur de la couche supérieure, et à condition que les espèces phytoplanctoniques ne montrent pas de densité gravimétrique trop différente de l'eau.

#### 2.1.2.6 Temps de résidence

Le phytoplancton a besoin de temps pour pouvoir se reproduire. Avec un débit important, la biomasse accumulée du phytoplancton peut être balayée en aval. Le temps de résidence de l'eau dans l'estuaire de la Seine est beaucoup plus court que dans l'Escaut (Fig. 17). En comparaison avec d'autres estuaires Européens, la Seine est caractérisée par un petit volume estuarien, un petit volume d'eau douce, et un débit intermédiaire, ce qui explique les temps de résidence courts (Van den Bruwaene et al., 2018).

Dans l'Escaut, un débit de 200 m<sup>3</sup>/s est capable de réduire la biomasse des diatomées pélagiques de 3,5 à 1 mg C/l (Muylaert et al., 2006). Dans la Seine, un tel débit ne représente pas une situation excessive.

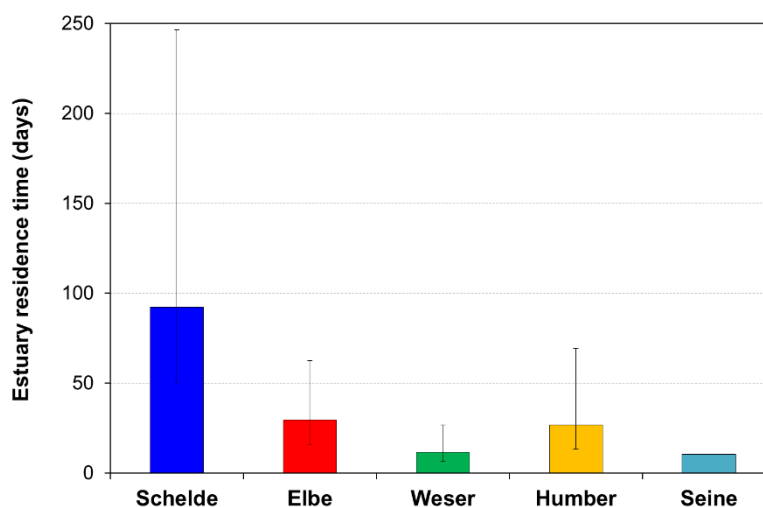
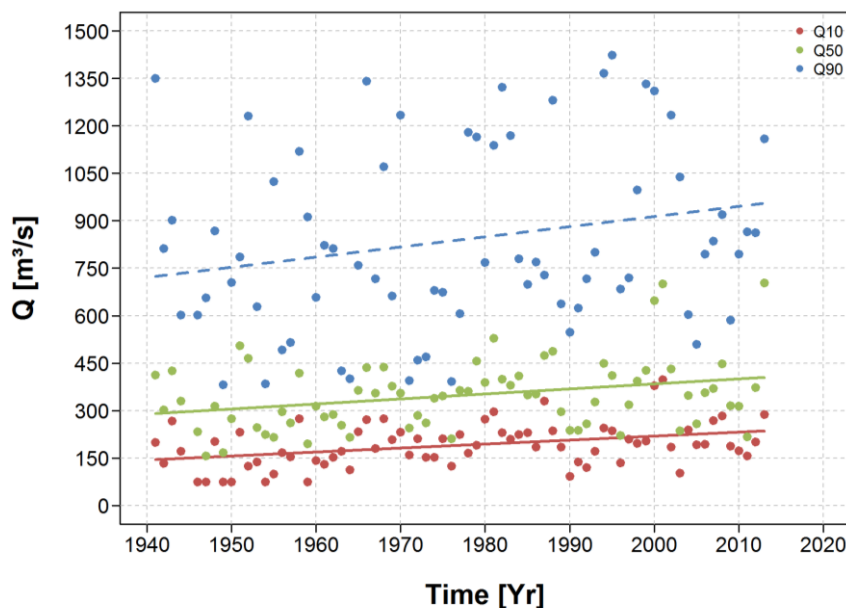


Figure 17: Temps de résidence pour les estuaires entiers dans des conditions de débit moyens, crue et étiage (P95 and P5) (Vandenbruwaene et al., 2018)

En général, la production primaire bénéficie surtout des temps de résidence longs qui caractérisent l'été. En Seine, le temps de résidence a évolué à cause de deux facteurs : une évolution du débit et des changements morphologiques.

### Débit

La diachronie des valeurs minimales mensuelles du débit en Seine montre une tendance croissante à long terme de 120 jusqu'à 170 m<sup>3</sup>/s (Fig. 18), indiquant une détérioration des circonstances hydrologiques favorables pour la production primaire, les tendances du débit moyen ou du débit maximale s'avérant même plus marquées (Massei et al., 2010 ; Fig. 18).



**Figure 18: Diachronie des débits à Poses pour les 10, 50 et 90 percentiles annuels (Vandenbruwaene et al., 2018)**

### Evolutions morphologiques

La diachronie montre que les changements de la morphologie de la zone aval entre 1960 et 2010 n'ont pas entraîné de changement du temps de résidence dans la totalité de l'estuaire, mais que la répartition amont aval de ces temps de résidence (par biefs de 1000 m le long de l'estuaire) a sensiblement évolué : ils ont augmenté d'environ 20% entre Rouen et Tancarville, et diminué de 20 à 40% entre Tancarville et l'engainement<sup>1</sup> (Fig. 19). L'augmentation du temps de résidence entre Rouen et Tancarville n'est pas intuitive, alors que les courants de marée ont augmenté, l'amplitude de marée et les sections se sont également accrues. La réduction du temps de résidence en aval, basée sur l'étude des salinités, révèle l'effet de la dominance du jusant dans le chenal, permettant une évacuation plus rapide des eaux douces. L'effet du débit et de son évolution temporelle sur le temps de résidence semble plus important que les effets des changements morphologiques en zone aval.

<sup>1</sup> zone de l'embouchure immédiatement à l'aval du chenal de navigation du GPMR

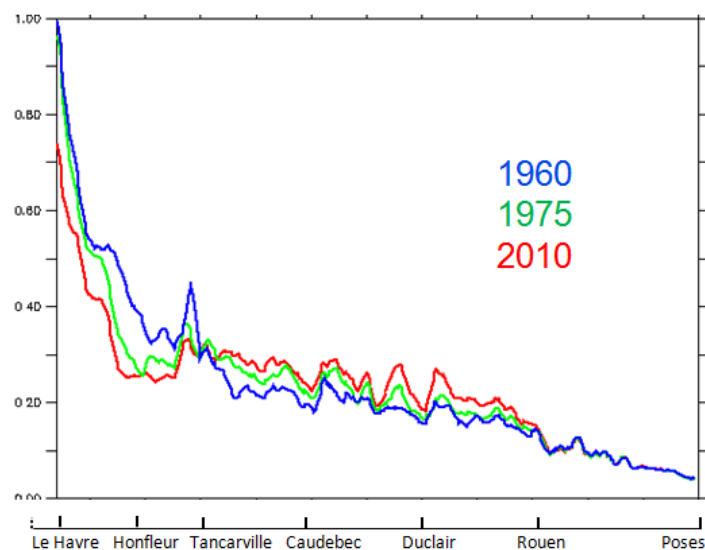


Figure 19: Temps de résidence (en jours) par biefs de 1000 m de long, moyennés sur la section transversale de l'estuaire. Calcul en condition d'étiage encadrant un cycle vive eau / morte eau. Modélisation pour un débit constant de  $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Le Hir & Grasso, 2018)

## Conclusion

Entre Tancarville et Poses deux effets s'opposent : un effet de débit qui a raccourci le temps de résidence et un effet de morphologie/hydrodynamique qui a augmenté le temps de résidence entre Poses et Tancarville. L'effet du débit se révèle dominant. Le débit entre 1960 et 2010 a augmenté d'environ 30-35 %, tandis que l'augmentation du temps de résidence par la morphologie est de l'ordre de 20 %. La variation du débit reste le facteur dominant qui limite la production primaire aquatique, bien que son effet soit modéré. Une étude plus détaillée de cette comparaison dans des conditions d'étiage et de crue donnerait une meilleure quantification sur la variation du temps de résidence et ses facteurs.

Il est important de savoir si l'augmentation des débits d'été sont le résultat d'un changement climatique ou des actions humaines pour régler l'hydrologie du système. La diachronie ne va pas plus loin que 1960, alors que, avant la période analysée, des changements plus drastiques dans la vallée de l'estuaire se sont produits. Les effets de ces impacts sur le temps de résidence ne sont pas encore connus. Au cas où ces effets seraient limités on pourrait accepter que la production primaire réduite de l'estuaire est un phénomène plus ou moins naturel. Sinon, on devrait sérieusement envisager des mesures qui augmentent le temps de résidence, soit en créant des zones périphériques appropriées dans les conditions hydrologiques actuelles, soit en agissant sur le plan systémique pour changer l'hydrologie de façon fondamentale.

### 2.1.2.7 Salinité

Ni pour les populations marines, ni pour celles d'eau douce, une grande variation de salinité n'est favorable. Remarquons cependant qu'un bloom récent d'*Actinocyclus normanii* a déjà été constaté dans l'Escaut en pleine zone saumâtre (Maris et al. 2017), mais ce phénomène reste exceptionnel. La modélisation a révélé que la salinité montre une remontée en étiage plus marquée en 2010 par rapport à 1975 et 1960. De même l'extension vers le large d'une zone à salinité variable pendant les crues en aval du chenal de navigation (secteur de l'engainement), est probablement due au renforcement des circulations baroclines (Le Hir & Grasso, 2018). Cette étude diachronique indique un accroissement de la zone qui est sujette

aux variations de salinité. Par exemple, la modélisation montre une augmentation de la salinité sur les estrans en aval de Honfleur. Mais l'impact sur le phytoplancton est difficile à préciser.

### 2.1.3 Phytobenthos

Une comparaison entre Seine et Escaut n'a pas pu être réalisée à cause de différences méthodologiques de calcul de la densité des biomasses. En Seine (estuaire aval), la production primaire du phytobenthos (septembre 2014 et avril 2015) a récemment été estimée et une tentative de comparaison avec la production phytoplanctonique a été produite. Sur des périodes comparables, il ressort que le compartiment benthique semble plus productif que le pélagique. Toutefois, en considérant les surfaces de chaque type d'habitat, le bilan indique que la production des habitats benthiques ne représenterait que de l'ordre de 10% (avril) à 18% (septembre) de la production primaire pélagique, en lien avec les faibles surfaces de zones intertidales (Claquin et al., 2017). Dans l'Escaut, bien qu'il y ait des indications fortes sur le rôle mineur du phytobenthos dans la production primaire, la comparaison avec celui du phytoplancton n'a pas encore été faite par manque de connaissances pour extrapoler les données du phytobenthos. En effet, comme le phytobenthos est exposé aux effets du compartiment aquatique (température, oxygène, lumière, hydrologie, pH, nutriments, autres substances dissoutes, ...) et du sédiment (granulométrie, matière organique, teneur en eau), l'ensemble des relations qui influencent le phytobenthos est très complexe. L'accessibilité aux nutriments est pour le phytobenthos plus grande que pour le phytoplancton, puisque le phytobenthos peut entamer le stock de nutriments qui est présent dans le faciès interstitiel des sédiments. Ainsi, les nutriments ne sont pas discutés ici comme facteur potentiel de limitation.

#### 2.1.3.1 Habitat : quantité

La disponibilité de surface pour le phytobenthos en estuaire de Seine, essentiellement les zones intertidales, est relativement réduite comparée avec l'Escaut. Avec un bassin versant qui est presque 4 fois plus grand et un débit qui est 4 fois plus grand, la Seine ne dispose que de 30% de la surface de vasières et de zones intertidales sableuses (2500 ha – Données GIP Seine-Aval) en comparaison avec l'Escaut (8894 ha).

L'évolution diachronique des surfaces intertidales de l'estuaire entier n'a pas encore été finement établie.

#### Evolution de l'amplitude de la marée

Pour le phytobenthos, une augmentation de l'amplitude de la marée signifie une augmentation de la surface intertidale. La modélisation de la diachronie hydrosédimentaire montre, en effet, que la marée a évolué.

La marée en estuaire de Seine est caractérisée par une "tenue du plein" spectaculaire au Havre, qui se déforme en double pleine mer à Tancarville, et une asymétrie très marquée au-delà. Ces traits se maintiennent entre 1960 et 2010 (Fig. 20), mais si la marée au Havre reste inchangée, la phase de la marée à Tancarville s'est nettement avancée, et la double pleine mer se serait atténuée. Cette avance de phase, qui semble progressive au cours du temps (situation intermédiaire en 1975) se manifeste tout autant à Duclair, une soixantaine de km en amont. Tout aussi remarquable, le niveau de basse mer est nettement plus bas à Tancarville en 2010 qu'en 1960, et cet abaissement est encore plus marqué à Duclair (plus d'1 m d'abaissement). La figure 21 indique qu'en vive eau d'étiage, l'abaissement est plus marqué (de l'ordre de 2 m à Rouen), et l'est encore plus en situation de crue (débit de l'ordre de 1000-

1200 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), pour laquelle l'abaissement entre 1960 et 2010 est de 2,50 m à Rouen. Cette évolution s'est surtout déroulée entre 1960 et 1975, mais est restée forte entre 1975 et 2010.

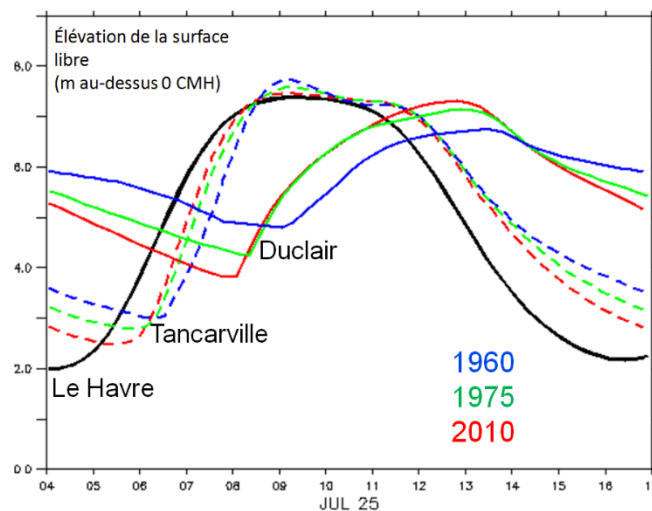


Figure 20: déformation de l'onde marée entre le Havre et Duclair, en 1960, 1975 et 2010, pour une marée moyenne en étiage. (Le Hir & Grasso, 2018)

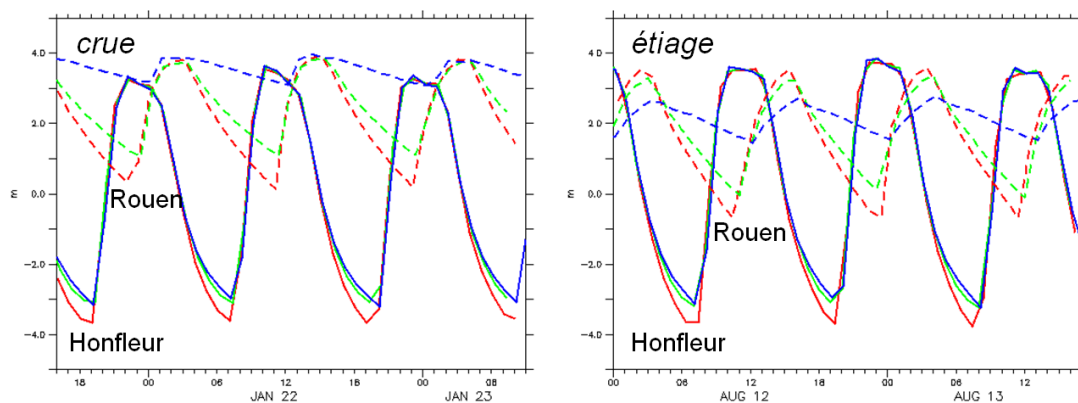


Figure 21: Déformation de la marée entre Honfleur et Rouen, en vive eau de crue ou d'étiage, en 1969, 1975 et 2010. (Le Hir & Grasso, 2018)

Pour le phytobenthos ces changements pourraient signifier un élargissement potentiel d'un habitat favorable aux alentours de Rouen, à la condition qu'un espace de liberté existe verticalement.

#### Evolution morphologique

La modélisation hydrosédimentaire montre que la largeur totale de l'estuaire a grandement diminué en aval de Honfleur, tout particulièrement avant 1975 (Fig. 22). La largeur est indépendante de l'extension de la grille de calcul puisque la largeur calculée intègre les zones dont l'élévation est inférieure au niveau (calculé) de PM de vive eau extrême, sans tenir compte des surcotes d'origine météorologique. Cette information brute est sans doute dépendante des informations bathymétriques disponible en haut d'estran : il est vraisemblable que les bathymétries anciennes sur le schorre sont mal renseignées, ce qui peut expliquer que sur cette figure la largeur totale de l'estuaire entre Honfleur et Tancarville soit légèrement plus importante en 2010 qu'en 1960 ou 1975. La pertinence de la réduction constatée en aval de Honfleur doit donc être vérifiée en considérant les secteurs situés en dehors du schorre.



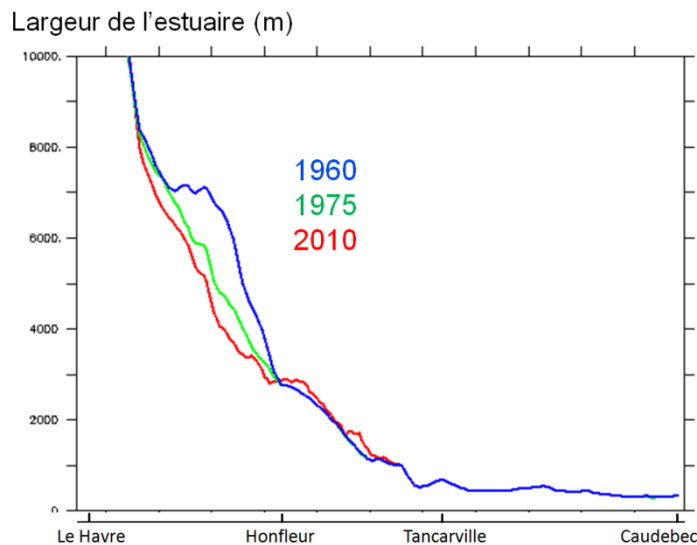
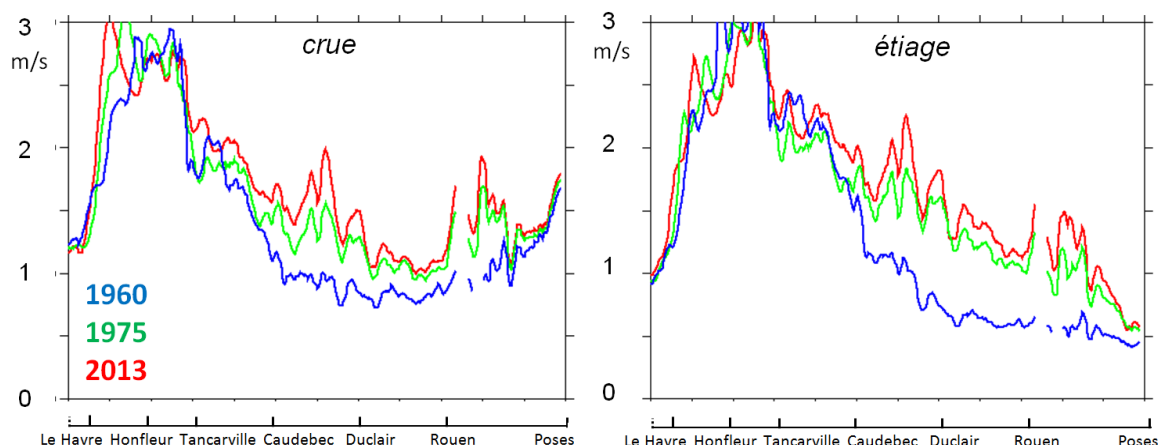


Figure 22: évolution longitudinale de la largeur de l'estuaire, en 1960, 1975 et 2010 (Le Hir & Grasso, 2018)

### 2.1.3.2 Habitat : qualité

La répartition du phytobenthos dans son habitat potentiel est très hétérogène, variable, ou difficile à modéliser. Dans l'Escaut les substrats sableux sont moins favorables au phytobenthos à cause de leur dynamisme hydrologique (Barranguet et al., 1998). Les biomasses sont en général plus grandes dans les zones plus élevées des vasières où la granulométrie est moins sableuse. En Seine, des corrélations positives ont été trouvées entre la teneur en Chl *a* et la teneur en eau. Les plus fortes concentrations en zone aval de l'estuaire se retrouvent en milieu sablo-vaseux (Claquin et al., 2018). En effet, à côté des zones sableuses, les zones très vaseuses peuvent aussi être limitantes pour la croissance du microphytobenthos. Il s'avère donc difficile d'évaluer la qualité des habitats pour le phytobenthos. Cependant, l'hydrodynamisme est largement accepté comme facteur dominant. Les plus grandes biomasses de phytobenthos fluvial sont, d'une façon générale, associées à des courants d'eau de 0,1 à 0,2 m/s, c.à.d. au fond des rivières non tidales (Law, 2011). Avec des courants entre 0,3 et 0,6 m/s, la biodiversité du phytobenthos glisse vers une dominance des espèces plus filamenteuses qui sont plus aptes à résister à la turbulence. En conséquence, la diachronie des courants a été modélisée (Fig. 23).



**Figure 23: Courants maximaux de surface au cours d'une marée de vive eau, en situation de crue (coef. 105) ou d'étiage (coef. 112) (Le Hir & Grasso, 2018)**

La distribution des courants maximaux de marée (vive eau de coefficient 112) a très fortement évolué entre 1960 et 2010 (Le Hir & Grasso, 2018). Dans l'estuaire aval, en 2010 les courants intenses sont concentrés entre les digues, et plus encore dans le chenal de navigation, tandis qu'en 1960 ils s'étendent sur une plus grande largeur, ce qui s'explique par des hauteurs d'eau en moyenne plus faibles (chenal de navigation moins creusé). Cette moindre extension des courants élevés en 2010 est susceptible d'impacter la nature sédimentaire des fonds, en particulier là où cette dernière n'est pas contrôlée par l'effet des vagues. Plus en amont, Les courants de marée ont très largement augmenté entre 1960 et 1975, entre Caudebec et Rouen, surtout en situation d'étiage (Fig. 23). Cet accroissement des vitesses s'est poursuivi entre 1975 et 2010, mais de façon plus modérée. Ce phénomène résulte de l'accroissement du marnage intervenu dans la période, provoqué par l'approfondissement du lit mineur. Cet effet de la marée a amené à un élargissement de la zone concernée (voir ci-dessus) et, en même temps et de façon directe, a aussi dégradé la qualité de l'habitat. Vu l'ampleur de l'augmentation de la vitesse des courants face à la disponibilité réduite en zones intertidales, l'effet global des modifications de l'hydrodynamisme pourrait bien être négatif en amont de Tancarville.

Il faut remarquer que ces valeurs de courants maximaux en surface ne représentent pas les courants de fond juste au-dessus des vasières. Le Hir et al. (2000) ont trouvé – des courants maximaux de 1 m/s au-dessus de la vasière Nord, ce qui représente un tiers des courants maximaux de surface, mais qui pourrait suffire pour limiter le développement des populations de phytobenthos. Il faut prendre ce chiffre avec précaution, car les courants sur les bords sont inférieurs à ceux du chenal, et les courants près du fond varient beaucoup selon la distance du fond que l'on mesure. L'effet de l'augmentation substantielle des courants depuis 1960 serait donc à suivre de plus près.

#### 2.1.4 Macrozoobenthos

La comparaison du macrozoobenthos entre Seine et Escaut n'a pas été faite à cause de la difficulté d'extrapoler les données de biomasse. La diversité est comparable et bonne dans les zones méso- et polyhalines des deux estuaires. Les données de la zone oligohaline/fluviale de l'estuaire de la Seine (Tancarville – Poses) sont rares et fragmentaires. Paalvast et al. (2006) y ont rapporté une bonne diversité en zone d'eau douce.

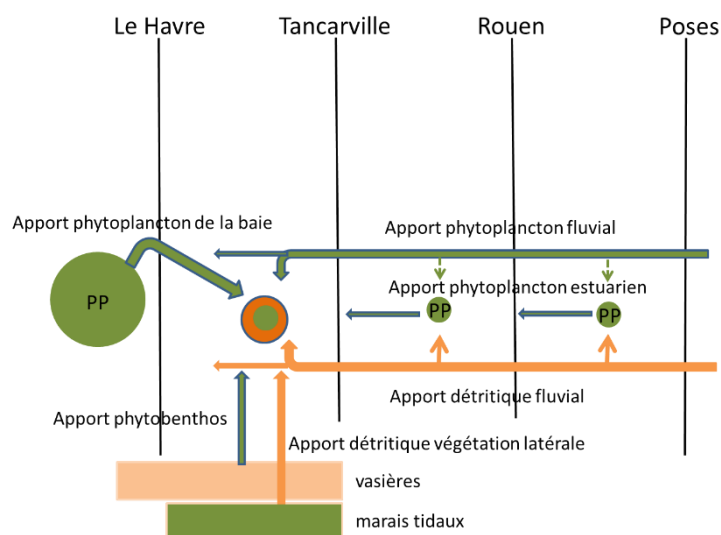
Parmi les multiples facteurs qui influencent le benthos, les suivants – mis à part la toxicité – sont considérés très importants pour le fonctionnement écologique de l'estuaire.

#### 2.1.4.1 Habitat quantité

Le même diagnostic qui a été établi pour le phyto**ben**thos est aussi valable pour le macrozoobenthos, avec cette différence que les zones profondes forment aussi un habitat favorable si la qualité environnementale est acquise.

#### 2.1.4.2 Nourriture

Le benthos, mis à part les prédateurs, se nourrit surtout de phytoplancton (filtreurs), de phyto**ben**thos et de détritus (détrivores et omnivores). Ces trois sources suivent chacune une trajectoire différente (Fig. 24).



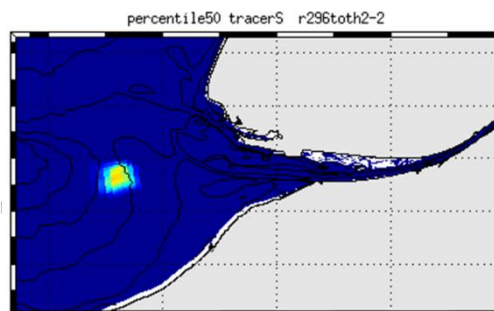
**Figure 24: Modes d'apport de nourriture pour le benthos estuarien en Seine (vert = biomasse vivante : phytoplancton, phyto**ben**thos, végétation des marais ; brun = détritus)**

Du phytoplancton fluvial est importé en estuaire en aval du barrage de Poses. Entre Poses et Rouen ces espèces fluviales peuvent se maintenir et même se reproduire, bien que le temps de passage soit trop court pour accumuler la biomasse de la production primaire. En aval de Rouen, les conditions de lumière deviennent moins propices. Plus en aval encore, le secteur du bouchon vaseux est caractérisé par un temps de résidence plus élevé, mais le phytoplancton ne résiste pas au manque de lumière. La faible production primaire aquatique estuarienne représente une source relativement limitée. Les nutriments inutilisés sont emportés vers la baie, où le phytoplancton peut se développer. Ceci ne veut pas dire que la plupart du phytoplancton est perdu pour le macrozoobenthos estuarien. Des particules d'origine marine entrent en estuaire avec la marée (Fig. 25), et peuvent nourrir le benthos en amont jusqu' à la limite supérieure du bouchon vaseux.

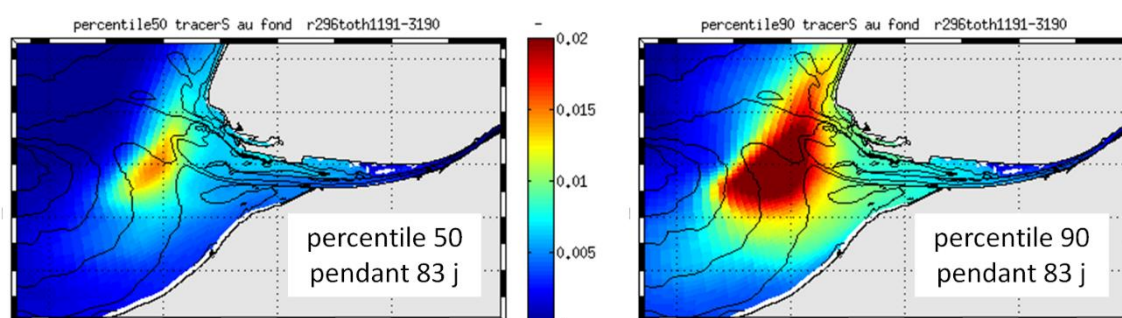
## Devenir d'un traceur conservatif

« lâcher » continu de 55 /s  
à l'ouest de l'embouchure  
(configuration 2010)

*Représente une potentielle alimentation  
de l'embouchure par une production en  
baie de Seine*



## Concentration près du fond



**Figure 25: Devenir d'un élément traceur simulant une particule de phytoplancton, produit en baie de Seine (localisation sur la carte du haut) en continu pendant 4,3 mois. Les percentiles sont calculés sur une période de 83 jours (Le Hir & Grasso, 2018).**

En tenant compte de la dimension temporelle, on peut formuler l'hypothèse que les blooms phytoplanctoniques de la baie de Seine sont à présent plus fréquents à cause de l'augmentation du débit, mais que l'intensité de ces blooms a diminué à cause de la réduction des phosphates. La diachronie des courants résiduels près du fond suggère que, surtout du côté sud de la zone de l'embouchure, le benthos pourrait profiter d'un retour du phytoplancton depuis la baie (Fig. 26). On pourrait tester l'hypothèse que la biomasse du macrozoobenthos est actuellement plus élevée dans la partie sud du chenal de navigation qu'au centre du panache sortant de l'estuaire.

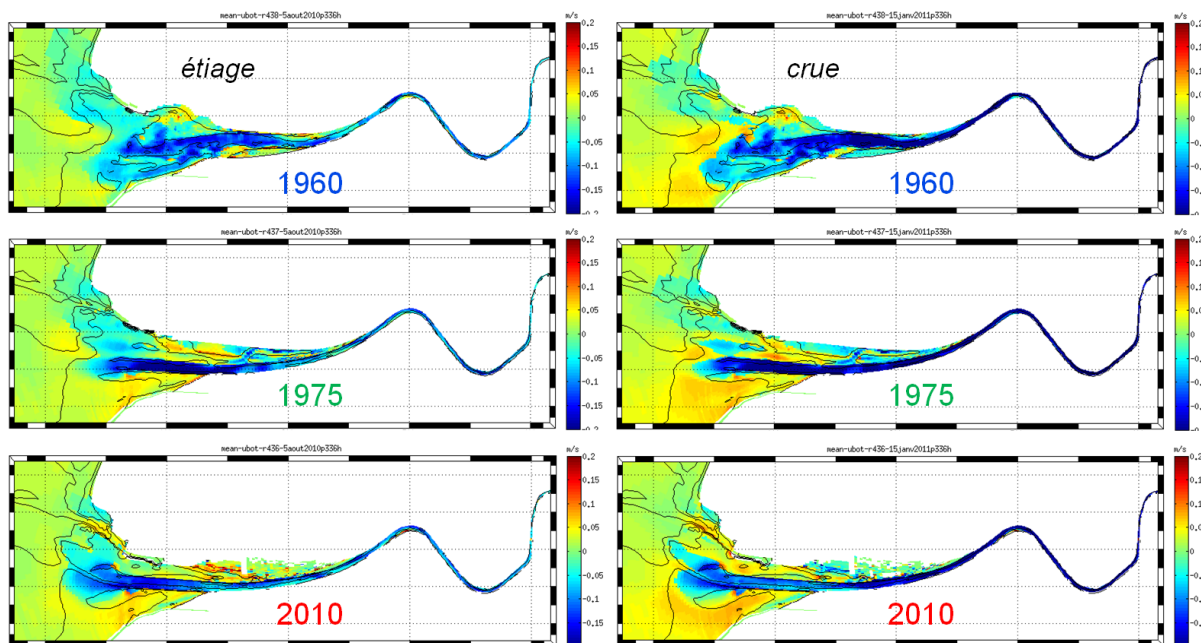


Figure 26 : Courants résiduels près du fond (ramenés à 1 m au-dessus du fond, orientés vers l'est quand ils sont positifs), pour une marée de vive eau (étiage et crue).

Le phytobenthos est une source de nourriture répartie de façon hétérogène. Il se développe sur les grandes surfaces d'habitat disponible qui se concentrent en partie aval de l'estuaire, mais aussi sur les vasières présentant une qualité environnementale suffisante en amont. Dans cet habitat, le phytobenthos peut nourrir de façon directe le benthos. L'apport total (dédit principalement des données de la zone aval), en termes de production par unité de surface, est à peu près égal à l'apport par le phytoplancton (Claquin et al., 2018).

Il y a des indications que la chaîne trophique détritique ou bactérienne pourrait être aussi importante que la chaîne dépendant directement de la production primaire (Niquil et al., 2017). Pourtant, la concentration correspondant à la demande biologique en oxygène (DBO), à l'entrée de l'estuaire à Poses, est limitée en moyenne à 2 mg/l (voir 3.3.1), ce qui est plus bas encore que dans l'Escaut qui est un système autotrophe. La concentration de matière organique sous forme de TOC (Carbone organique total) est aussi moins élevée à Poses qu'à Melle (Fig. 27). Or, il semble que les bactéries et les détrivores en Seine soient, sur une échelle systémique, relativement moins nourris que dans l'Escaut ; une possible dominance de la chaîne détritique ou bactérienne en Seine serait plutôt un phénomène relatif à la faiblesse de la production primaire.

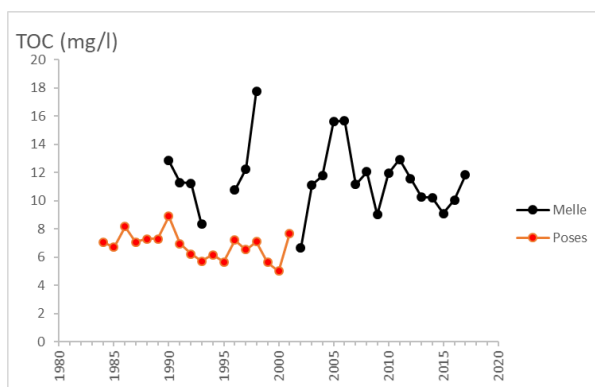


Figure 27: Evolution de la concentration de carbone organique totale (TOC) à la limite amont de l'estuaire de l'Escaut (Melle) et de la Seine (Poses).

En conclusion, sur le plan local, partout en estuaire des « hot-spots » de benthos apparaissent grâce à une complémentarité des divers apports en nourriture. Par exemple, dans la partie canalisée entre Rouen et Poses, dans les zones éloignées du thalweg, la sédimentation peut apporter des détritiques, le phytobenthos peut s'y reproduire et les filtreurs y trouveront un apport de phytoplancton fluvial.

Sur le plan systémique, au contraire, malgré des densités parfois élevées de benthos, on peut présumer que les ressources nutritionnelles disponibles soient moins abondantes en Seine, relativement moins bien approvisionnée que l'Escaut mais aussi moins productive que par le passé.

#### **2.1.4.3 Habitat : qualité**

La qualité des habitats favorables au macrozoobenthos dépend de plusieurs facteurs, en particulier : la granulométrie, en relation avec la stabilité du sédiment, elle-même dépendante de l'hydrodynamisme, et la pollution organique (sans parler des éléments toxiques) qui sont souvent évoqués en tant que facteurs limitants. Plusieurs espèces montrent une relation négative avec l'intensité du courant (Tableau 1). La valeur de 0,5 m/s dépasse la tolérance de plus de la moitié des espèces méso- ou polyhalines qui sont présentes dans l'Escaut (Ysebaert & Meire, 1999). Or, le diagnostic prévalant pour le phytobenthos est aussi applicable au macrozoobenthos (voir 3.1.3.2. habitat qualité phytobenthos). La dynamique hydraulique crée des sites plus ou moins exposés ou relativement abrités. En l'occurrence, la capacité de charge en benthos semble être menacée par l'intensification de ce dynamisme hydraulique en zone amont de Tancarville.

A une échelle plus locale, comme sur la grande vasière de l'embouchure en rive Nord la qualité de l'habitat résulte d'un équilibre entre la sédimentation et l'érosion. La sédimentation mène à une élévation de la vasière qui peut devenir plus vaseuse, donc plus favorable au benthos, mais, à l'inverse, trop de sédimentation mène à la perte de l'habitat par la colonisation de la végétation phanérogame. L'érosion peut aussi rendre un habitat moins hospitalier en devenant plus sableux par exemple. La formation de filandres rend l'équilibre plus complexe encore. Les résultats hydro-sédimentaires modélisés montrent les tendances de transport résiduel de sable et la distribution de la fraction de vase dans le sédiment superficiel, suite aux changements diachroniques morphologiques observés (Le Hir & Grasso, 2018). La distribution des tendances au transport de sable est très différente en 1960 et en 1975. En 1960, les tendances au transport sont divergentes de part et d'autre de Honfleur (ce qui limite l'ensablement de l'embouchure), tandis qu'en 1975 elles le restent entre les digues (et cela est favorable au maintien du chenal) mais par contre une tendance à la remontée des sables vers l'amont est marquée dans le chenal nord. En 2010, le schéma reste analogue à celui de 1975, mais est nettement atténué. La vase par contre, se dépose dans tous les cas préférentiellement sur les estrans supérieurs ou en bordure des bancs d'embouchure, mais la disposition de ces derniers varie considérablement. La diachronie est donc complexe et les effets sur le benthos dans la zone de l'embouchure ne sont pas encore bien compris.

Il n'y a pas d'indication que la pollution organique soit un facteur limitant pour le benthos en estuaire de la Seine. En zone d'eau douce ceci pourrait être révélé par une dominance des oligochètes avec une faible occupation du benthos. En tout état de cause, cela semble ne pas être le cas et la diversité biologique ne paraît pas être menacée (Paalvast et al., 2006).



**Tableau 1: Relation entre le benthos et l'intensité des courants (critère de tolérance maximale), et classification des espèces par leur sensibilité envers le stress causé par l'enrichissement en matière organique (Ysebaert & Meire, 1999)**

Espèce	Courant d'eau (m/s)	Sensitivité mat. org.
<i>Arenicola marina</i>	0,275	NA
<i>Bathyporeia spec.</i>	indifférent	très sensible
<i>Capitella capitata</i>	indifférent	opportuniste redox réduit
<i>Cerastoderma edule</i>	0,30-0,35	tolérant
<i>Corophium arenarium</i>	0,25	tolérant
<i>Corophium volutator</i>	relation négative	tolérant
<i>Euridice pulchra</i>	élevé	très sensible
<i>Eteone longa</i>	0,30	indifférent
<i>Heteromastus filiformis</i>	tolérance jusqu'à 0,5	tolérant
<i>Hydrobia ulvae</i>	0,18	tolérant
<i>Macoma balthica</i>	tolérance jusqu'à 0,5	très sensible
<i>Manayunkia aestuarina</i>	NA	indifférent
<i>Mya arenaria</i>	0,2	indifférent
<i>Mytilus edulis</i>	NA	tolérant
<i>Nephtys cirrosa</i>	relation positive	indifférent
<i>Nephtys hombergii</i>	0,5	indifférent
<i>Nereis diversicolor</i>	relation négative	tolérant
<i>Nereis succinea</i>	0,30-0,35	tolérant
<i>Polydora spec.</i>	relation négative	opportuniste
<i>Pygospio elegans</i>	0,15-0,25	tolérant
<i>Scrobicularia plana</i>	0,275	tolérant
<i>Spio spec.</i>	0,7 - 1	tolérant
<i>Tharix marioni</i>	0,3	NA

### 2.1.5 Zooplancton

Le diagnostic s'est limité au méso-zooplancton. Or, une comparaison de la production ou des biomasses de méso-zooplancton entre la Seine et l'Escaut n' a pas pu être disponible à cause des différences dans les méthodes d'échantillonnage, surtout concernant sa distribution verticale dans la colonne d'eau. La comparaison et le diagnostic qui suivent ne tient pas compte du micro-zooplancton.

Dans les deux estuaires la qualité de l'eau, plus spécifiquement la concentration en oxygène dissous, est actuellement satisfaisante pour permettre une bonne diversité de zooplancton (Souissi et al., 2017 ; Maris et al., 2017).

La nourriture du zooplancton consiste surtout en diatomées (Chambord, 2016). Le diagnostic du phytoplancton est donc essentiel pour l'évaluation concernant le zooplancton. En résumé, sur le plan systémique, le zooplancton se nourrirait surtout d'un apport de phytoplancton fluvial entre Tancarville et Poses. En baie de Seine (et dans la zone de l'embouchure), la nourriture est amplement présente, sauf quand la silice dissoute devient limitante pour les diatomées. Dans le secteur du bouchon vaseux, le zooplancton pourrait se nourrir du phytoplancton apporté soit par le fleuve, soit par une dispersion depuis la baie. Dans le bouchon vaseux, la production de zooplancton pourrait donc être plus importante relativement à la production primaire. Cependant, on peut penser que la sélectivité du zooplancton pour sa nourriture pourrait être limitée par la présence de particules sédimentaires en suspension. Il a été suggéré que le zooplancton ne pourrait plus se nourrir si la concentration de MES montait au-dessus de 500 mg/l, mais ce critère reste à confirmer (Tackx, comm. pers.).

Tandis que pour le phytoplancton la variation des débits minimaux est importante pour la production primaire (en l'occurrence l'abondance du phytoplancton en relation avec le temps de résidence), le zooplancton est surtout affecté par la fréquence et l'intensité des débits maximaux. Quand le zooplancton est balayé de l'estuaire par une crue, le temps pour rétablir sa population est plus long que pour retrouver une prolifération de phytoplancton. Or, les débits maximaux montrent actuellement une tendance à augmenter plus que les débits minimaux (voir Fig. 18).

En conclusion, la restauration de la qualité de l'eau a certainement stimulé le zooplancton, mais les conditions hydro-sédimentaires montrent des tendances moins favorables à cause des débits élevés.



## CONCLUSION

Dans le cas de l'estuaire de la Seine, la comparaison inter-estuarienne, notamment avec l'estuaire de l'Escaut (Belgique), s'est montrée utile pour identifier les facteurs limitants du fonctionnement écologique. Grâce à des méthodologies de calcul comparable, l'importance du temps de résidence comme facteur de contrôle de la production biologique à l'échelle systémique a pu être mise en avant. La comparaison a montré que la limitation nutritive des phosphates était moins importante que le temps de résidence dans la partie amont du bouchon vaseux. De plus, la limitation de la production primaire par le temps de résidence a probablement été sous-estimée dans cette étude, car en ce qui concerne les débits, seules les données de Poses ont été prises en compte. L'apport latéral d'eau n'est pas négligeable et pourrait raccourcir le temps de transit du phytoplancton vers la baie.

Le rôle important de la partie amont de l'estuaire dans le fonctionnement de l'écosystème estuarien a été démontré. L'écologie de cette zone est pourtant relativement mal documentée. Non seulement les données portant sur la production primaire, le zooplancton ou le macrozoobenthos sont rares et fragmentées, mais aucune donnée quantitative sur les niveaux d'eau n'était disponible sur les périodes anciennes. La modélisation hydro-sédimentaire a réussi à combler ce manque d'information hydrologique. Des hypothèses permettant de relier la diachronie du fonctionnement hydro-sédimentaire avec le fonctionnement écologique de l'estuaire ont été proposées.

La diachronie hydro-sédimentaire a montré que la situation, notamment dans l'embouchure et dans le bouchon vaseux, est complexe. Cependant, l'ensemble des évolutions observées peut se résumer d'une façon synthétique : l'hydrodynamisme est devenu plus important et ce changement pourrait bien avoir contribué à un appauvrissement trophique du système, soit à cause d'un affaiblissement de la production primaire ou détritique, soit à cause d'un renforcement de l'érosion des habitats, soit à cause du déclin de la surface des habitats estuariens dans les différentes zones de l'estuaire.

L'approche diachronique ne remonte pas assez loin dans le passé pour pouvoir quantifier la contribution anthropogène dans les facteurs limitants du fonctionnement. Ni les effets des changements observés dans le bassin versant sur le débit fluvial, ni l'évolution de la morphologie dans la zone amont de l'estuaire, comme la chenalisation, n'ont pu être mis en relation avec le fonctionnement écologique global. Ce sont des études-clés qu'il sera utile d'entreprendre dans le futur.

Du point de vue de la gestion, plusieurs mesures sont possibles pour améliorer le fonctionnement écologique. Deux grandes catégories de mesures peuvent être distinguées : une en amont du bouchon vaseux et une dans son secteur et dans l'embouchure. Il ne semble pas réaliste d'envisager d'atténuer les débits fluviaux sur le plan systémique en reconnectant toute la vallée estuarienne au système. Les mesures pour modifier le débit devraient surtout être prises dans le bassin versant. Cependant, par exemple, l'installation de petites zones d'inondation contrôlée tout au long de la zone amont pourrait fournir une chaîne de 'hot-spots' écologiques avec des conditions environnementales excellentes mais locales. La réalisation de tels sites en réseau pourrait permettre la migration des organismes et de leurs propagules et de répondre aux besoins écologiques de rétablissement d'une certaine connectivité transversale et longitudinale estuarienne. En zone aval, la situation est moins claire. Si on a pu identifier les fonctions écologiques déficientes qui devraient être adaptées, les mesures les plus appropriées pour aboutir à un équilibre entre les effets escomptés restent à être mises au point.



Evidemment, des mesures dans le bassin versant restent utiles, comme par exemple le montre les résultats du projet Seine-Aval 5 RESET (Garnier & al, 2018), pour continuer à améliorer la situation concernant les concentrations en nutriments. Aussi la fourniture de silice dissoute pourrait être calculé.

Les mesures hydrologiques pour augmenter la production primaire ne sont pas évidentes à réaliser. Il existe une réserve concernant l'augmentation du temps de séjour par la diminution des débits en Seine, ce qui pourrait nuire au macrozoobenthos par l'intrusion de salinité dans l'estuaire et par une augmentation de la turbidité. ANPHYECO a permis de poser les bases d'une analyse multifactorielle du fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine.



## BIBLIOGRAPHIE

- Appeltans W., Hannouti A., Van Damme S., Soetaert K., Vanthomme R., Tackx M. (2004) Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? *Journal of Plankton Research* 25: 1441-1445.
- Avoine J. (1981) L'estuaire de la Seine : sédiments et dynamique sédimentaire. Thèse de l'université de Caen, 236 p. + annexes.
- Billen G., Garnier J., Rousseau V. (2005) Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540: 47-67.
- Borja A., Franco J., Pérez J. (2000) A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1100-1114.
- Chen M., Wartel S., Van Eck G.T.M., Van Maldegem D.C. (2005) Suspended matter in the Scheldt estuary. *Hydrobiologia* 540: 79-104.
- Dean T.L., Richardson J. (1999) Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33, 99-106.
- Ducrotoy J.P. (2010) La restauration écologique des estuaires. Lavoisier, Paris : 230 pp.
- Ducrotoy J.P. (2018) Les milieux estuariens et littoraux : une approche scientifique pour les préserver et les exploiter durablement. Lavoisier, Paris : 442 pp.
- Dugdale R. C., Wilkerson F. P., Hogue V. E., Marchi A. (2007) The role of ammonium and nitrate in spring bloom development in San Francisco Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73: 17-29.
- Dupont J-P., Guézennec L., Lafite R., Le Hir P., Lesueur P. (2001) Matériaux fins: le cheminement des particules en suspension. Fascicule Seine-Aval 4, 40 pp.
- Dyer, K.R. (1973). *Estuaries: A physical introduction*. Wiley, New York.
- Fisson C. (2014) Qualité des eaux de l'estuaire de la Seine. Fascicule 3.2 GIP Seine Aval, 54 pp.
- Foussard V., Cuvilliez A., Fajon P., Fisson C., Lesueur P., Macur O. (2010) Evolution morphologique d'un estuaire anthropisé de 1800 à nos jours. Fascicule Seine-Aval 2.3, 44 pp.
- Garnier J., Billen G., Némery J., Sebilo M. (2010) Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 90: 121-149.
- Garnier J., Barles S., Billen G., Bognon S., Romero E., Castaings J., Silvestre M., Ramarson A., Thieu V., Riou P., Legendre R. (2017) Rôle de l'Estuaire de Seine dans l'Ecologie Territoriale de la Normandie : cycles des nutriments et systèmes hydro-agro-alimentaires (RESET). Rapport final Seine-Aval 5, 49 pp.
- Grasso F., Verney R., Le Hir P., Thouvenin B., Schulz E., Kervella Y., Khojasteh Pour Fard I., Lemoine J.-P., Dumas F., Garnier V. (2018) Suspended sediment dynamics in the macrotidal Seine estuary (France) – Part 1: *In situ* measurement analysis and numerical modeling of turbidity maximum dynamics. *Journal of Geophysical Research – Ocean* (in press).
- Heip C., Goosen N.K., Herman P.M.J., Kromkamp J., Middelburg J.J., Soetaert K. (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 33: 1-149.

- Herman P. M. J., Middelburg J. J., VandeKoppel J., Heip C. H. R. (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*. 29: 195–240.
- Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E., Dortch Q. (1995) Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40: 339-356.
- Kervella Y. (2011) Simulation et analyse du fonctionnement hydrosédimentaire de l'estuaire de la Seine dans la période actuelle. Rapport de contrat post-doctoral 2010-2011, 49pp.
- Kervella Y., Le Hir P. (2011) Création d'un maillage curviligne avec ICEM CFD 12.1. Rapport interne IFREMER/DYNECO, 41pp.
- Kervella Y., Khojasteh Pour Fard I., Le Hir P., Renault E., Lemoine J.-P. (2012) Modélisation hydrodynamique tridimensionnelle en coordonnées curvilignes non-orthogonales de l'estuaire de la Seine. CR XIIèmes Journées nationales Génie Côtier-Génie Civil, Cherbourg, 12-14 juin 2012.
- Krieg H.-J. (2005) Die entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. ARGE ELBE – FHH/BSU – WG Elbe, 42pp.
- Le Hir P., Grasso F. (2018) Analyse diachronique du fonctionnement hydrosédimentaire de l'estuaire de la Seine. Rapport individuel final du projet ANPHYECO du programme scientifique Seine Aval 5, 44 pp.
- Le Hir P., Kervella Y., Bryère P., Bassoullet P., Jestin H., Renault E., Gohin F., Lafite R., Deloffre J., Lemoine M., Lemoine J.-P., Thouvenin B. (2012) Projet MODEL : Modélisation validée de l'hydro-morpho-sédimentologie, base physique d'une modélisation environnementale de l'estuaire de la Seine. Rapport final du projet MODEL du programme scientifique Seine-Aval 4, 143pp. + annexes.
- Le Hir P., Roberts W., Cazaillet O., Christie M., Bassoullet P., Bacher C. (2000) Characterization of intertidal flat hydrodynamics. *Continental Shelf Research* 20: 1433-1459.
- Lowe R.L. (1979) Phytobenthic Ecology and Regulated Streams. In: Ward J.V., Stanford J.A. (eds) *The Ecology of Regulated Streams*. Springer, Boston, MA
- Maes J., Stevens M., Breine J. (2008) Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* 602: 129-143.
- Maes J., Van Damme S., Meire P., Ollevier F. (2004) Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology*, 145, 1033-1042.
- Maris T., Cox T., Temmerman S., De Vleeschauwer P., Van Damme S., De Mulder T., Van den Bergh E., Meire P. (2007). Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a controlled inundation area. *Hydrobiologia* 588: 31-43.
- Massei N., Laignel B., Deloffre J., Mesquita J., Motelay A., Lafite R., Durand A. (2010) Long-term hydrological changes of the Seine River flow (France) and their relation to the North Atlantic Oscillation over the period 1950–2008. *International Journal of Climatology* 30: 1246-1254.
- Morin J., Duhamel S., De Roton G. (2010) Poissons, habitats, & ressources halieutiques : Cas de l'estuaire de la Seine. Fascicule GIP Seine-Aval, 78 pp.
- Moussard S., Ducrotoy J.P., Dauvin JC (2008) Gestion Globale de l'Estuaire de la Seine : de sa dégradation à la restauration de ses fonctionnalités écologiques. In: Houdet J. (ed) *Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises*. Paris

- Muylaert K., Sabbe K., Vyverman W. (2000) Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 50: 673-687.
- Muylaert K., Vyverman W. (2006) Impact of a flood event on the planktonic food web of the Schelde estuary (Belgium) in spring 1998. *Hydrobiologia* 559: 385-394.
- Paalvast P., bij de Vaate B., Klink A. (2006) Quick scan of the freshwater part of the Seine estuary. Ecoconsult report 200602, Ecoconsult, Vlaardingen, the Netherlands, 23 pp.
- Renault E. (2011) Validation hydrodynamique du modèle curvilinéaire de l'estuaire de la Seine. Rapport de Master 2 professionnel, Ifremer-Université de Bretagne Sud, 51pp.
- Seys J., Vincx M., Meire P. (1999) Spatial distribution of Oligochaeta (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406: 119-132.
- Smolders S., Plancke Y., Ides S., Meire P., Temmerman S. (2015) Role of intertidal wetlands for tidal and storm tide attenuation along a confined estuary: A model study. *Natural Hazards Earth System Science* 15: 1659–1675.
- Stark J., Smolders S., Meire P., Temmerman S. (2017) Impact of intertidal area characteristics on estuarine tidal hydrodynamics: a modelling study for the Scheldt estuary *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 198: 138-155.
- Stier D.J., Crance J.H. (1985) Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: American shad. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, 82: 34 pp.
- Struyf E., Dausse A., Van Damme S., Bal K., Gribsholt B., Boschker H.T.S., Middelburg J.J., Meire P. (2006) Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography* 51: 838-846.
- Uncles R.J., Stephens J.A., Smith R.E. (2002) The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time. *Continental Shelf Research* 22: 1835-1856.
- Van Damme S., Dehairs F., Tackx M., Beauchard O., Struyf E., Gribsholt B., Van Cleemput O., Meire P. (2009) Tidal exchange between a freshwater tidal marsh and an impacted estuary (Scheldt estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85: 197-207.
- Van Damme, S., Struyf, E., Maris, T., Ysebaert, T., Dehairs, F., Tackx, M., Heip, C., Meire P. (2005) Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia*, 540, 29-45.
- Vandenbruwaene W., Plancke Y., Mostaert F. (2017) Hydrogeomorphology of the Seine estuary: interestuarine comparison and historical evolution. Report of the project ANPHYECO of the scientific programme Seine-Aval 5, Flanders Hydraulics Research, Antwerp., 37pp.
- Vandenbruwaene W., Plancke Y., Verwaest T., Mostaert F. (2013) Interestuarine comparison: Hydro-geomorphology: Hydro- and geomorphodynamics of the TIDE estuaries Scheldt, Elbe, Weser and Humber. WL Report, 770\_62b. Flanders Hydraulics Research: Antwerp, Belgium.
- Wolff W.J. (1973) The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Zoologische Verhandelingen*. Leiden, 242 pp.
- Ysebaert T., Herman P.M.J. (2002) Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series* 244: 105-124.
- Ysebaert T., Meire, P. (1999) Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment: a statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Instituut voor Natuurbehoud, Brussels, IN 99/19.



## ANNEXES 1 A 3 : RAPPORTS ANNEXES

Ces annexes font l'objet de rapports distincts.

***Le Hir P., Grasso F., 2018, Analyse diachronique du fonctionnement hydrosédimentaire de l'estuaire de la Seine, contribution au projet Seine-Aval 5 ANPHYECO, 52p***

***Plancke, Y.; Schramkowski, G.; Vandenbruwaene, W.; Mostaert, F. (2018). ANPHYECO-Seine – Hydro-geomorphology of the Seine estuary: “Cubage” calculation. Version 4.0. FHR Reports, 14\_120\_1. Flanders Hydraulics Research: Antwerp.***

***Vandenbruwaene, W.; Plancke, Y.; Mostaert, F. (2018). ANPHYECO-Seine – Hydro-geomorphology of the Seine estuary: Interestuarine comparison and historical evolution. Version 4.0. FHR Reports, 14\_120\_2. Flanders Hydraulics Research: Antwerp.***



## ANNEXES 4 : LEVIERS DE GESTION

*Le projet ANPHYECO avait pour objectifs de proposer d'adapter des méthodes de quantification de leviers d'amélioration du fonctionnement écologique d'un estuaire au contexte de la Seine. Ce travail a été initié et est présenté ci-dessous.*

### Leviers de gestion : Surface marais tidaux – Silice

#### METHODE

Le rapport sur le levier de restauration 'marais tidaux' propose de palier le déficit en DSi dans l'estuaire par une stimulation de la fourniture de DSi par les marais tidaux, notamment par les roseaux (phragmitaies).

Pour le calcul du déficit, les données de la station de mesure de Tancarville ont été utilisées. Pour la période avril-septembre, les ratios molaires individuels Si:P ont été calculés, puis classés par ordre croissant. Le critère de limitation de Si, fourni par Justic et al. (1995), est représenté par la valeur Si:P = 3. Pour les valeurs inférieures à ce critère, le taux de silice à ajouter pour atteindre le critère a été calculé sur une base mensuelle, en tenant compte du débit du moment.

La production exacte de DSi par les phragmitaies saumâtres ou autres en Seine n'est pas connue. Des valeurs de production de DSi des marais tidaux ont été documentées sur le polder du Carmel en Baie des Veys. Dans ce schorre marin, sans roseaux et avec un échange tidal relativement limité, des productions de  $1 - 25 \text{ mg.m}^{-2}.\text{marée}^{-1}$  ont été mesurées (Struyf et al., 2006). Ces valeurs sont considérées comme une limite inférieure de la production estimée des phragmitaies de la Seine. Dans un marais tidal en zone d'eau douce de l'Escaut, une valeur moyenne de 141, avec un maximum de  $430 \text{ mg.m}^{-2}.\text{marée}^{-1}$  a été trouvée (Van Damme, 2010). Bien que la biomasse des roseaux soit plus grande en zone d'eau douce qu'en eau saumâtre, et que la minéralisation y soit probablement plus intense, la végétation dans les marais d'eau douce est hétérogène, or la surface des roseaux y est relativement réduite. Globalement, il est estimé que la production de DSi des phragmitaies de la Seine est d'environ  $100 \text{ mg.m}^{-2}.\text{marée}^{-1}$  en moyenne. La valeur de  $430 \text{ mg.m}^{-2}.\text{marée}^{-1}$  a été utilisée comme valeur maximale.

#### RESULTATS

Les contours de l'estuaire ont été superposés à la carte des habitats afin de distinguer et de localiser les phragmitaies tidales et non tidales (Fig. 1).

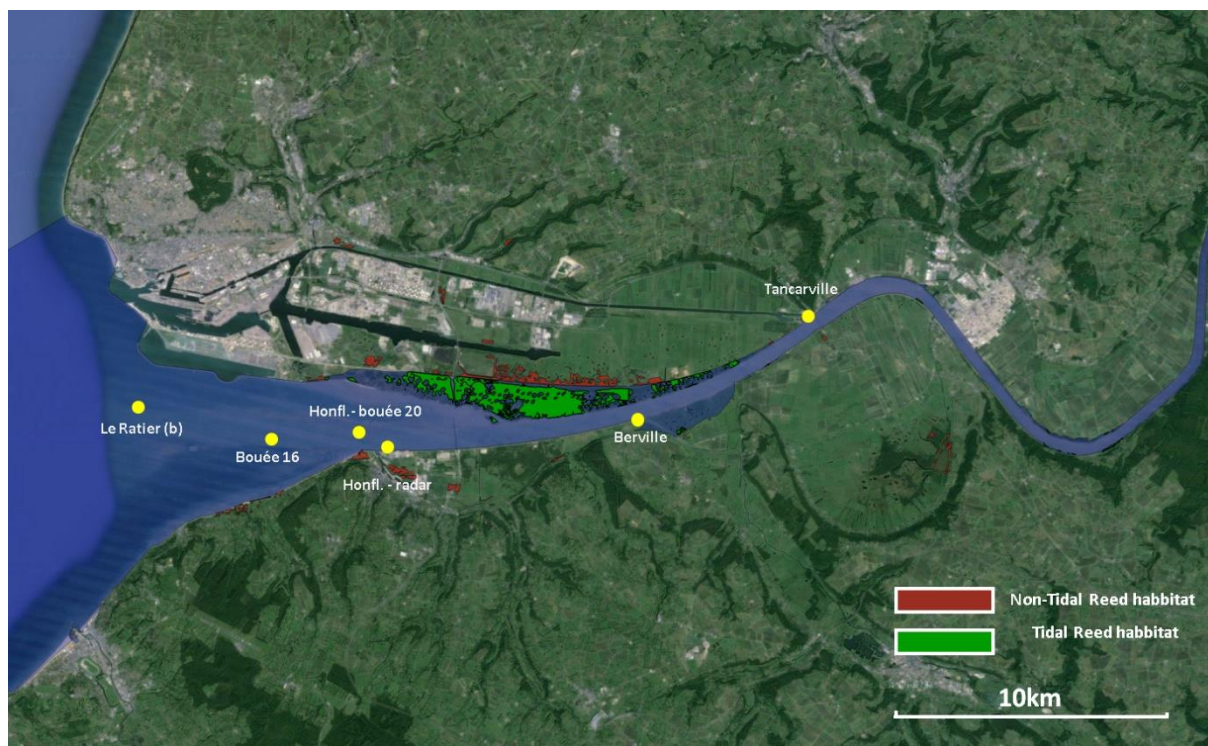


Figure 1: Habitats phragmitaies tidales (vert) et non tidales (rouge)

La surface des phragmitaies tidales était de 650 ha, ce qui était approximativement 70% des phragmitaies totales (tidale et non tidales réunies). Le ratio Si : P des charges qui passent devant Tancarville étaient entre 1977 et 1994, en moyenne, de 3,2 (Fig. 2). Entre 1994 et 2007, cette valeur a monté jusqu'à 10,1. Le besoin de surface pour restaurer le ratio Si : P à la valeur 3 exigerait une surface d'habitat irréaliste de 40 km<sup>2</sup> si on se fixait de restaurer les déficits successifs de la période 1977-2007., Cependant, si on s'intéresse à une période plus récente, il devient clair que le besoin de surface est inférieur (Fig. 3). L'épuration intensifiée d'eau en phosphates peut être mise en relation avec la baisse du besoin en silice. Cependant, la charge en silice reste fonction du débit, qui a augmenté durant cette période.

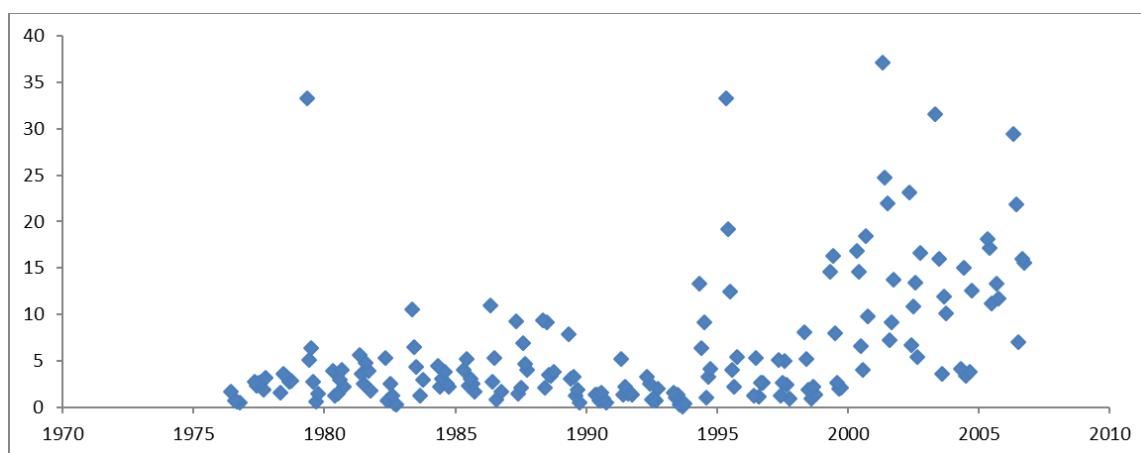
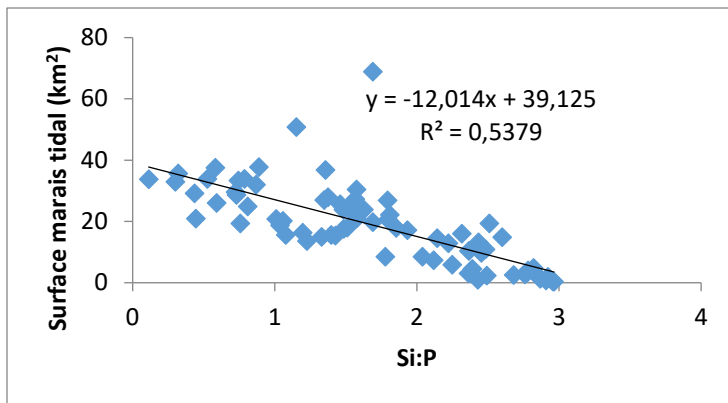


Figure 2 : ratio Si : P des charges passant devant Tancarville (période 1977 – 2007)



**Figure 3: Exigence en surface de marais tidaux pour restaurer le ratio Si : P vers la valeur 3, en relation avec le ratio Si : P (à Tancarville)**

En conclusion, le calcul du besoin en habitat de marais tidaux pour améliorer la mise à disposition de silice dissoute est relatif à d'autres facteurs qui eux aussi, comme le débit, doivent être considérés comme des indicateurs de bon fonctionnement écologique. La méthode ici présentée est la méthode qui a été appliquée pour l'Escaut, où le succès a été possible grâce aux débits plus faibles. On pourrait calculer le besoin de silice absolu (omettant le ratio avec P) par rapport aux concentrations de DSi en baie de Seine, où la production primaire issue de l'apport de nutriments par la Seine est supérieure, mais ceci nécessiterait une modélisation pour mettre en relation les concentrations de DSi et la production primaire en baie avec les apports estuariens.

## Leviers de gestion : Surface de vasières

### METHODE

Les vasières ont de multiples fonctions écologiques : Par exemple, elles protègent les digues en atténuant l'énergie des vagues. Elles modèrent l'hydrodynamisme en générant du frottement qui diminue l'énergie tidale. Le point de départ de la méthode pour estimer le besoin en surface de vasières s'appuie sur leur rôle sur le plan trophique. L'offre de nourriture pour les oiseaux migrateurs est donnée par  $B \cdot A$ , avec  $B$  la densité spatiale de biomasse de benthos, et  $A$  la surface de vasières. Or, la biomasse de benthos, et la surface des vasières, est constamment en évolution, notamment à cause des influences humaines. La méthode consiste à comparer des paires de scénarios pour  $B \cdot A$ , avec un scénario correspondant à de bonnes conditions écologiques (comme par exemple l'état « pristine »), et le deuxième scénario correspondant à un scénario à tester (e.g. la situation actuelle).

Les scénarios sont comparés en utilisant la formule:

$$B_i \cdot A_i = B_j \cdot (A_j + A_c)$$

avec  $i$  indiquant le scénario référence et  $j$  le scénario à tester. Le bilan est ajusté avec un poste de compensation indiqué par  $c$ .

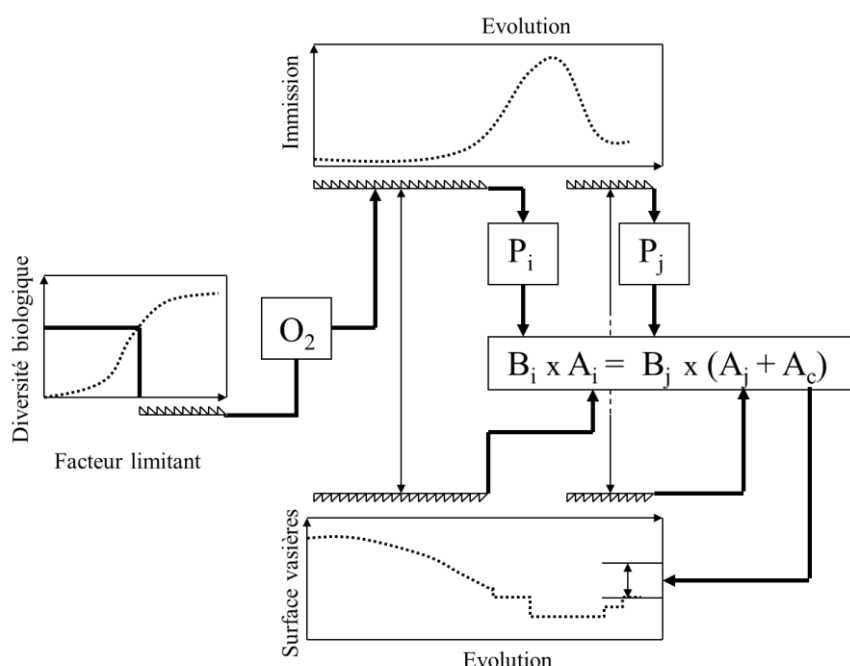
La biomasse du benthos étant rarement connue, une relation systémique entre la production primaire et le benthos est utilisée (Herman et al., 1999):

$$B = -1.5 + 0.105 \cdot P$$

avec  $B$  (g AFDW  $m^{-2}$ ) et  $P$  la densité de production primaire nette (g C  $m^{-2} y^{-1}$ ).

La production primaire dépend du taux de nutriments qui entre dans l'estuaire. Un surplus de nutriments mène à l'eutrophisation, ce qui peut nuire non seulement à la biodiversité, mais aussi à la production secondaire. Or, la méthode de comparaison qui est essentiellement une maximalisation de compensation d'une situation impactée par rapport à un scénario de référence, est plafonnée par la relation entre la production primaire et la biodiversité. En plus, chaque scénario historique consiste en un set de paramètres consistants pour la période considérée, ce qui veut dire que l'enrichissement en nutriments, par exemple pendant les années '70 ou '80, correspondent à des taux inférieurs en oxygène. Dans l'Escaut, le facteur limitant pour la biodiversité était très clairement la concentration en oxygène, comme dans d'autres estuaires. La concentration en oxygène dissous a, en effet, dans beaucoup d'estuaires, été identifiée comme un facteur limitant pour la biodiversité. Une multitude de relations entre l'occurrence des espèces ou leurs conditions physiologiques et la concentration en oxygène en estuaires (Wolff, 1973 ; Stier & Crance, 1985; Dean & Richardson, 1999; Seys et al., 1999; Appeltans et al., 2004; Maes et al., 2004 ; Krieg, 2005 ; Maes et al., 2008) a mené à définir un critère de 4 mg/l en été et de 5 mg/l en hiver comme condition de référence (Van Damme, 2010). En estuaire de la Seine, les concentrations en substances polluantes pourraient être limitantes pour la diversité biologique. Cependant, la biodiversité macrozoobenthique y est bien représentée. Ici, on suppose donc que les polluants ne sont pas le facteur limitant de la biodiversité.

Une difficulté de cette méthode, spécifiquement liée avec la Seine, est que les débits sont tellement forts qu'on ne peut considérer l'estuaire comme système clos.



**Figure 4 : Schéma de la méthode pour estimer le besoin de surface des vasières ( $B$  = biomasse de macrozoobenthos par unité de surface,  $A$  = surface vasière,  $P$  = production primaire,  $i$  = scénario référence,  $j$  = scénario à tester,  $c$  = compensation). La biomasse dépend de la production primaire, qui dépend à son tour relaté de l'évolution des intrants de nutriments. Le critère du scénario de référence est donné par la biodiversité qui ne pourrait être affectée par des apports trop élevés.**

## RESULTATS

La surface de vasières (vaseuses) est actuellement de 1169 ha. La diachronie de cette surface depuis 1950 n'a pas encore été quantifiée. La situation des années '50 est disponible sous forme de photos aériennes. La digitalisation des surfaces n'a pas encore été faite, à cause des difficultés d'interprétation des images.

La référence de qualité d'eau pour assurer un bon niveau de diversité biologique a été trouvée dans la littérature (Billen et al., 2007). Depuis 1950 les concentrations d'oxygène en estuaire baissaient en dessous des critères pour la biodiversité (Fig. 5). La situation de l'année 1950 convient donc comme référence. Aujourd'hui, les concentrations en oxygène conviennent. Cependant cette situation n'est pas utilisable comme référence car c'est le scénario à tester pour évaluer la production primaire, la biomasse de macrozoobenthos et la surface d'habitat.



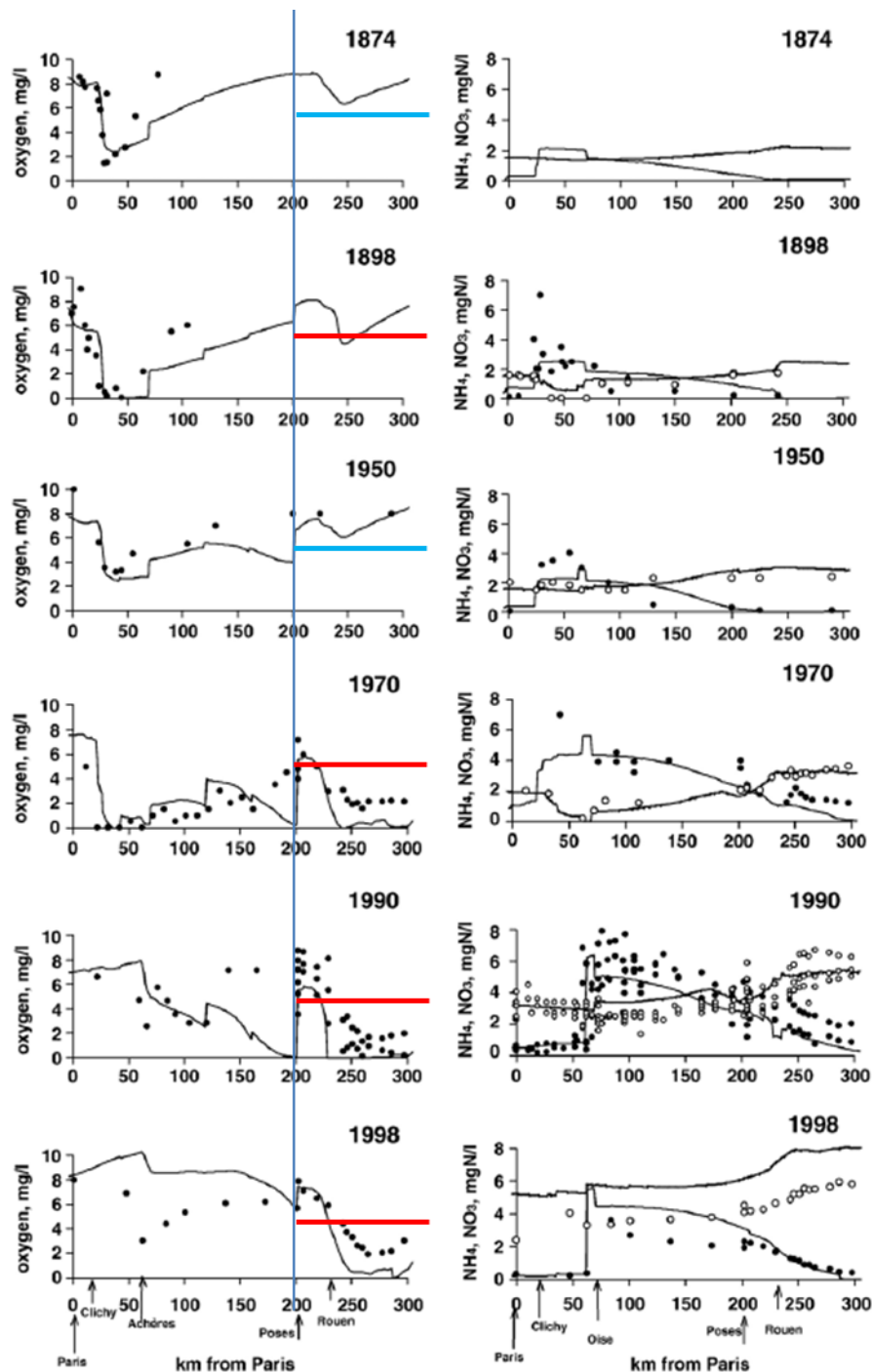


Figure 5: Simulation des concentrations en oxygène, nitrate et ammonium dans la Seine. La ligne verticale indique Poses, les lignes horizontales indiquent le critère de 5 mg/l pour l'oxygène ; rouge = concentrations plus basses que le critère, bleu = concentrations au-dessus du critère (Basé sur Billen et al., 2007).

La diachronie des concentrations des nutriments est documentée pour l'estuaire de la Seine. La quantification de la méthode nécessite aussi la diachronie de la production primaire. Faute de données, cette diachronie doit être fournie par voie de modélisation. La modélisation de la production primaire c'est montré plus complexe que pour la situation de l'Escaut. Pour la production primaire, l'Escaut peut être considéré comme un système clos. En Seine, par contre, le débit est tellement grand que la production primaire passe rapidement vers la baie. En conséquence, une partie de la production primaire est perdue pour la chaîne trophique estuarienne et s'en va vers le large marin. La production primaire de la Baie de Seine doit être



inclus dans le bilan. Ainsi, le rapportage a investi par modélisation le retour de la production primaire de la Baie vers l'estuaire. Pourtant, la modélisation peut calculer des scénarios où le système est considéré clos.

Les modèles appropriés n'étaient pas disponibles pour le projet.

## Littérature

- Appeltans W., Hannouti A., Van Damme S., Soetaert K., Vanthomme R., Tackx M. (2004) Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? *Journal of Plankton Research* 25: 1441-1445.
- Billen G., Garnier J., Némery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit P., Benoit M. (2007) A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment* 375 : 80–97.
- Dean T.L., Richardson J. (1999) Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33, 99-106.
- Herman P. M. J., Middelburg J. J., VandeKoppel J., Heip C. H. R. (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*. 29:195–240.
- Krieg H.-J., (2005) Die entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. ARGE ELBE – FHH/BSU – WG Elbe, 42pp.
- Maes J., Van Damme S., Meire P., Ollevier F. (2004) Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology*, 145, 1033-1042.
- Maes J., Stevens M., Breine J. (2008) Poor water quality constrains the distribution and movements of twaidd shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* 602: 129-143.
- Richardson J., Williams E.K., Hickey C.W. (2001) Avoidance behaviour of freshwater fish and shrimp exposed to ammonia and low dissolved oxygen separately and in combination. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 625-633.
- Seys J., Vincx M., Meire P. (1999) Spatial distribution of *Oligochaeta* (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406: 119-132.
- Stier D.J., Crance J.H. (1985) Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: American shad. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, 82: 34 pp.
- Van Damme S. (2010) Water quality and the estuarine environment: Spatio temporal patterns and opportunities for restoration with emphasis on nitrogen removal. University Press Antwerpen (UPA), Academic and Scientific Publishers, Brussels, Belgium, 186 pp.
- Wolff W.J. (1973) The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Zoologische Verhandelingen*. Leiden, 242 pp.

**POUR PLUS D'INFORMATIONS SUR LE GIP SEINE-AVAL**

[www.seine-aval.fr](http://www.seine-aval.fr)

**CONTACT**

Groupelement d'Intérêt Public Seine-Aval  
Pôle Régional des Savoirs  
115, Boulevard de l'Europe  
76100 ROUEN  
**Tél : 02 35 08 37 64**  
[gipsa@seine-aval.fr](mailto:gipsa@seine-aval.fr)

En cas d'utilisation de données ou d'éléments de ce rapport, il devra être cité sous la forme suivante :

*Van Damme S. (coord.), Le Hir P., Ducrotoy J.P. 2019. Projet ANHYECO « Analyse du fonctionnement hydrologique, morphologique, sédimentaire et écologique [en vue d'une recherche de pistes de restauration globale] de l'estuaire de la Seine », Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5, 48 p.*

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.  
Pour tout renseignement, veuillez contacter le GIP Seine-Aval.

Les membres financeurs du GIP Seine-Aval sont :

