



Rapport d'étude

PROPOSE

Potentialités de RestauratiOn des habitats clés pour les POissons dans l'estuaire de la SEine

Janvier 2020

Manuel MUNTONI



Programme opérationnel
FEDER/FSE-IEJ 2014-2020
Région Normandie
Eure et Seine-Maritime



GIP Seine-Aval
GROUPEMENT D'INTÉRÊT PUBLIC

PROPOSE

Potentialités de RestauratiOn des habitats clés pour les POissons dans l'estuaire de la SEine

Auteur :

Manuel MUNTONI¹

Contributions :

Nicola BACQ¹

Maud BERLINCOURT¹

Cédric FISSON¹

Éric LEBRELLEC¹

Jean-Philippe LEMOINE¹

Relecture :

Mikis BONNET²

Gwenola DE ROTON³

Sylvain DUHAMEL⁴

Thomas LECARPENTIER⁵

Ivan MIRKOVIC⁶

Florian ROZANSKA⁷

¹ Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval

² Fédération pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 27

³ Agence Française pour la Biodiversité

⁴ Cellule de Suivi du Littoral Normand

⁵ Maison de l'Estuaire

⁶ Fédération pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 76

⁷ Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande

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

MUNTONI M. 2020. PROPOSE : Potentialités de RestauratiOn des habitats clés pour les POissons dans l'estuaire de la SEine. Rapport d'étude du GIP Seine-Aval. 83 pp.

Ce projet a bénéficié d'un financement du Programme opérationnel FEDER/FSE-IEJ 2014-2020 Région Normandie – Eure et Seine-Maritime

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES	3
TABLE DES ILLUSTRATIONS	5
SYNTHESE	7
A CONTEXTE ET OBJECTIF GENERAL	8
A.1 Problématique générale	8
A.2 Le projet PROPOSE	9
B LA DEMARCHE PROPOSE	11
B.1 Description générale de la démarche	11
B.1.1 Définition de l'emprise d'étude	12
B.1.2 Etat des lieux : La création des bases de données	13
B.1.3 Fonctions écologiques et espèces cibles	18
B.1.4 Méthodes d'analyses	22
C DIAGNOSTIC	24
C.1 Nourricerie pour les poissons marins	24
C.2 Zones fonctionnelles de croissance juvénile et adulte pour les espèces dulçaquicoles typiques des zones à brèmes	31
C.3 Frayères dans le lit mineur pour les espèces migratrices anadromes	37
C.4 Frayères dans la plaine alluviale	41
C.5 Zones fonctionnelles de croissance sur le plan transversal (continuité latérale)	47
C.6 La qualité de l'eau et de sédiments de l'estuaire : effets potentiels sur les peuplements piscicoles	51
D ORIENTATIONS	55
D.1 Préservation et réhabilitation des surfaces de nourricerie identifiées	55
D.2 Diversification des habitats dans le secteur intermédiaire	57
D.3 Amélioration de la continuité latérale : un enjeu à l'échelle de l'estuaire	59
D.4 Poursuite des efforts d'amélioration de la qualité des eaux	60
D.5 Orientations par secteur	61

E	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	63
F	BIBLIOGRAPHIE	64
G	GLOSSAIRE	69
H	ANNEXE	71
H.1	Evolution des zones subtidales	72
H.2	Evolution des zones intertidales	75
H.2.1	Secteur amont de l'embouchure	75
H.2.2	Embouchure Rive Sud	78
H.2.3	Embouchure Rive Nord	81



TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1. Schéma conceptuel de l'approche appliquée dans le cadre du projet PROPOSE	12
Figure 2. Périmètre de l'étude	13
Figure 3. Engins utilisés pour collecter des données dans le cadre de différents projets, inventoriés dans la base de données PROPOSE	14
Figure 4. Répartition des espèces sur la base de leur appartenance aux différentes guildes écologiques dans la base de données PROPOSE	15
Figure 5. Nombre d'espèces observées dans l'estuaire par point kilométrique et synthèse par guildes selon domaine de salinité	16
Figure 6. Représentation schématique des différentes fonctions associées aux milieux estuariens	19
Figure 7. Représentation schématique des fonctions ciblées et espèces retenues dans le cadre du projet PROPOSE	20
Figure 8. Distribution des habitats de nurserie de la sole (<i>Solea solea</i>) résultant de la modélisation MaxEnt et <i>preferendum</i> écologique pour chaque descripteur	24
Figure 9. Surface des habitats favorables modélisés en fonction du point kilométrique pour la sole	25
Figure 10. Distribution des habitats de nurserie pour le bar (<i>Dicentrarchus labrax</i>) résultant de la modélisation MaxEnt	26
Figure 11. Surface des habitats favorables modélisés en fonction du point kilométrique pour le bar	27
Figure 12. Evolution des zones intertidales et des zones subtidales du secteur mésohalin entre 2004 et 2011	28
Figure 13. Schéma conceptuel de la fonctionnalité de nurserie d'un estuaire peu aménagé et d'un estuaire fortement aménagé par les endiguements et les infrastructures portuaires	29
Figure 14. Distribution des habitats de nurserie pour les brèmes (<i>Abramis brama</i> et <i>Blicca bjoerkna</i>) résultante de la modélisation MaxEnt	32
Figure 15. Surface des habitats potentiels pour les juvéniles des deux espèces de brèmes en fonction du point kilométrique pour les deux espèces de brèmes considérées	33
Figure 16. Distribution des habitats occupés par les adultes des brèmes (<i>Abramis brama</i> et <i>Blicca bjoerkna</i>) et du gardon (<i>Rutilus rutilus</i>) résultante de la modélisation MaxEnt	34
Figure 17. Surface des différents types de milieu le long de la partie fluviale de l'estuaire de la Seine	36
Figure 18. Profils morphologiques schématisés dans le domaine dulçaquicole tidale d'un secteur fortement aménagé en comparaison avec un secteur qui l'est moins	37
Figure 19. Variation du nombre d'îles dans les différents secteurs de l'estuaire à partir de 1750. Evolution de l'indice de tressage calculé pour les différents secteurs de l'estuaire de la Seine	38
Figure 20. Évolution des effectifs de passages d'aloses à Poses de 2008 à 2017 dans la passe à poisson de la rive gauche	39

Figure 21. Concentration de l'eau en sels nutritifs entre les mois d'avril et de juillet de 2007 à 2016 en fonction des points kilométriques	40
Figure 22. Cartographie des zones potentiellement favorables à la reproduction du brochet distinguées sur la base de leur accessibilité	43
Figure 23. Localisation des obstacles à l'écoulement entre les lits mineur et majeur de l'estuaire de la Seine	44
Figure 24. Cartographie des zones potentiellement favorables à la reproduction du brochet, distinguées sur la base de leur accessibilité	46
Figure 25. Effectifs annuels d'anguille en montaison pour la passe à poisson de la rive gauche au niveau du barrage de Poses	48
Figure 26. Fonctionnalités hydrauliques du marais de Cressenval	49
Figure 27. Fonctionnalités hydrauliques du marais de Hode	50
Figure 28. Stocks potentiels de contaminants identifiés en bord de Seine	53
Figure 29. Principaux sites d'accumulation de macrodéchets identifiés sur les berges de la Seine	54
Figure 30. Surfaces de nurricerie actuellement fonctionnelles à préserver	56
Figure 31. Nature des berges sur le linéaire de l'estuaire	57
Figure 32. Classification des berges sur la base de leur pente sur le linéaire de l'estuaire	58
Figure 33. Configurations identifiées comme favorables au stockage de contaminants chimiques	60
Figure 34. Orientations de restauration/ réhabilitation par grandes secteurs de l'estuaire	62



SYNTHESE

Les estuaires représentent des milieux de transition extrêmement productifs, ce qui leur confère un rôle primordial dans le cycle de vie de nombreux organismes, notamment des poissons. Selon les espèces considérées et les caractéristiques de leur cycle de vie, les estuaires supportent diverses fonctions : *i)* de nourricerie et d'habitat propice à la croissance, *ii)* de corridor de migration pour les espèces migratrices catadromes (ex. anguille) ou anadromes (ex. saumon) ou encore *iii)* de frayère (ex. brochet, éperlan). La fonctionnalité écologique de ces milieux a été fortement altérée pendant les derniers siècles en raison de la forte anthropisation de ses habitats.

Comprendre les dysfonctionnements et la quantifier leur ampleur représentent le premier pas vers la définition des potentialités d'amélioration du fonctionnement écologique. Ceci est nécessaire afin d'identifier les possibilités de préservation et de réhabilitation des habitats fonctionnels nécessaires aux espèces exploitant l'estuaire au cours de leur cycle de vie.

Dans cette optique, ce projet se propose *i)* d'aboutir à un diagnostic global de la fonctionnalité actuelle des habitats estuariens de la Seine d'intérêt ichtyologique, *ii)* de proposer des orientations par grands secteurs géographiques et *iii)* d'aider les acteurs du territoire à fixer des objectifs de préservation et restauration pertinents à leur échelle d'action.

L'évaluation des principales fonctions estuariennes a été abordée à travers l'étude d'un panel d'espèces représentatives d'un assemblage, d'un milieu, d'un habitat, d'un secteur particulier ou d'une fonction spécifique (ex. reproduction, nourricerie, repos). Huit espèces ont été retenues dans le cadre de ce projet : la sole, le bar, l'anguille, le gardon, deux espèces de brèmes, le brochet et l'aloise feinte.

Les résultats du diagnostic démontrent que les signes de dégradation de la fonctionnalité écologique de l'estuaire vis-à-vis de la composante piscicole sont souvent attribuables à la régression, la fragmentation, l'indisponibilité, la rupture de la continuité transversale ou la mauvaise qualité des habitats.

Sur la base des dysfonctionnement identifiés, des leviers d'actions sont proposés par grands secteurs sous forme de grandes orientations.

A. CONTEXTE ET OBJECTIF GENERAL

A.1 Problématique générale

À l'interface entre continents et océans, les estuaires représentent des milieux de transition extrêmement productifs (Beck *et al.*, 2001) qui, en raison des gradients qui les caractérisent (salinité, marée etc.), sont constitués d'une mosaïque d'habitats très diversifiés (Elliott et Hemingway, 2008). Bien que représentant seulement le 0,2% de la surface terrestre, de nombreuses fonctions écologiques sont associées à ces habitats estuariens et à leurs caractéristiques uniques à l'échelle du continuum terre/mer. Ces derniers confèrent aux estuaires un rôle primordial dans le cycle de vie de nombreux organismes, notamment des poissons.

Selon les espèces considérées et les caractéristiques de leur cycle de vie, les estuaires supportent diverses fonctions : *i*) de nurserie et d'habitat propice à la croissance, *ii*) de corridor de migration pour les espèces migratrices catadromes (ex. anguille) ou anadromes (ex. saumon) ou encore *iii*) de frayère (ex. brochet, éperlan).

Or, de par leur emplacement, les estuaires sont des zones fortement anthropisées (Sheaves *et al.*, 2015) où d'intenses modifications ont été apportées afin de développer les structures socio-économiques des territoires (Teichert *et al.*, 2016).

Un des exemples majeurs dans le contexte français est l'estuaire de la Seine qui, au cours du siècle dernier, a subi de nombreux aménagements (Foussard *et al.*, 2010). Les grandes orientations du XIXe siècle en matière d'aménagement, en lien avec le développement urbain et économique du territoire (renforcement de deux grands ports, chenalisation du fleuve, artificialisation des berges, implantation d'activités industrielles, développement urbain, renforcement des axes de transport, mutation du modèle agricole,...), ont conduit à une modification profonde de la morphologie de l'estuaire et à une altération de la capacité de l'écosystème estuarien à assurer ses propres fonctions écologiques. Les modifications induites par ces aménagements ont principalement impacté le régime hydrodynamique et la structure morphologique et spatiale des habitats estuariens (Lescure *et al.*, 2011) auxquels se sont cumulés les effets sur la qualité chimique des milieux (Fisson, 2014) et de l'eau (Billen *et al.*, 2001). Ces perturbations ont eu de sérieuses conséquences sur la disponibilité, la qualité et l'accessibilité des habitats estuariens. Ainsi, environ 75% des vasières intertidales historiquement présentes à l'embouchure de la Seine ont disparu depuis 1850 (Lesueur et Lesourd, 1999), tout comme de nombreuses îles et annexes hydrauliques. La mise en place de barrages et d'aménagements de confluence ont fortement altéré les continuités écologiques longitudinales. Enfin, l'endiguement du fleuve, le drainage des terrains adjacents et les aménagements de protection contre les inondations ont considérablement réduit le degré de continuité latérale entre les habitats du lit mineur et du lit majeur. Cependant, bien que les conditions physico-chimiques de l'eau aient connu un état de dégradation maximal dans les années 50-70, elles se sont fortement améliorées depuis, grâce notamment aux investissements en matière d'épuration des eaux et à la réduction des rejets. Cette évolution a d'ailleurs été favorable au retour de certaines espèces de poissons, notamment de grands migrateurs comme le saumon atlantique, l'alose ou la lamproie.

Concernant le compartiment piscicole, divers travaux ont démontré que l'estuaire de la Seine représente une importante nurserie pour plusieurs espèces de poissons. Cependant, sa contribution au stock de la Manche Orientale semble être fortement affaiblie (Riou *et al.*,



2001), notamment pour les poissons plats. Une diminution de la capacité d'accueil et une dégradation de la qualité de ces habitats ont été mises en évidence à proximité de l'embouchure (Le Pape *et al.*, 2007; Rochette *et al.*, 2010). De même, à l'échelle de l'ensemble de l'estuaire de la Seine, les abondances des assemblages piscicoles apparaissent relativement pauvres par rapport à d'autres estuaires (Duhamel et Feunteun, 2012). Enfin, plusieurs habitats fonctionnels essentiels, comme par exemple les frayères de l'alose feinte, ont disparu (GIP Seine-Aval, 2016).

Sur la base de ces constats, la compréhension des dysfonctionnements et la quantification de leur ampleur représentent le premier pas vers la définition des potentialités d'amélioration du fonctionnement écologique. Ceci est nécessaire afin d'identifier les possibilités de préservation et de réhabilitation des habitats fonctionnels nécessaires aux espèces exploitant l'estuaire au cours de leur cycle de vie. Le bon déroulement des fonctions écologiques estuariennes relève donc du maintien, de la disponibilité, de la qualité, de l'accessibilité et de la continuité de tels habitats sur le plan longitudinal et transversal. La prise en compte du fonctionnement écologique estuarien dans la gestion des milieux estuariens (cf. encart sur « *Amélioration du fonctionnement écologique de l'estuaire : le cadre réglementaire* ») apparaît donc aujourd'hui comme une priorité au regard des obligations réglementaires.

Une gestion environnementale globale de l'estuaire, s'appuyant sur les connaissances scientifiques du fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine, est prônée depuis le début des années 2000. Il est aujourd'hui communément reconnu que pour contribuer à une gestion environnementale cohérente de l'estuaire à l'échelle globale, les partenaires de la restauration doivent notamment pouvoir s'appuyer sur un cadre de connaissance robuste relatif à l'état de fonctionnement écologique de l'estuaire. Aujourd'hui, l'un des obstacles majeurs pour la définition des actions de restauration écologique sur l'estuaire de la Seine est le manque d'une vision globale de la fonctionnalité écologique estuarienne et de son état de santé. L'implémentation d'objectifs écologiques clairs, rigoureux et cohérents dans la gestion globale représente alors l'un des défis majeurs pour le développement des territoires estuariens.

A.2 Le projet PROPOSE

En réponse à ce besoin de connaissances robustes sur le fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine, le projet PROPOSE vise à favoriser et à accompagner les initiatives des porteurs des projets de gestion des milieux aquatiques sur l'estuaire de la Seine.

L'objectif final est *i*) d'aboutir à un diagnostic global de la fonctionnalité actuelle des habitats estuariens d'intérêt ichtyologique, *ii*) de proposer des orientations par grands secteurs géographiques afin *iii*) d'aider les acteurs du territoire à fixer des objectifs de préservation et restauration pertinents à leur échelle d'action.

En mobilisant les connaissances scientifiques et techniques disponibles, la réalisation du diagnostic s'est formalisée à travers l'identification des habitats fonctionnels d'un côté, et des dysfonctionnements des principales fonctions écologiques estuariennes vis-à-vis de la composante piscicole de l'autre. L'utilisation de références écologiques temporelles et/ou spatiales a permis de définir la trajectoire actuelle du système, afin de mieux évaluer l'ampleur du dysfonctionnement observé et d'identifier les habitats concernés. Sur la base de ce diagnostic, des priorités de restauration par grands secteurs sont proposées. Elles décrivent

les habitats types et les fonctions associées à préserver, réhabiliter ou restaurer pour les fonctions associées aux poissons.

Les éléments fournis dans le projet PROPOSE visent à favoriser, orienter et aider les initiatives des gestionnaires, des maîtres d'ouvrage, services de l'Etat, collectivités ou Etablissements publics, en leur permettant :

- d'inscrire leur démarche dans un cadre scientifique cohérent. Ceci afin de permettre la définition d'objectifs de restauration robustes et ainsi fournir l'argumentaire nécessaire à l'instruction des dossiers et à la communication auprès des différents publics ;
- d'optimiser la réalisation d'états initiaux (i.e. avant-projet) en s'assurant de la pertinence des méthodologies mises en œuvre avec les objectifs de réhabilitation, permettant ainsi d'améliorer les démarches d'évaluation des projets par la suite ;
- d'initier des programmes de recherches nécessaires à la compréhension des processus écologiques identifiés comme insuffisamment connus.

Amélioration du fonctionnement écologique de l'estuaire : le cadre réglementaire

La préservation et la réhabilitation des habitats essentiels, principalement concernant leur disponibilité, leur qualité et leur accessibilité, représentent les enjeux de gestion écologiques majeurs identifiés pour l'estuaire dans les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE). La Directive Cadre sur l'Eau (DCE), qui formalise le cadre réglementaire de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques dans le contexte des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE, 2016-2021), reconnaît le rôle majeur de la fonctionnalité des milieux aquatiques estuariens. Selon les termes de ce schéma, le défi 6 « Protéger et restaurer les milieux aquatiques et humides » se traduit pour l'estuaire de la Seine par un besoin de mesures permettant 1) la restauration hydro-morphologique de cours d'eau ; 2) la restauration de la continuité écologique et 3) la gestion des zones humides. Les objectifs environnementaux liés à la mise en œuvre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) visent le maintien de la biodiversité et du fonctionnement de l'écosystème marin, en citant comme nécessaire la gestion adaptée des habitats estuariens jouant un rôle fonctionnel clé pour les populations de poissons marins. Dans le PLAGEPOMI 2016-2021, l'axe 4 concerne la protection et la restauration des habitat de production. Notamment, les mesures 4B et 4C prévoient l'entretien et/ou la restauration des habitats et la réhabilitation des annexes hydrauliques. À l'échelle de l'axe Seine, la mise en œuvre du développement stratégique pour l'aménagement et le développement de la vallée de la Seine, à travers le contrat de plan interrégional État-Région, doit pouvoir s'appuyer sur des actions de gestion visant à améliorer ou rétablir les fonctionnalités écologiques en cohérence avec les ambitions de développement durable du territoire. L'estuaire de la Seine est concerné par une panoplie de dispositions ayant pour vocation la protection, la conservation ou la préservation des habitats estuariens. Pour les principales mesures s'appliquant sur le bassin versant de l'estuaire de la Seine (ZSC, ZPS, CELRL, ZNIEFF, ZICO), les surfaces concernées représentent plus de 500 000 ha. L'estuaire de la Seine est également intégré au réseau Natura 2000. Il est classé au titre de la « Directive Habitats » en SIC Estuaire de Seine n°FR2300121 et au titre de la « Directive Oiseaux » en ZPS Estuaire et marais de la Basse Seine n°FR2310044.



B. LA DEMARCHE PROPOSE

B.1 Description générale de la démarche

La démarche adoptée pour répondre aux objectifs du projet PROPOSE s'inscrit dans une réflexion plus vaste visant à mieux comprendre les relations entre espèces, habitats et fonctions écologiques. Elle repose sur l'analyse des relations spatiales entre les facteurs structurant les habitats estuariens et les fonctions écologiques associées, déjà abordée au sein du GIP Seine-Aval dans le cadre de la démarche SIG Habitats Fonctionnels, notamment avec le projet MESSCENE (Bacq *et al.*, 2013). L'approche retenue ici prévoit l'application d'une modélisation géomatique permettant de déterminer le niveau de dégradation des fonctions estuariennes indispensables aux cycles de vie des populations piscicoles estuariennes.

Le projet PROPOSE se fonde sur le postulat selon lequel le bon fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine repose sur la disponibilité d'habitats fonctionnels, de leur accessibilité, de leur qualité et de leur continuité écologique. Plusieurs travaux montrent l'efficacité de mesures quantitativement importantes en termes surfaciques, afin de minimiser les effets dus à la fragmentation et la diminution des habitats (Teichert *et al.*, 2018). Une approche globale pour la restauration écologique de l'estuaire sur des échelles écologiquement pertinentes est donc nécessaire pour mettre en cohérence les différentes mesures de restauration ou réhabilitation de l'estuaire.

Par conséquent, l'analyse de la réalisation des fonctions écologiques au sein de l'estuaire, s'est principalement basée sur l'identification des facteurs limitant la disponibilité ou l'accessibilité de ces habitats d'intérêt ichtyologique (cf. DIAGNOSTIC).

Le diagnostic a permis de mettre en évidence les habitats à préserver ainsi que les potentialités de restauration par grands secteurs de l'estuaire. L'échelle spatiale du diagnostic est cohérente avec la fonctionnalité à restaurer.

La démarche proposée est composée de trois parties (Figure 1). La première a permis de capitaliser les informations des suivis biologiques, bibliographiques et géographiques pour la caractérisation des habitats disponibles. Cette étape était préalable aux choix des fonctions, des habitats, des espèces à étudier et des méthodes d'analyse à retenir. La seconde partie, qui constitue le cœur du projet, concerne l'analyse du fonctionnement écologique de l'estuaire vis-à-vis des peuplements de poissons. Au cours de cette phase de diagnostic, les habitats favorables représentatifs d'une fonction écologique ont été identifiés afin de déterminer les facteurs structurant et/ou limitant le bon fonctionnement de ces milieux. La troisième partie concerne la formulation des orientations. Les dysfonctionnements constatés lors de la phase de diagnostic ont été discutés et les habitats types à reconnecter, restaurer ou à réhabiliter ont été illustrés.

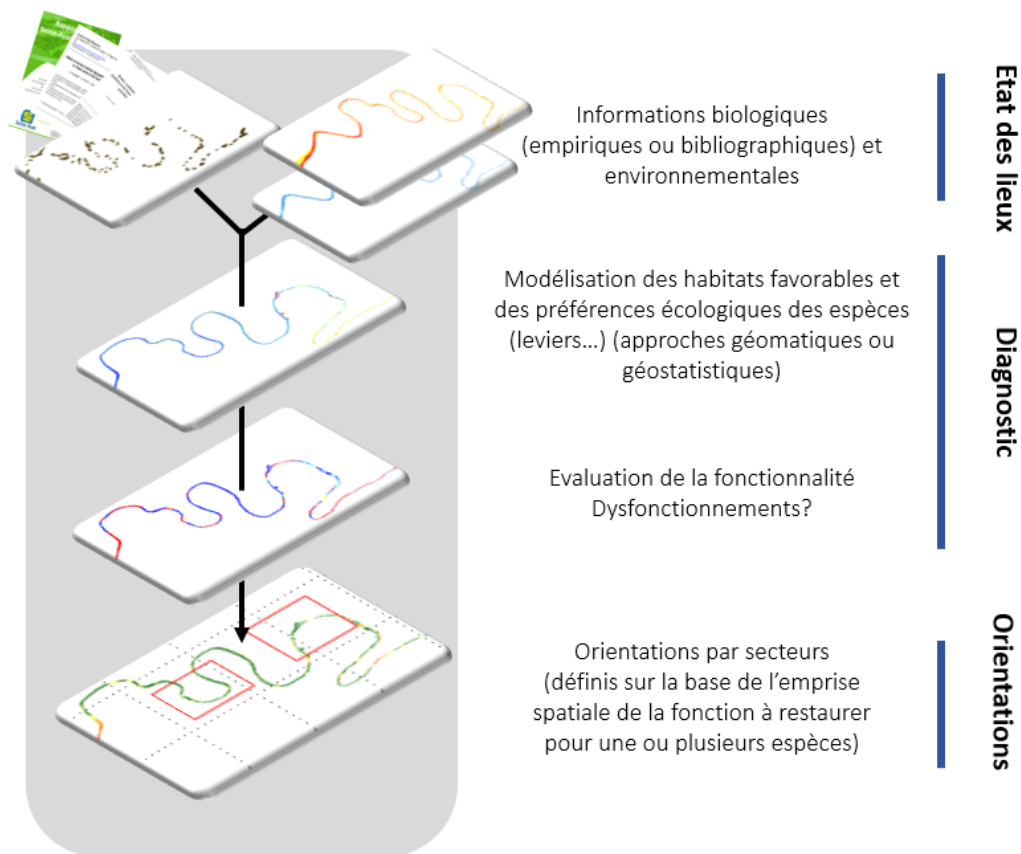


Figure 1. Schéma conceptuel de l'approche appliquée dans le cadre du projet PROPOSE

B.1.1 Définition de l'emprise d'étude

Un estuaire est la partie aval d'un fleuve, soumise à l'action de la marée. L'estuaire de la Seine correspond aux 170 derniers kilomètres du fleuve, soit une surface en eau d'environ 13000 hectares. Il est délimité par le barrage de Poses en amont et par la partie orientale de la baie de Seine en aval (Figure 2). Latéralement, il inclut la plaine alluviale (berges et zones humides connexes), la frange littorale et la zone maritime proche.

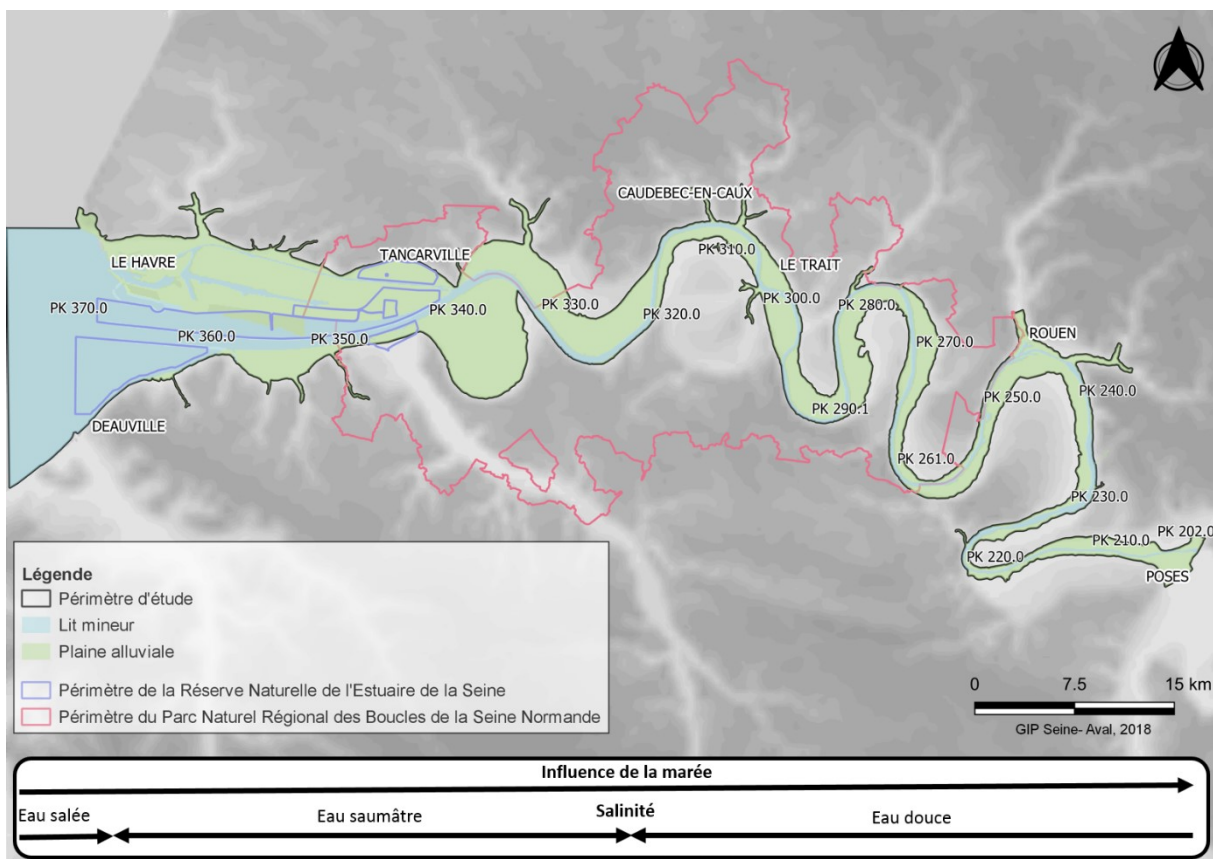


Figure 2. Périmètre de l'étude

B.1.2 Etat des lieux : La création des bases de données

B.1.2.1 La base de données sur l'ichtyofaune estuarienne

La première partie du projet concerne la mise en place d'une base de données (BD) homogène visant à structurer, centraliser, capitaliser et mobiliser les informations disponibles sur les peuplements ichtyologiques de l'estuaire (Tableau 1).

Tableau 1. Liste de fournisseurs des données sur l'ichtyofaune dans l'estuaire de la Seine et couverture temporelle

Maitre d'oeuvre	Maitre d'ouvrage	Projet	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
CSLN	AESN	DCE																									
	GPMH	GRANDCANAL																									
	GPMR	PAR_RISLE																									
	PNRBSN	PNRBSN_IRM																									
	GIP Seine-Aval	SEINEAVAL																									
	GIP Seine-Aval	DEFHFIS																									
	GIP Seine-Aval	Filandres																									
	GPMH	PORT2000																									
FDAAPPMA	FDAAPPMA 27																										
	FDAAPPMA 76																										
IFREMER																											
ONEMA																											
PNRBSN																											
SEINORMIGR																											

Depuis les années 1990, l'estuaire de la Seine fait l'objet de suivis des populations de poissons dans le cadre de différents projets scientifiques ou suivis réglementaires. Les nombreux prélèvements, souvent ponctuels, effectués sont capitalisés dans des bases de données indépendantes (d'une campagne à l'autre ou d'un projet à l'autre par exemple), et sont caractérisés par une forte hétérogénéité spatio-temporelle. De plus, les données étant acquises dans le contexte de projets visant à répondre à différents questionnements écologiques, les méthodes et les protocoles d'échantillonnage apparaissent très divers (Figure 3).

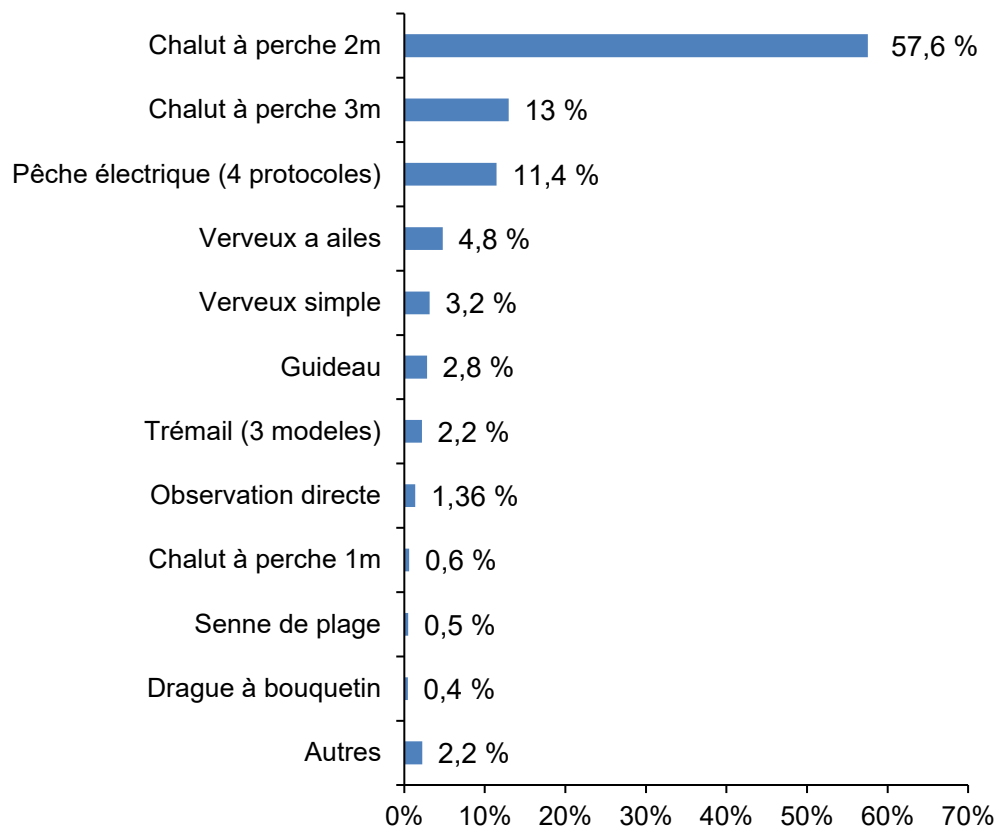


Figure 3. Engins utilisés pour collecter des données dans le cadre de différents projets, inventoriés dans la base de données PROPOSE

Bien qu'un travail important de compilation ait été nécessaire au préalable (collecte des données, homogénéisation et standardisation, recherche des erreurs, etc.), l'information collectée permet d'obtenir des indications, parfois uniquement qualitatives, sur les différents types d'habitat présents dans l'estuaire et les associations d'espèces qui les utilisent (Figure 4).

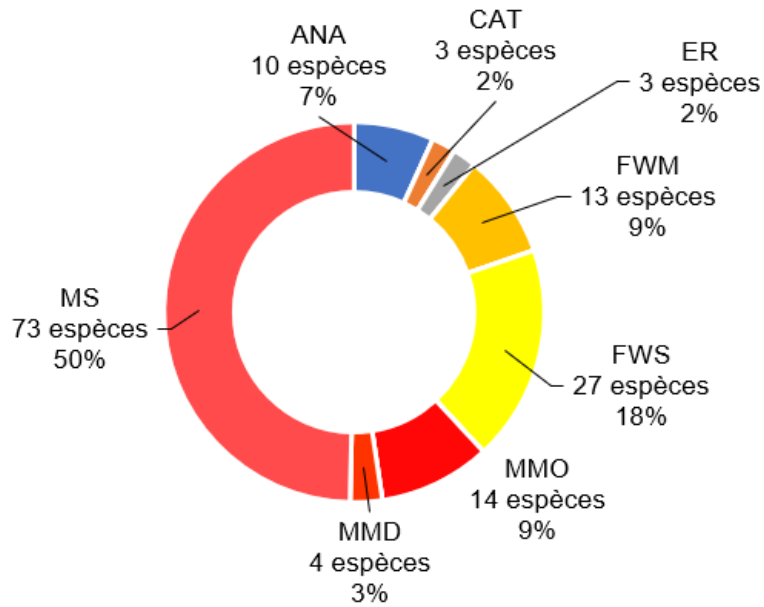


Figure 4. Répartition des espèces sur la base de leur appartenance aux différentes guildes écologiques dans la base de données PROPOSE. MS : espèces marines strictes ; MMO : espèces marines migratrices opportunistes ; MMD : espèces marines migratrices dépendantes ; FWS : espèces d'eau douce strictes ; FWM : espèces d'eau douce migratrices ; ER : espèces résidentes estuariennes ; ANA : espèces anadromes ; CAT : espèces catadromes

147 taxa ont été recensés, avec une forte prédominance d'espèces marines (73 espèces). Comme cela a été constaté dans d'autres estuaires ([Whitfield et al., 2012](#)), les assemblages du domaine dulçaquicole observés dans l'estuaire de la Seine ne sont pas aussi riches en espèces que les secteurs saumâtres ([Figure 5](#)). La majorité des espèces d'eaux douces ne pénètre pas dans les eaux salines et est principalement confinée dans la partie amont dulçaquicole. Seules quelques espèces d'eaux douces sténohalines (ex. le sandre, la brème) étendent leur aire de distribution jusqu'aux eaux saumâtres. Par contre, certaines espèces marines euryhalines peuvent atteindre les eaux oligohalines (ex. le bar), mais en nombre relativement faible comparé à leur diversité dans des eaux plus salées. Les espèces résidentes estuariennes (ex. l'épinoche) ne représentent que 2% des taxa repérés, et se distribuent principalement dans les eaux saumâtres, même s'il est possible de les rencontrer dans les eaux douces à faible hydrodynamisme (vitesse de courante < 0,4m/s).

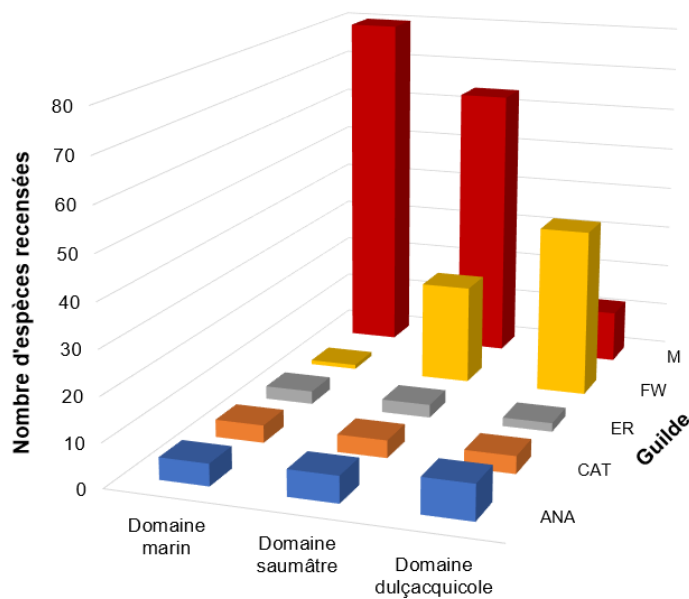
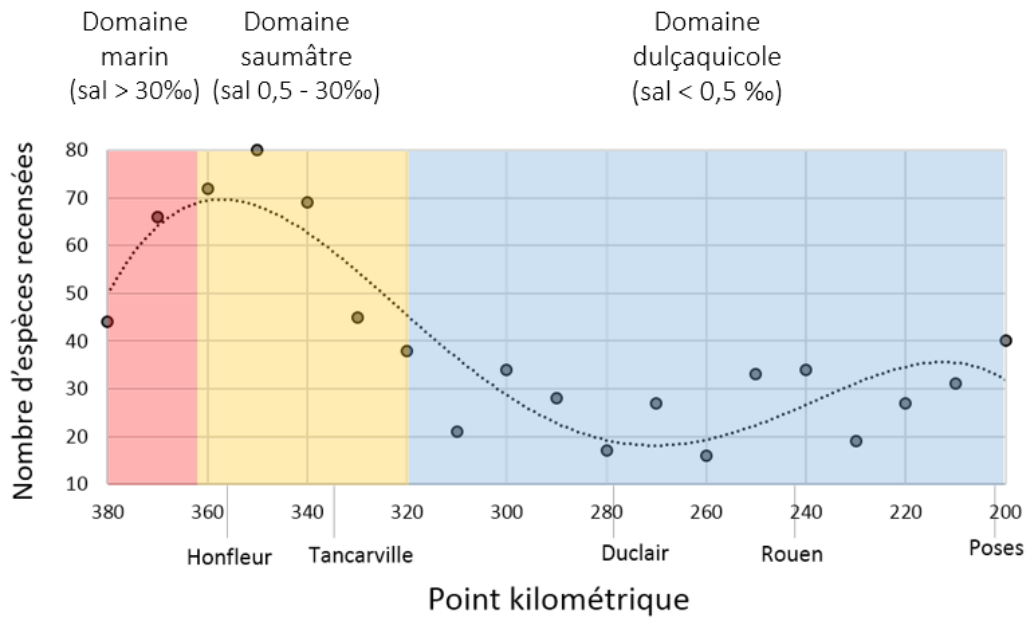


Figure 5. Nombre d'espèces observées dans l'estuaire par point kilométrique (rouge : domaine euhalin ; jaune : domaine saumâtre ; bleu : domaine dulçaquicole) (en haut) et synthèse par guildes selon domaine de salinité (en bas). Les données se réfèrent à la période 2005-2016 et incluent tous les prélèvements effectués (N = 6263), indépendamment de l'engin utilisé pour l'échantillonnage

La création de cette base, au-delà de fournir un outil de connaissance nécessaire pour la phase de diagnostic, a aussi permis la valorisation des informations disponibles sur la composante ichthyologique estuarienne. Un exemple de valorisation de ces données est fourni par les indicateurs de richesse spécifique et d'abondance intégrés dans l'observatoire environnemental de l'estuaire de la Seine (<https://indicateurs.seine-aval.fr/>).

B.1.2.2 La base de données géographique des facteurs abiotiques caractérisant les habitats

En parallèle de la base de données sur les poissons, une base de données géographiques contenant tous les facteurs environnementaux nécessaires à la caractérisation des habitats favorables a été structurée. La mise en place de cette base s'est révélée essentielle étant donné le manque systématique d'informations environnementales associées aux prélèvements. Ceci a déjà été constaté auparavant sur des bases de données ichtyologiques de l'estuaire de la Seine (ex. projet Modhanour, [Brind'Amour et al., 2018](#)).

Ces facteurs ont été préalablement identifiés sur la base d'une recherche bibliographique prenant en compte les espèces cibles de l'étude (§ B.1.3.2). Plusieurs facteurs ont ainsi été retenus :

- **Cote estuarienne localisée (CEL)** : ce référentiel altimétrique associé aux données topographiques et bathymétriques a été défini en calculant un zéro hydrographique variable dans l'espace et associé au niveau des plus basses mers locales. Ce référentiel a été calculé pour chaque point kilométrique de l'estuaire sur la base des cotes topo-bathymétriques en CMH (Cote Marine du Havre) et de l'analyse statistique des hauteurs d'eau observées en estuaire.
- **Pente topographique** : tangente de l'inclinaison entre deux points d'un terrain. Ce paramètre représente un descripteur morphométrique clé pour la caractérisation des habitats intertidaux. Il a été calculé à partir du MNT topo-bathymétrique de l'estuaire de 2011.
- **Intensité du courant** : percentile 90 de la norme du vecteur courant calculé sur une marée de coefficient moyen (85). Elle exprime l'intensité (m/s) du régime hydrologique. Les données sont issues du modèle hydrodynamique Mars 3D ([Grasso et Le Hir, 2018](#)). Étant donné l'incompatibilité de la résolution de ces informations pour la modélisation des habitats de la partie amont de l'estuaire, il a été décidé de ne pas utiliser ces informations pour l'étude de cas des brèmes. En revanche, une indication sur l'hydrodynamisme des secteurs analysés a été indirectement déduite à partir de la bathymétrie et du type d'annexe hydraulique.
- **Couverture végétale** : la couverture végétale est composée des habitats naturels inventoriés dans la Réserve Naturelle de l'Estuaire de la Seine, sur les berges de la Seine ([RIVE et CS, 2011](#)) et issus du mode d'occupation des sols à l'échelle du lit majeur ([PNRBSN & GIP Seine-Aval, Mode d'occupation du sol, 2009](#)).
- **Couverture sédimentaire** : les faciès sédimentaires sont issus de divers travaux : le projet Seine Aval Colmatage ([Dauvin et al., 2012](#)), la cartographie des substrats en baie de Seine Orientale ([Lesourd, 2000](#)), Le projet Seine-Aval Thalossotok ([Rochard et al., 2012](#)) et l'étude des zones riveraines ([RIVE et CS, 2011](#)).
- **Régime tidal** : Les données sont issues des relevés de hauteurs d'eau des 18 marégraphes du GPMR couvrant la Seine de Poses à la mer (extrapolés tous les kilomètres), et qui sont traduit en pourcentage de temps passé pour chaque hauteur d'eau pour des sections de 1km de longueur du fleuve.
- **Salinité** : Les données sont issues du modèle hydrodynamique Mars 3D. Ces données moyennes entre le fond et la surface sont analysées en termes de pourcentages de temps annuels passés dans une certaine gamme de salinité (euhalin > 30 ‰ ; polyhalin 18-30 ‰ ; mésohalin 5-18‰ ; oligohalin 0,5-5‰ ; eau douce < 0,5 ‰).



- **Obstacles** : inventaire des divers types d'ouvrage ayant un impact potentiel sur la continuité latérale ou longitudinale (buses, ponts cadres, clapets...). Cette donnée est tirée des données du Référentiel des Obstacles à l'Écoulement (ONEMA, 2014), des données d'ouvrage du PNRBSN et de la Réserve Naturelle de l'estuaire de la Seine et de l'étude des zones riveraines (RIVE et CS, 2011).
- **Annexes hydrauliques** : milieux aquatiques et humides naturels ou anthropiques en relation permanente ou temporaire avec un cours d'eau (bras mort, bassins portuaires, bras secondaires...). Cette donnée est issue de la couche du mode d'occupation du sol de 2009 et de l'étude des zones riveraines (RIVE et CS, 2011).
- **Qualité physico-chimique de l'eau** : Les données de qualité physico-chimique de l'eau (température, oxygène, nutriments,...) et de contamination chimique de l'eau, des sédiments et des poissons (métaux, HAP, PCB, organochlorés,...) ont également été mobilisées (Fisson, 2016). Elles ont permis d'appuyer le diagnostic du point de vue de la limitation possible de la qualité physico-chimique et chimique du milieu sur les fonctions écologiques associées aux poissons, que ce soit sur la capacité d'accueil du milieu (i.e. barrière physico-chimique) ou sur l'impact toxique sur les organismes ou les populations (fitness, croissance, survie,...).

B.1.3 Fonctions écologiques et espèces cibles

B.1.3.1 Cycles de vie, habitats et fonctions estuariennes

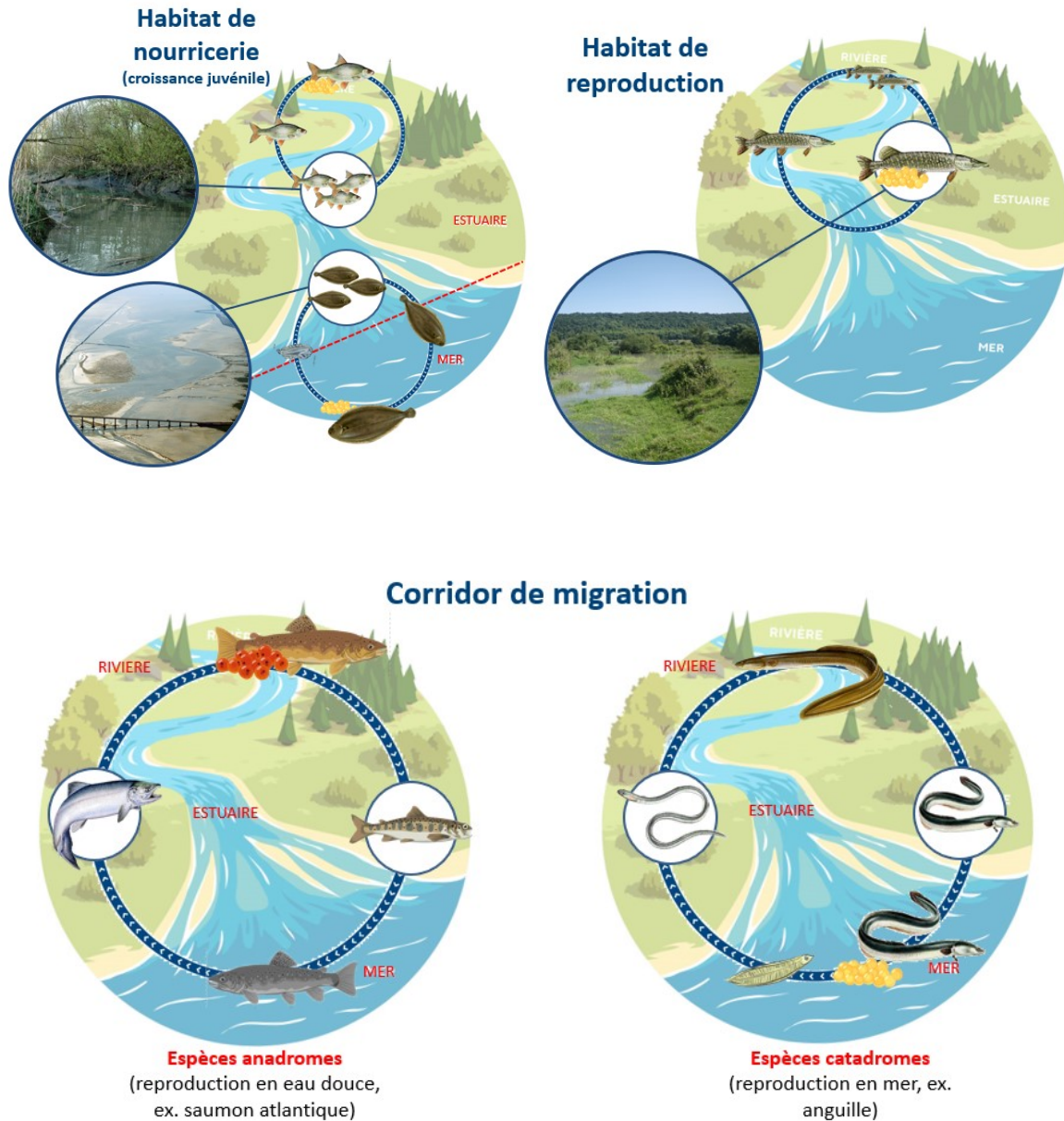
Le cycle de vie des espèces présente un schéma relativement constant et peut être divisé en différentes phases : la naissance, les phases de croissance et d'alimentation, les migrations et les processus de reproduction. Ces phases peuvent, selon le cycle de vie des espèces, avoir lieu dans les estuaires (Figure 6).

La phase de croissance juvénile débute suite à la phase de dispersion larvaire et s'étend jusqu'à la première maturation sexuelle de l'individu. En raison de leur richesse trophique, les milieux estuariens jouent un rôle essentiel en tant qu'habitat de nourricerie pour une multitude d'espèces. Une zone de nourricerie se définit comme une aire géographique où les juvéniles se regroupent afin d'optimiser leur croissance jusqu'à la maturation sexuelle. Les nourriceries se présentent sous forme d'une mosaïque d'habitats avec une alternance de milieux d'alimentation et de milieux abrités de repos. En effet, bien que l'aspect trophique reste primordial pour la croissance et la survie des juvéniles, cette alternance est essentielle afin de minimiser la vulnérabilité de la phase juvénile face à la prédation. En assurant la production des futurs adultes, la fonction de nourricerie des milieux estuariens est donc essentielle pour le maintien des populations.

Suite à la phase de croissance juvénile, les individus rejoignent la population adulte. C'est lors de la maturation sexuelle, qui détermine le passage entre stade juvénile et stade adulte, que les individus se préparent pour la phase de reproduction. Les estuaires, en raison de la diversité d'habitats qu'ils abritent, représentent des milieux de reproduction privilégiés pour de nombreuses espèces appartenant à diverses guildes écologiques. Le processus reproductif a lieu dans des zones spécifiques, à forte concentration d'individus, appelées frayères. Le succès reproductif de nombreuses espèces dépend donc de la disponibilité et de l'accessibilité des frayères estuariennes. Le maintien du potentiel reproductif des zones fonctionnelles de reproduction apparaît donc fondamental dans le maintien des populations piscicoles.



Pour les espèces migratrices, les estuaires représentent des milieux de transition entre différentes zones fonctionnelles. Ces migrations, d'ampleur variable selon les espèces considérées, peuvent avoir deux finalités : soit alimentaire pour les espèces migrant vers une zone d'alimentation (juvénile ou adulte), soit reproductive pour les espèces migrant vers une frayère. Le maintien de la continuité écologique à la fois sur le plan longitudinal et transversal représente donc un élément fondamental pour l'alimentation et le renouvellement des populations.



(Source de la représentation graphique de l'estuaire : www.mnivesse.com)

Figure 6. Représentation schématique des différentes fonctions associées aux milieux estuariens

Dans le cadre du projet PROPOSE, plusieurs habitats, ainsi que leurs fonctions associées, ont été intégrés dans le diagnostic :

- Nourriceries
 - pour les espèces marines
 - pour les espèces dulçaquicoles typiques des zones à brèmes
- Frayères
 - dans le lit mineur pour les espèces migratrices anadromes
 - dans la plaine alluviale
- Zone fonctionnelle de croissance sur le plan transversal (continuité latérale)

B.1.3.2 Choix des espèces

L'étude des principales fonctions estuariennes a été abordée à travers l'étude d'un panel d'espèces représentatives d'un assemblage, d'un milieu, d'un habitat, d'un secteur particulier ou d'une fonction spécifique (ex. reproduction, nourricerie, repos). Huit espèces ont été retenues dans le cadre de ce projet : la sole, le bar, l'anguille, le gardon, deux espèces de brèmes, le brochet et l'aloise feinte (Figure 7).

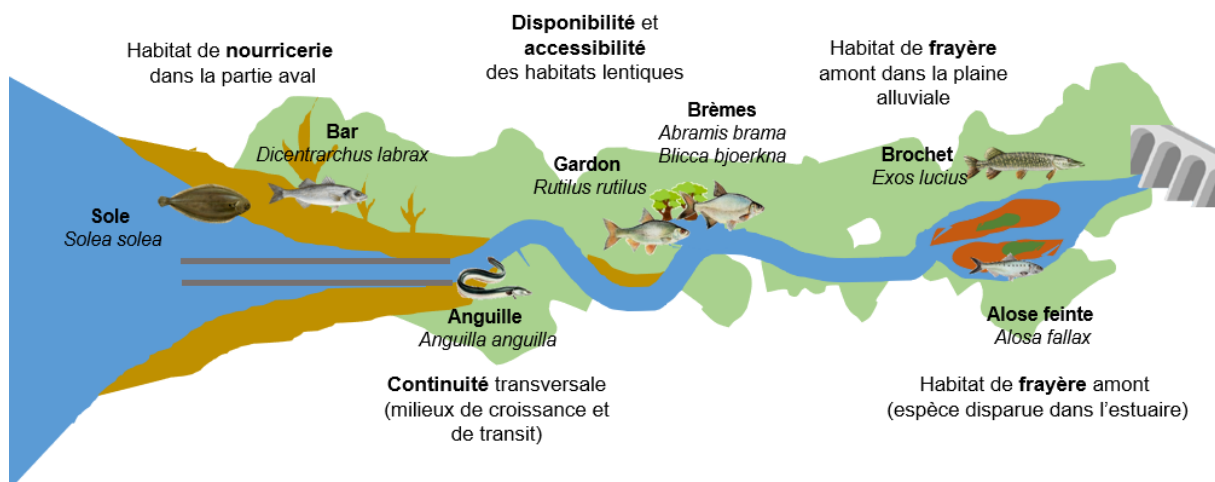


Figure 7. Représentation schématique des fonctions ciblées et espèces retenues dans le cadre du projet PROPOSE

La sole (*Solea solea*) et le bar (*Dicentrarchus labrax*) ont été intégrés à l'étude car ce sont des espèces marines emblématiques des zones de nourriceries de l'estuaire aval, soumises à des fortes pressions anthropiques. En tant qu'espèces dites Marines Migrantes estuariennes-Dépendantes (MMD), elles dépendent étroitement des habitats estuariens, au stade juvénile (longueur totale inférieure à 320mm pour le bar et 300mm pour la sole, correspondant à des individus de deux ans). Cependant, elles manifestent des différences dans leurs préférences écologiques, ce qui justifie l'inclusion des 2 espèces dans l'étude. En effet, alors que les soles sont plus inféodées aux habitats subtidaux peu profonds et intertidaux, notamment aux vasières nues, les bars présentent, grâce à leur capacité de nage, une mobilité importante à l'échelle journalière, leur permettant d'atteindre les milieux latéraux jusqu'aux prairies et de coloniser les eaux estuariennes jusqu'aux eaux douces. Ces espèces,

de par leur cycle biologique et leur utilisation de l'estuaire, ont fait l'objet de nombreux suivis et présentent une richesse informative permettant un diagnostic plus approfondi.

Deux espèces de brèmes (*Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*, étudiées comme un unique groupe taxonomique à cause des incertitudes liées à leur détermination) ont été retenues afin de déterminer la distribution des habitats colonisés par les juvéniles et d'évaluer la fonction de nourricerie pour les espèces dulçaquicoles typiques des « zones à brèmes ». Ces zones représentent les parties moyennes et inférieures des fleuves de plaines. Elles se caractérisent par des milieux lentiques, avec un substrat généralement vaseux et largement envahi par une végétation luxuriante. Ces milieux présentent des fortes abondances de poissons fourrage (par exemple des juvéniles de Cyprinidé) fournissant un habitat d'alimentation majeur pour les espèces prédatrices comme le sandre, le brochet ou la perche. De même, la distribution des habitats de croissance pour les adultes typiques de ces milieux a été déterminée en utilisant les brèmes (*Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) comme espèces indicatrices pour cette fonction. L'étude de ces espèces a fourni des informations sur la capacité des eaux tidales dulçaquicoles à supporter et favoriser la croissance des individus.

Du fait de ses capacités de colonisation, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) a été incluse dans le panel d'espèces choisies, afin de mieux comprendre l'intensité des échanges avec les milieux latéraux utilisés par cette espèce au cours de sa croissance. Elle représente un bon indicateur de l'utilisation de l'espace estuarien par les juvéniles, pour lesquels l'estuaire représente la porte d'entrée vers les eaux continentales. Une partie du diagnostic pour cette espèce a également concerné l'étude de la continuité longitudinale, dont l'obstacle majeur est représenté par le barrage de Poses. La fonctionnalité des milieux estuariens vis-à-vis de ces espèces, et notamment de l'écophase juvénile est peu connue, car souvent évaluée au niveau du barrage de Poses.

L'étude du brochet (*Esox lucius*) a permis d'évaluer la présence de ruptures dans la continuité latérale. Le potentiel reproductif de cette espèce est extrêmement dépendant du degré de connexion entre lit mineur et lit majeur. Le brochet utilise les prairies inondées pendant les mois hivernaux comme zones de fraie et de croissance pour les juvéniles. À la suite de cette période, les juvéniles retournent dans le lit mineur du fleuve. Les zones de nourricerie du brochet présentent les mêmes caractéristiques que les zones de croissance des juvéniles des brèmes, ces dernières étant leurs proies.

L'aloise feinte (*Alosa fallax*) a été choisie en tant que représentante de la fonction de reproduction dans la partie amont de l'estuaire pour les espèces anadromes. Disparue dans les années 1970, cette espèce a fait son retour à partir des années 2000. De par son cycle biologique, l'aloise feinte permet d'aborder les problèmes concernant la fonctionnalité des habitats de reproduction et la continuité écologique longitudinale au sein de l'estuaire. En fait, parmi les espèces anadromes, l'aloise feinte utilise de préférence les milieux estuariens pour se reproduire. De plus, en considérant sa sensibilité aux problématiques de contamination chimique et organique de l'eau, cette espèce représente un bon indicateur de la qualité de l'eau.

Sur la base de ce panel d'espèces, le diagnostic a été formulé en analysant la localisation et l'extension des habitats fonctionnels et les dysfonctionnements associés afin d'évaluer les potentialités de réhabilitation et de restauration de ces milieux.

La continuité écologique sur l'axe Seine : le projet CONSACRE (<http://www.consacre.fr>)

Le projet CONSACRE (CONTinuite écologique de la Seine et intérêt des ACteurs pour sa REstauration, 2018-2021, animation CPIER) a pour ambition l'analyse de la continuité écologique piscicole longitudinale de l'ensemble de l'axe Seine. Le projet CONSACRE vise à formaliser un diagnostic des discontinuités physiques et chimiques et l'évaluation des attentes de la restauration écologique pour la continuité de l'axe Seine. Elle concerne les poissons migrateurs et certaines espèces d'eau douce à enjeux tels qu'identifiés dans le PLAGEPOMI et les SRCE. L'objectif général du volet écologique est *i*) la mise en cohérence des connaissances relatives aux habitats de l'axe de la Seine et des principaux affluents *ii*) d'étudier l'accessibilité actuelle de ces habitats au regard des contraintes physiques et physico-chimiques *iii*) de compléter les connaissances sur le mouvement des poissons en Seine *iv*) de replacer le diagnostic actuel dans un contexte historique et de changement climatique à venir.

B.1.4 Méthodes d'analyses

La classification de l'état de fonctionnement d'un écosystème, la détection et la quantification des dysfonctionnements se révèlent des tâches particulièrement compliquées pour les milieux estuariens qui, par définition, présentent un dynamisme très marqué et dont la complexité est souvent difficile à cerner. La quantification des habitats essentiels disponibles pour la composante ichtyologique reste un défi (Sundblad *et al.*, 2014), fortement dépendante de la qualité et de la résolution des données disponibles. Etant donnée l'hétérogénéité des données disponibles en termes de résolution, quantité et couverture spatiale pour les différentes fonctions, des choix méthodologiques ont été nécessaires pour la formalisation du diagnostic. Les méthodes mobilisées pour le diagnostic visent donc à :

- **fournir une cartographie des habitats favorables (zones fonctionnelles) à préserver ;**
- **définir les caractéristiques de ces habitats favorables ;**
- **identifier les dysfonctionnements (ex. fragmentation d'habitat ou rupture surfacique) ;**
- **identifier les leviers d'actions par la caractérisation des habitats type à restaurer ou à réhabiliter.**

En répondant à ces besoins, l'approche retenue, repose donc sur des méthodes d'analyses spatiales, notamment *via* une approche géomatique ou géostatistique.

B.1.4.1 La méthode géomatique / bibliographique

La méthode basée sur l'analyse géomatique et/ou bibliographique est applicable aux espèces pour lesquelles la disponibilité des données apparaît très limitée. La méthodologie appliquée consiste à utiliser des outils et des méthodes d'analyse spatiale (SIG) et s'appuie principalement sur la notion d'habitats potentiels (ici correspondant aux habitats présentant des conditions favorables à l'espèce). **La méthode permet de mettre en évidence les habitats potentiels en *i*) identifiant les préférences environnementales des espèces *via* une synthèse bibliographique puis *ii*) en répertoriant les zones de l'estuaire possédant**



ces caractéristiques environnementales. Cette méthode a été utilisée pour l'étude du brochet, de l'alose et de l'anguille.

B.1.4.2 La méthode géostatistique

Une méthode de modélisation géostatistique basée sur la théorie de l'entropie maximale (MaxEnt *Maximum Entropy modeling*, Phillips et al., 2004) a été retenue pour l'étude des espèces dont les données présentent une couverture et une résolution spatio-temporelle pertinente pour leur implémentation dans des modèles de distribution d'espèces. En modélisant les relations entre les points de présence de l'espèce et les descripteurs environnementaux, cet outil permet de prédire la distribution des espèces. Les cartes de prédiction se présentent sous la forme de probabilités d'occurrence allant de 0 (probabilité nulle) à 1 (probabilité maximale). Le modèle a été alimenté avec l'ensemble des données de captures entre 2005 et 2016. Pour les analyses, 75% des points de présence ont été utilisés pour prédire la distribution des espèces et 25% pour valider cette prédiction. Selon le cycle de vie des espèces considérées, la détermination de la distribution des habitats a été conduite en utilisant les informations sur les juvéniles (ex. sole, bar), les adultes (gardon) ou les deux stades (brèmes). **Cette approche permet de déterminer l'attractivité d'un habitat sur la base de ses caractéristiques environnementales et d'identifier le *preferendum* écologique des espèces. Cette méthode a été appliquée pour l'étude des brèmes, du gardon, de la sole et du bar.**

C. DIAGNOSTIC

C.1 Nourricerie pour les poissons marins

La modélisation de la distribution des nourriceries de sole est présentée en Figure 8. Les résultats montrent que les habitats favorables aux juvéniles de sole ($p > 0,75$) se situent entre Le Havre et Tancarville (entre les points kilométriques 365 et 335) sur une surface totale couvrant approximativement 2400 ha. Ces habitats de nourricerie, principalement associables aux zones subtidales peu profondes et les zones intertidales du secteur eu- et polyhalin, sont caractérisés par des cotes bathymétriques comprises entre -5m et +1m (CMH), une intensité de courant comprise entre 0,5 et 0,8 m/s et des sédiments fins (mélanges avec une teneur en vase élevée). Ces résultats sont en accord avec l'étude de [Rochette et al. \(2010\)](#) qui a mis en évidence que les abondances maximales de juvéniles de soles se trouvaient sur des substrats de sédiments fins avec des cotes bathymétriques comprises entre -3m et +3m (CMH).

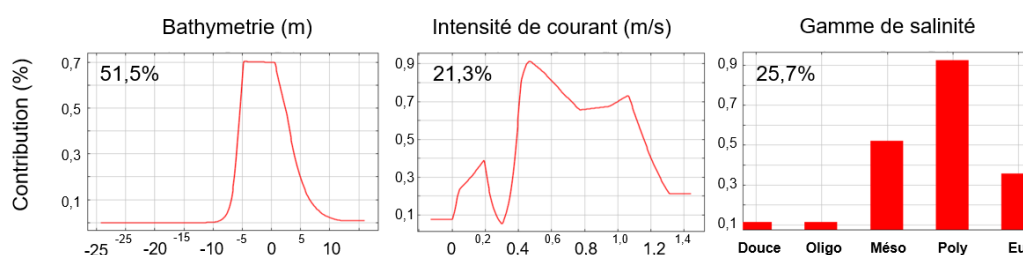
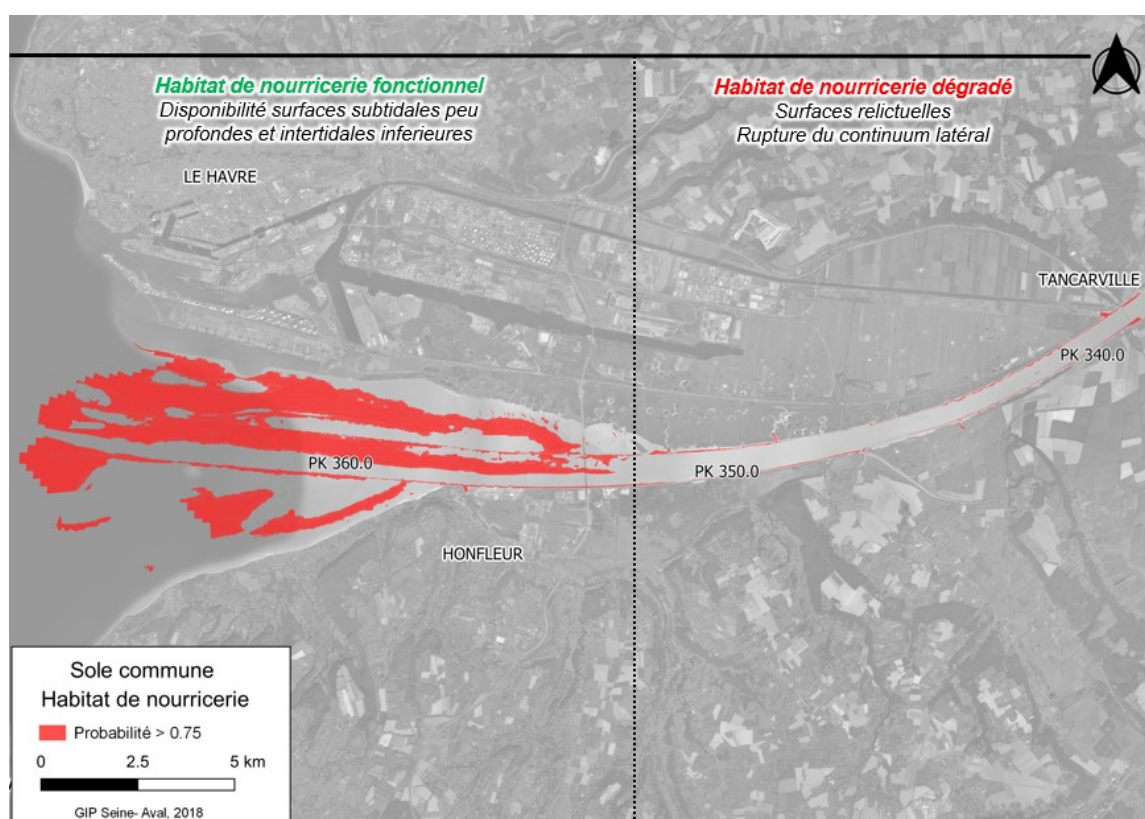


Figure 8. *En haut* : Distribution des habitats de nourricerie de la sole (*Solea solea*) résultant de la modélisation Maxent. *En bas* : *preferendum* écologique pour chaque descripteur, défini sur la base des valeurs qui contribuent davantage à l'assignation des probabilités pour la prédiction des habitats favorables

98% des zones présentant une probabilité élevée de présence des juvéniles de sole ($p > 0,75$) se situent de l'embouchure jusqu'au point kilométrique 353 (Figure 8 et Figure 9). Une diminution nette des surfaces favorables aux juvéniles de sole est observable sur le secteur de transition entre le poly- et le mésohalin, autour du point kilométrique 350. Suite à cette rupture, les milieux favorables se raréfient, se localisant exclusivement à proximité des berges. Toutefois, l'analyse des abondances des juvéniles de sole capturés au chalut à perche de 3 m dans le cadre des suivis DCE, montre un niveau de colonisation important de ce secteur par les classes d'âge inférieures, avec des abondances arrivant jusqu'à 130 ind./ha. Ce résultat montre que le mésohalin fait donc partie du *preferendum* écologique de la sole, ce qui a déjà été reporté pour cette espèce (Cabral, 2000 ; Duhamel et Feunteun, 2012), et montre l'intérêt de ce secteur vis-à-vis de la fonction de nourricerie pour les soles. Les nourriceries relictuelles de ce secteur, à cause de leurs faibles surfaces et des dynamiques auxquelles elles sont soumises, ne semblent pas permettre la sédentarisation des juvéniles.

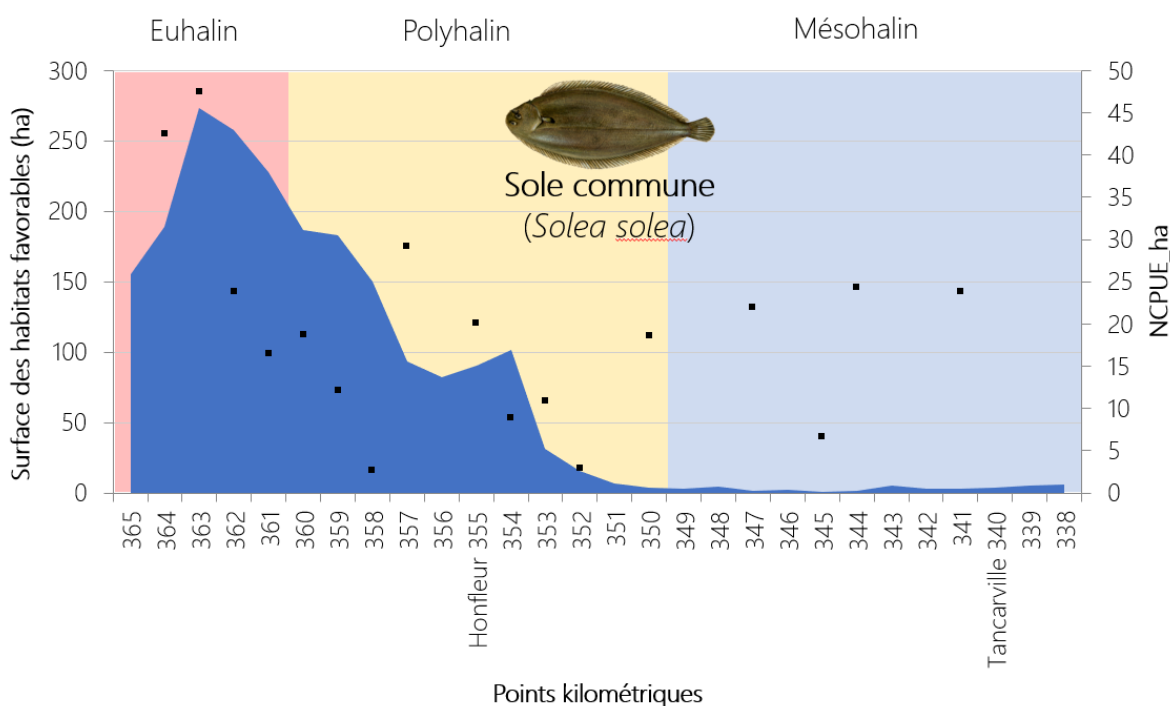


Figure 9. Surface des habitats favorables modélisés en fonction du point kilométrique pour la sole. Seules les surfaces présentant une probabilité de présence supérieure à 0,75 sont reportées dans le graphique. Les points représentent l'abondance moyenne exprimée en CPUE (Catch Per Unit Effort ; ind/ha) calculée sur la base des prélèvements effectués avec le chalut à perche

La distribution spatiale des habitats favorables pour les juvéniles de bar montre que ceux-ci sont concentrés à l'embouchure de la Seine (Figure 10). Les vasières de la rive Nord et Sud, présentant des probabilités de présence de juvéniles très élevées ($p > 0,75$), indiquent une importante attractivité de ces milieux vis-à-vis des plus jeunes individus. À la différence de la sole, les juvéniles de bar montrent une forte affinité pour les chenaux de marée (filandres), bien présents en rive nord (Figure 10). Les résultats identifient les zones subtidales à faible profondeur et les zones intertidales basses (bathymétries entre -5m et +1m CEL) situées dans

les secteurs saumâtres comme étant des habitats favorables de nurricerie. Ces résultats sont en accord avec les caractéristiques des nurriceries observées précédemment dans d'autres travaux (ex. projet BARGIP - Ifremer, 2016 <https://www.ifremer.fr/bar/Nourriceries>).



Figure 10. Distribution des habitats de nurricerie pour le bar (*Dicentrarchus labrax*) résultant de la modélisation MaxEnt

Malgré le caractère euryhalin du bar, qui lui permet d'utiliser les eaux mésohalines pour sa croissance, les zones de nurricerie favorables se trouvent confinées dans les secteurs eu- et polyhalin et subissent, de manière similaire aux nurriceries de sole, une forte diminution surfacique à partir du point kilométrique 350 (Figure 11).

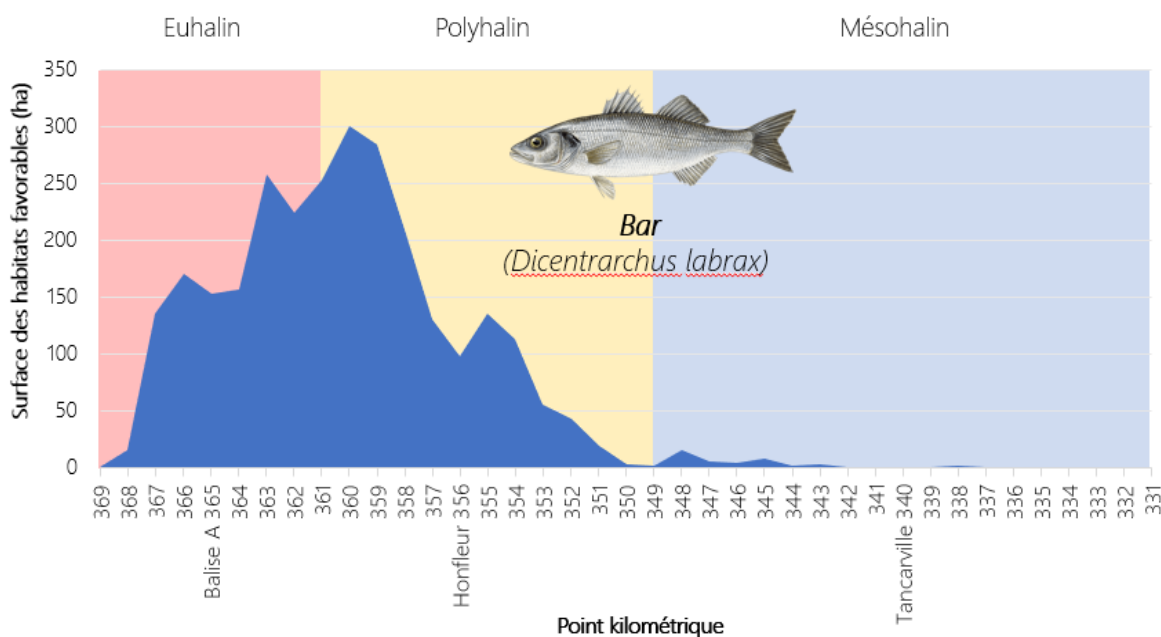


Figure 11. Surface des habitats favorables modélisés en fonction du point kilométrique pour le bar. Seules les surfaces présentant une probabilité de présence supérieure à 0,75 sont reportées dans le graphique

La raréfaction des habitats de nurricerie dans le secteur mésohalin identifiée pour les bars et les soles, témoigne d'une perte importante de cette fonction dans cette portion de l'estuaire de la Seine. En effet, dans ce secteur, l'évolution des caractéristiques hydro-morpho-sédimentaires induite par les aménagements et leur entretien a conduit à une perte significative des zones de nurricerie fonctionnelles situées dans les milieux subtidaux peu profonds (entre -5 et 0m, cf Annexe § H.1) et intertidaux bas. Des variations importantes dans la structure des milieux intertidaux latéraux sont observables entre 2004 et 2018. Une augmentation de 66 % des zones intertidales hautes (temps d'émerision > 90 %) est observable sur la rive sud de ce secteur (Figure 12 et cf Annexe § H.2.1). De 14,4 ha en 2004 ces surfaces sont passées à 23,8 ha en 2018. L'élévation topographique observée a eu comme conséquence une diminution de 73% des habitats intertidaux inférieurs (temps d'émerision <10%) dont la surface a évolué de 19,7 ha en 2004 à 5,5 ha en 2018. Une tendance similaire a été constatée pour les autres zones caractéristiques de l'intertidal bas (temps d'émerision 25% et 50%) avec une diminution de 45% de ces surfaces (28,9 ha à 15,9 ha).

De même, les zones peu profondes comprises entre 0 et -3m ont subi une diminution (Figure 12) et représentent actuellement moins de 9% (33 ha) de la zone subtidale du secteur mésohalin. A titre d'exemple, c'est dans le secteur mésohalin que se situe la majeure partie des petits fonds fonctionnels dans l'estuaire de la Loire (Duhamel et al., 2012).

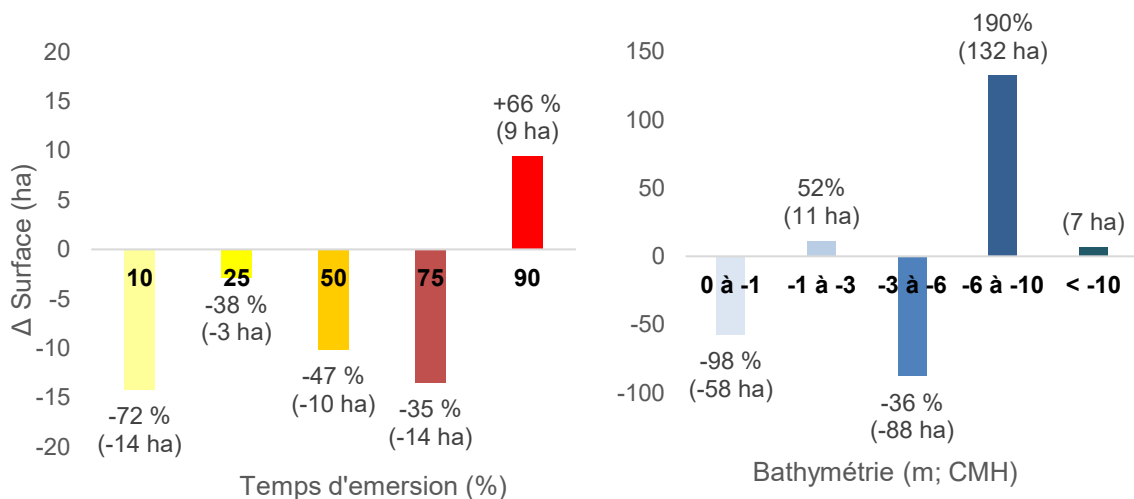


Figure 12. Evolution des zones intertidales (à gauche) et des zones subtidales (à droite) du secteur mésohalin (pk 340 - 346) entre 2004 et 2018

Une situation similaire a été observée pour le secteur sud de l'embouchure (cf Annexe § H.2.2). Les surfaces intertidales basses (temps d'émergence 10%) ont subi une très légère régression en passant de 420,4 ha en 2004 à 412,7 ha en 2018. En revanche, une augmentation de 9% des zones émergées 50 % du temps a été constatée (295,6 ha en 2004, 323 ha en 2018).

Cette tendance est encore plus marquée pour le secteur nord de l'embouchure (cf Annexe § H.2.3). Dans cette portion de l'estuaire, l'intertidal inférieur (temps d'émergence <10%) est passé de 520 ha en 2004 à 128,5 ha en 2018, avec une perte nette surfacique de 75%. En revanche, une augmentation significative des surfaces intertidales hautes (temps d'émergence > 50%) est observée, avec une évolution de 430,3 ha en 2004 à 655,4 ha en 2018.

Les habitats de nurricerie se trouvent donc repoussés vers les zones subtidales typiquement marines de la baie, compressés entre les bancs de sables et les eaux marines profondes non adaptées pour abriter la fonction de nurricerie. La structure spatiale des habitats de nurricerie de la sole et du bar mise en évidence par notre étude démontre que le fonctionnement des nurriceries de l'estuaire de la Seine correspond aux nurriceries marines du type « baie » déjà décrites par Duhamel *et al.* (2012), typique d'un estuaire aménagé (Figure 13, à droite). Le déficit surfacique observé dans le secteur mésohalin dénote une capacité d'accueil limitée. De même, les évolutions récentes constatées sur le secteur polyhalin qui ont mené à une réduction des surfaces propices aux nurriceries indiquent une diminution de fonctionnalité des habitats typiquement estuariens.

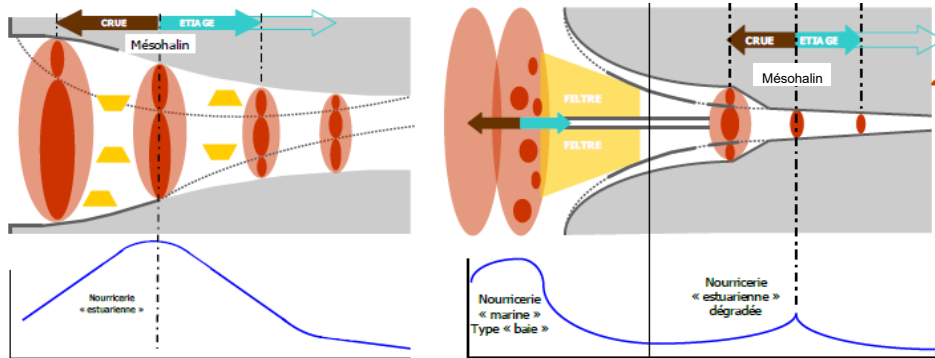


Figure 13. Schéma conceptuel de la fonctionnalité de nurricerie d'un estuaire peu aménagé (à gauche) et d'un estuaire fortement aménagé par les endiguements et les infrastructures portuaires (à droite). Les courbes représentent l'évolution de la distribution des surfaces nurriceries dans deux situations contrastées (In Duhamel, 2012)

En considérant que la capacité d'accueil des nurriceries estuariennes pour les espèces marines dépendantes de l'estuaire semblerait être régulièrement atteinte (Brind'Amour *et al.*, 2018), la forte diminution surfacique des habitats de nurricerie (Delsinne, 2005) expliquerait la baisse de production de la Seine et la contribution moindre aux stocks de poissons adultes de la Manche (Rochette *et al.*, 2010). Plusieurs études (Kostecki et Le Pape, 2011; Le Pape *et al.*, 2007) ont montré que la diminution drastique des habitats de nurricerie (130 km² en 1834 contre 31 km² en 1978) a conduit à une diminution de 42% de la productivité de la nurricerie de l'estuaire de la Seine. L'atteinte régulière de la capacité d'accueil et donc la saturation d'occupation du milieu, pourrait induire une compétition pour l'espace qui se traduit en une surmortalité « densité-dépendante ». Il existe en effet une relation étroite entre le recrutement et les surfaces de nurricerie disponible (Le Pape *et al.*, 2003b, 2003a ; Rijnsdorp *et al.*, 1992; Riou *et al.*, 2001). Au-delà de la disponibilité limitée en terme de surface observée pour le secteur mésohalin, les altérations de la fonction de la nurricerie peuvent être expliquées par d'autres facteurs influençant la qualité de l'habitat (Le Pape *et al.*, 2007). La dégradation du réseau trophique par exemple suite aux changements des conditions environnementales (hydrologie, sédiments etc.) est une hypothèse étudiée (projet Seine-Aval 6 CAPES).

Par exemple, les petits fonds de l'estuaire de la Seine du secteur mésohalin qui, en raison des forts courants de marée, sont constitués principalement de sédiments sableux, sont réputés comme peu favorables pour les poissons benthophages. En effet, ils présentent une faune benthique pauvre en termes de richesse spécifique et de biomasse (Duhamel *et al.*, 2012). Les performances écologiques et les indices de condition et de croissance sont plus faibles dans la partie plus interne de l'estuaire que ceux provenant du secteur de l'embouchure (Morin *et al.*, 2006).

En considérant l'étude du bar, espèce représentative de l'utilisation des habitats latéraux au niveau de l'embouchure et notamment des filandres, la continuité latérale ressort comme un élément clé dans la fonctionnalité des nurriceries estuariennes. Les juvéniles de bar, d'anguille, d'épinoche et d'épinochette, ainsi que d'autres familles (ex. Clupéidés ou les Mugilidés) font une large utilisation des habitats latéraux (jusqu'aux marais salés) pour s'alimenter ou trouver refuge (Duhamel et Carpentier, 2012; Parlier, 2006). En donnant accès à ces milieux, les filandres se révèlent être des éléments de connexion fondamentaux pour le maintien du continuum latéral. De plus, étant donnée leur richesse trophique, les filandres jouent un rôle essentiel dans le soutien du réseau trophique. Grâce à leur fonctionnement hydrologique, les organismes suprabenthiques et benthiques (mysidacés, crevettes blanches,

amphipodes) restent « piégés » dans ces systèmes, alimentant ainsi un flux conséquent d'espèces de poissons de petite taille et de juvéniles. L'accessibilité à la filandre, dépendant des caractéristiques dimensionnelles telle que la cote bathymétrique de la confluence avec le fleuve (Duhamel et Carpentier, 2012), structure les patrons de colonisation de ces milieux pendant les cycles de marée. Le Pichon et Alp (2018) ont évalué les différences dans la progression du front de colonisation lors de différents coefficients de marée (52 et 85), et démontré que les forts coefficients augmentent la disponibilité d'habitats de nurricerie dans les filandres. Cela permet aux juvéniles de se protéger des courants du chenal principal. Toutefois, il est essentiel que ces habitats soient placés à une distance fonctionnelle pertinente par rapport aux autres habitats utilisés dès lors que les filandres ne sont plus accessibles. A titre d'exemple, Duhamel et Carpentier (2012) ont constaté que seulement deux filandres, notamment la Vasière artificielle et la Crique à Tignol peuvent être colonisées durant la marée en mortes-eaux (coef < 75), en conservant des zones de refuge à basse mer. Il est donc évident que la fonctionnalité de ces milieux vis-à-vis de l'ichtyofaune s'intègre dans un éco-complexe hydro-morphologique plus vaste et englobant les habitats adjacents. La connectivité transversale entre les habitats estuariens est donc déterminante pour le maintien de fonctionnalités écologiques dans les estuaires macrotidaux comme la Seine. Or, l'élévation des zones intertidales précédemment décrites pour le secteur aval, semblerait limiter fortement l'accessibilité aux filandres pour les juvéniles et les adultes, et réduit par conséquent la fonction de nurricerie/refuge typique de ces milieux.

La diminution de l'accessibilité et de la disponibilité d'habitat, se traduit dans la fragmentation entre les habitats d'alimentation et de refuge. Cet effet est particulièrement présent dans le secteur sud de l'estuaire, où les surfaces des nurriceries diminuent considérablement entre le début et la fin du flot. Les juvéniles qui colonisent au début les habitats de basse mer dans ce secteur, risquent de se trouver dans une sorte « d'impasse » à pleine mer, exposés au manque d'habitat et à des conditions non-favorables (fortes vitesses de courant dans le chenal, fortes densités et exposition au prédateurs) (Le Pichon et Alp, 2018). En revanche, pour le secteur nord, la présence de vasières et de filandres augmenterait la disponibilité d'habitats de refuge pendant l'ensemble du cycle de marée. En général, les habitats de nurricerie sont caractérisés au début du flot par de grandes zones peu nombreuses, puis ils deviennent plus morcelés avec des zones plus petites. A l'amont, la taille des habitats est restreinte le long du chenal et dans les filandres par rapport à ceux présents dans l'embouchure. Cette structure morphologique des zones intertidales est considérée comme faiblement favorable à la fonction de nurricerie (Teichert *et al.*, 2018).

Afin d'affiner les connaissances sur les effets de la qualité de l'habitat sur la fonctionnalité des nurriceries (ex. réseau trophique) des études spécifiques ont déjà été lancées dans le cadre du programme de recherche Seine-Aval 6 (CAPES, CHOPIN, HQFISH...). Les résultats de ces projets seront donc à intégrer au diagnostic une fois disponibles.

En résumé, plusieurs éléments du diagnostic expliquent la dégradation de la fonction de nurricerie pour les poissons marins :

- **Homogénéisation des conditions hydrologiques ne permettant pas l'alternance de phases d'érosion et de sédimentation ;**
- **La perte des zones subtidales peu profondes (0 – -5m CMH) ;**
- **La perte des zones intertidales inférieures (0 - +3m CMH) ;**
- **La diminution de la continuité latérale vers les filandres et les prairies.**



C.2 Zones fonctionnelles de croissance juvénile et adulte pour les espèces dulçaquicoles typiques des zones à brèmes

L'étude de la fonction de nourricerie pour les espèces caractéristiques de la « zone à brèmes » a été abordée à travers la détermination de la distribution spatiale des caractéristiques des habitats colonisés par les juvéniles des brèmes. Les zones colonisées par cette écophase ont été déterminées grâce à la superposition des habitats modélisés pour la brème commune (*Abramis brama*) et la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*). Globalement, les résultats montrent une surface favorable ($prob > 0,75$) d'environ 160 ha sur la totalité de l'estuaire. Les résultats montrent également l'affinité de ces espèces pour les eaux limniques et une certaine capacité de colonisation des eaux dessalées du secteur oligohalin. Dans ces domaines, les habitats fréquentés par les juvéniles de brèmes se trouvent principalement dans les zones intertidales, les filandres et les annexes hydrauliques (bassins, bras morts, etc) à faible hydrodynamisme (Figure 14).

En accord avec l'écologie des brèmes, les zones intertidales du domaine dulçaquicole (pk 320-200) présentent des probabilités de présence des juvéniles très élevées ($prob > 0,75$) et représentent donc l'habitat préférentiel pour ces espèces. Ces zones se structurent en bandes de quelques mètres de largeur en proximité de berges et se caractérisent par des sédiments fins, essentiellement des fonds vaseux. En observant la contribution de chaque facteur à la prédiction des habitats, il est possible d'observer une nette préférence des juvéniles pour les habitats situés dans le domaine subtidal peu profond et intertidal bas ($prob > 0,75$ entre -3 et 3 m, CEL) à pente douce (<2 %). De même, les filandres du domaine dulçaquicole (ex. Le Trait, pk 305) et oligohalin (< 5 ‰) ressortent comme des habitats favorables pour les juvéniles des brèmes. Les brèmes, en raison de leur caractère sténohalin, arrivent également à coloniser les filandres situées en aval de Tancarville (Figure 15). Ces milieux, de par leur proximité avec la Risle, peuvent représenter des habitats d'alimentation lorsque les jeunes acquièrent une capacité de nage suffisante pour affronter les conditions hydrodynamiques du chenal.

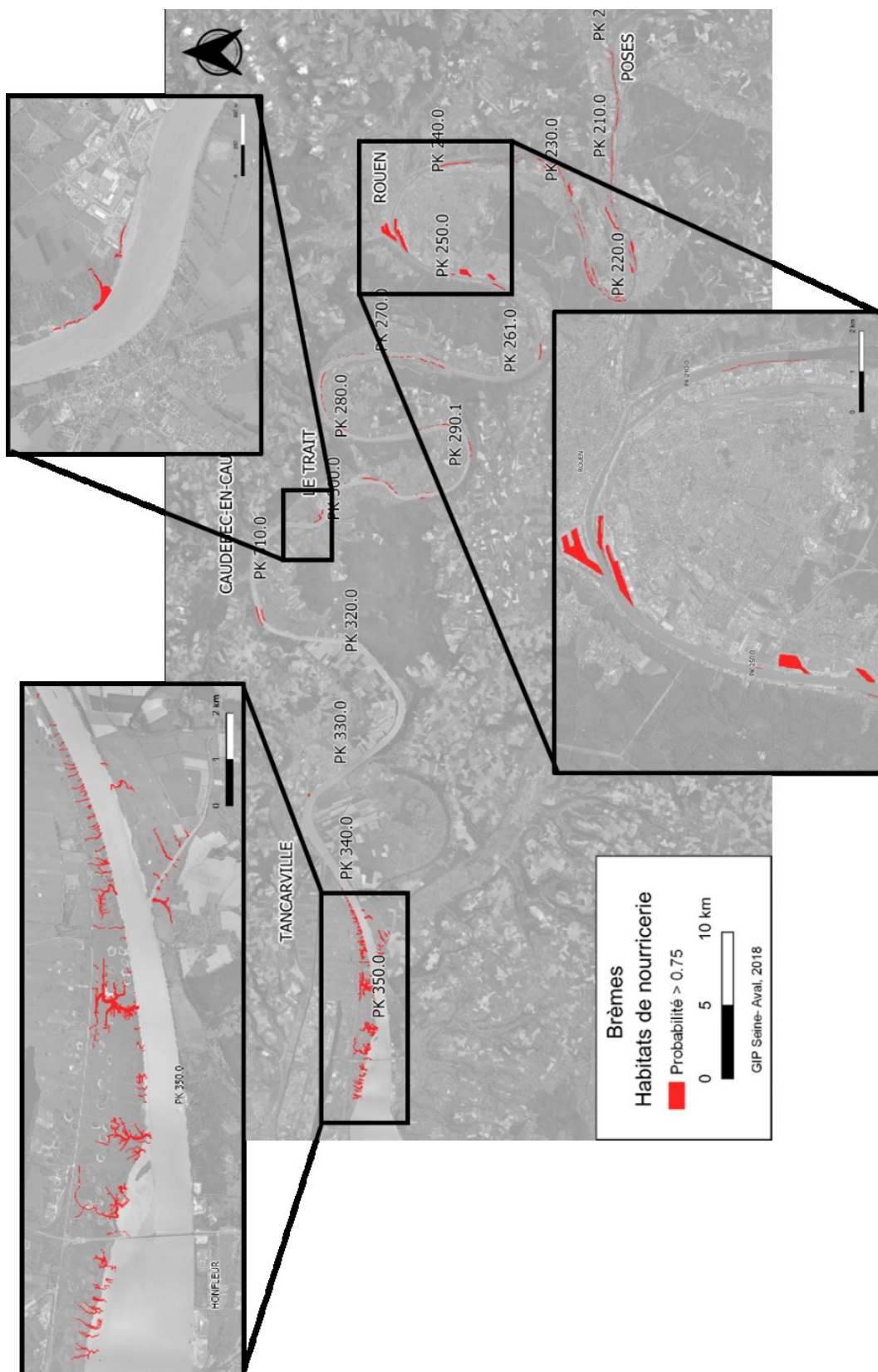


Figure 14. Distribution des habitats de nurricerie pour les brèmes (*Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*) résultante de la modélisation MaxEnt

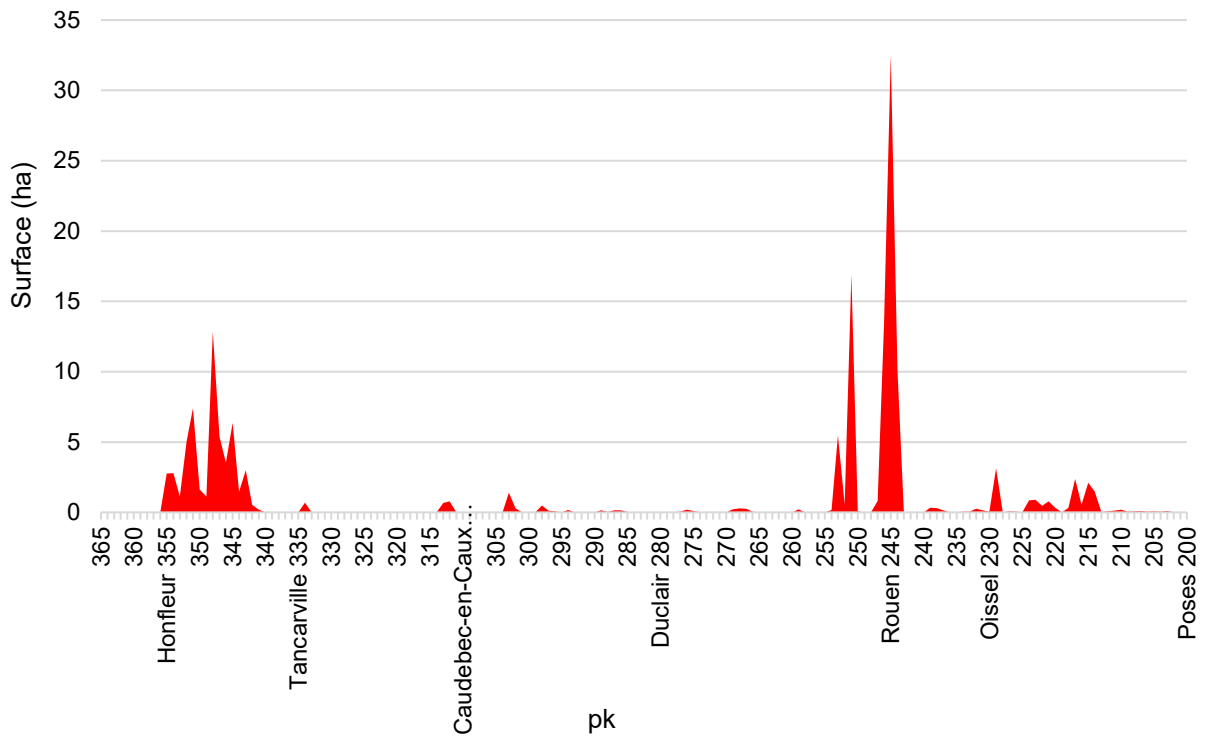


Figure 15. Surface des habitats potentiels pour les juvéniles des deux espèces de brèmes en fonction du point kilométrique. Seules les surfaces présentant une probabilité de présence supérieure à 0,75 sont reportées dans le graphique

Les surfaces favorables pour la croissance des adultes, évaluées à travers l'étude des brèmes et du gardon, couvrent approximativement 200 ha (Figure 16). Ces habitats montrent une distribution similaire à celle des juvéniles, avec une nette préférence pour les milieux intertidaux et les annexes hydrauliques.

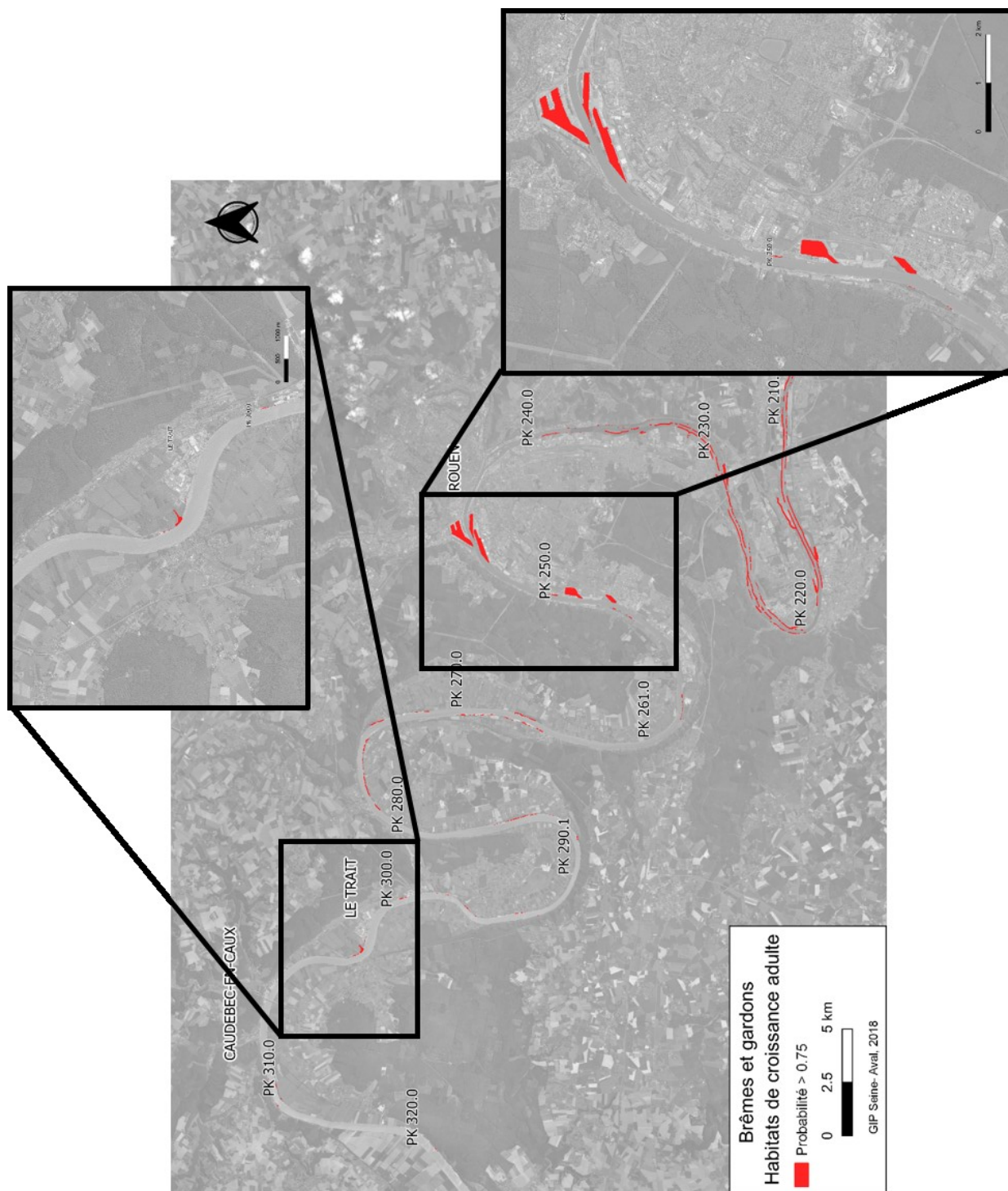


Figure 16. Distribution des habitats occupés par les adultes des brèmes (*Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*) et du gardon (*Rutilus rutilus*) résultante de la modélisation MaxEnt

Une colonisation importante des annexes hydrauliques à faible hydrodynamisme (intensité de courant < 0,5 m/s), principalement des bassins, est mise en évidence pour toutes les espèces considérées. Ces milieux, qui représentent respectivement 52% des habitats favorables pour les juvéniles et 42% pour les adultes, sont principalement situés dans la région rouennaise. Pour les écophases considérées, les résultats montrent une forte attractivité de ces milieux malgré leur niveau d'anthropisation très élevé et confirment l'intérêt écologique des habitats lenticques. Des travaux récents (Duhamel, 2018) ont montré que ces milieux présentent des

assemblages avec une composition spécifique taxonomiquement plus riche et des valeurs d'abondance pouvant être plus de 10 fois plus élevées que d'autres portions du chenal principal. Les familles plus abondantes sont les Cyprinidae (rotengle, gardon, brèmes) et les Percidae (sandre, perche commune), avec une dominance globale des stades juvéniles au sein des effectifs totaux. D'autres espèces, notamment les amphihalins (flet, mulot, anguille), utilisent ces habitats temporairement, avec un niveau de colonisation extrêmement variable selon les espèces et les écophases considérées (Duhamel, 2018). L'ensemble de ces constats indique que ce type de milieu présente une réelle capacité d'accueil pour l'ichtyofaune, notamment pour les stades juvéniles. Bien que ces zones, non soumises aux conditions hydrologiques du chenal, puissent offrir un refuge aux poissons pendant leur période de croissance, il est toutefois impossible de les identifier comme habitats fonctionnels. La diversité d'habitats offerte par les milieux artificiels est extrêmement limitée en comparaison de celle rencontrée en contexte naturel, et comporte un niveau de fonctionnalité très limité pour les communautés piscicoles (Belliard *et al.*, 2009). Ces résultats doivent donc être interprétés comme une réponse adaptative au manque d'habitats lenticques et végétalisés caractérisant la « zone à brèmes » et expriment la dégradation de la fonctionnalité de ce secteur vis-à-vis des communautés piscicoles. Les poissons, ne disposant plus d'habitats latéraux lors des écophases migratoires vers les milieux de croissance et de refuge, colonisent des milieux de « substitution ».

L'endiguement et la présence du chenal de navigation ont modifié la morphologie naturelle de l'estuaire et ainsi la nature des mosaïques d'habitats rivulaires et des communautés piscicoles associées. Ainsi, en aval de Rouen jusqu'à la mer, on constate une prépondérance surfacique de l'habitat subtidal profond (chenal), au détriment des milieux lenticques rivulaires (Figure 17). Cette homogénéisation des faciès d'écoulement et des variables hydrodynamiques a eu comme principal effet l'augmentation des vitesses de courant et la progressive raréfaction des zones calmes rivulaires favorables aux assemblages caractéristiques de la « zone à brèmes ». En revanche, la chenalisation du fleuve semblerait favoriser les assemblages pélagiques ou transitoires typiques du chenal, engendrant ainsi la simplification des réseaux trophiques. En effet, une prévalence de poissons planctophages est observée dans les portions du chenal principal. Par exemple, l'éperlan (*Osmerus eperlanus*) est capable d'utiliser les courants pour se déplacer vers les aires fonctionnelles recherchées (Duhamel et Feunteun, 2012).

- **Subtidal profond** : niveau topographique inférieur à -5m sous le niveau des basses mers moyennes*
- **Subtidal moyennement profond** : niveau topographique compris entre -5m et -2m sous le niveau des basses mers moyennes
- **Subtidal peu profond** : niveau topographique compris entre la marée basse moyenne et 2m sous ce niveau
- **Intertidal plat** : niveau topographique supérieur à la marée basse moyenne et inférieur à la marée haute moyenne ; pente < 2,5%
- **Intertidal pentu** : niveau topographique supérieur à la marée basse moyenne et inférieur à la marée haute moyenne ; pente > 2,5%
- **Marais** : niveau topographique supérieur à la marée haute moyenne* et inférieur au niveau d'eau atteint 1% du temps

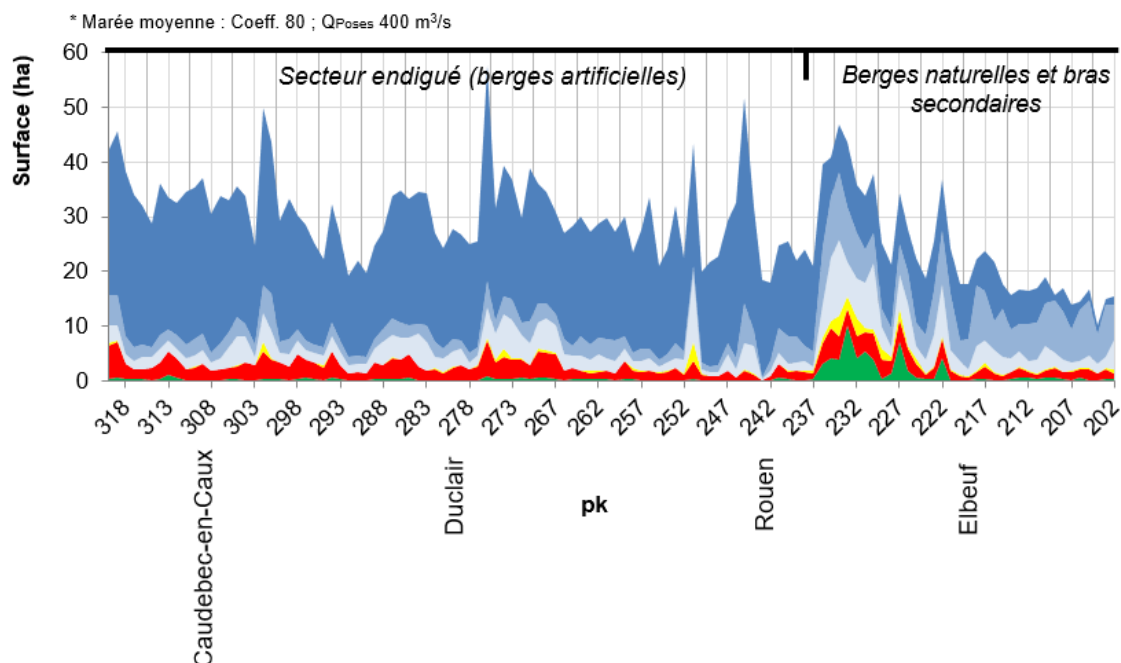


Figure 17. Surface des différents types de milieu le long de la partie fluviale de l'estuaire de la Seine

De même, la rupture du continuum écologique transversal entre le chenal et les berges, et l'important déficit surfacique du domaine intertidal rivulaire, pourraient expliquer la diminution du nombre d'espèces et des abondances des poissons typiques du domaine lentique sur les berges, notamment des juvéniles de Cyprinidés, comme déjà observé par [Duhamel et Feunteun \(2012\)](#). Inversement aux observations effectuées sur la Loire ([Duhamel et Feunteun, 2012](#)), les secteurs oligohalins et dulçaquicoles de l'estuaire de la Seine montrent une capacité d'accueil limitée vis-à-vis de ces assemblages. Dans ce secteur, les berges assurent un niveau de diversification des micro-habitats très limité qui se traduit par une pauvreté surfacique et morphologique des habitats latéraux. La raréfaction des berges naturelles à pente douce en faveur de berges artificielles à forte pente typique du domaine dulçaquicole tidales des estuaires aménagés ([Figure 18](#)), s'est accompagnée de la disparition progressive de la végétation ripicole avec des effets sur les fonctionnalités écologiques entre le lit du cours et ses milieux annexes. En effet, les formations végétales situées à l'interface entre les milieux terrestres et aquatiques du système tidal, jouent un rôle essentiel dans le cycle de vie des espèces. Plusieurs espèces phytophiles, comme les Cyprinidés, utilisent les milieux végétalisés pour la ponte, comme refuge ou encore pour s'alimenter. La régression de ces milieux est susceptible de limiter l'abondance des espèces typiques des milieux lenticques dans l'estuaire de la Seine. De plus, la connexion avec les zones humides adjacentes peut être fortement limitée par les nombreux ouvrages.

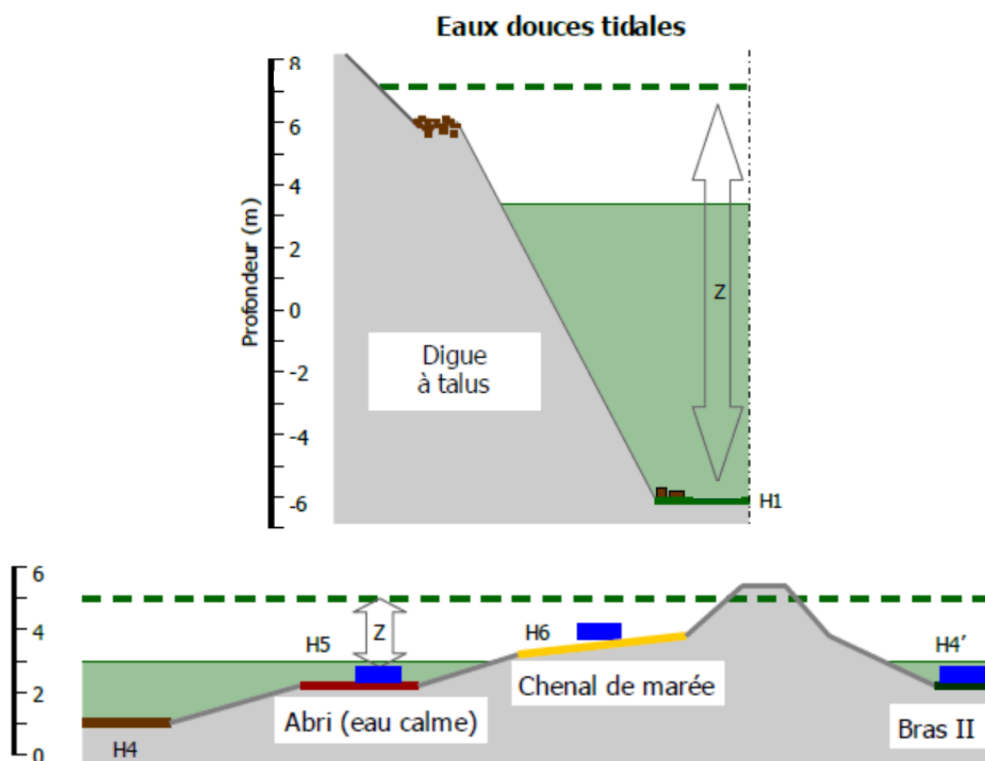


Figure 18. Profils morphologiques schématisés dans le domaine dulçaquicole tidale d'un secteur fortement aménagé (Estuaire de Seine en aval de Rouen, en haut) en comparaison avec un secteur qui l'est moins (amont de Rouen, en bas) (Modifié depuis Duhamel et Feunteun, 2012)

En résumé, plusieurs éléments ressortent du diagnostic en lien avec les dysfonctionnements constatés pour la fonction de croissance pour les juvéniles et les adultes des espèces typiques des « zones à brèmes » :

- La banalisation des habitats aquatiques et l'homogénéisation des variables hydrodynamiques (vitesses de courant importantes, tendance à l'approfondissement du chenal principal) ;
- La prédominance des milieux subtidaux profonds (chenal) ;
- La perte significative ou la disparition de la mosaïque d'habitats latéraux ;
- L'appauvrissement de la qualité écologique des berges ;
- La réduction de la continuité latérale (réduction des connexions avec les annexes hydrauliques et déconnexion entre lit majeur et lit mineur).

C.3 Frayères dans le lit mineur pour les espèces migratrices anadromes

La disparition des aloses feintes, constatée dans l'estuaire de la Seine sur la base des données, peut être mise en relation avec l'absence de sites de ponte. En effet, considérant la structuration environnementale de ces derniers (Tableau 2), la méthode géomatique n'a fait ressortir aucun site de reproduction potentiel, confortant l'hypothèse de l'indisponibilité d'habitats de fraie pour l'aloise feinte au sein de l'estuaire (Duhamel, *comm. pers.*).

Tableau 2. Conditions favorables à la reproduction de l'aloise feinte issues de la synthèse bibliographique

Période	Sédiments	Courant (m/s)	Salinité (g/L)	Hauteur d'eau (m)	Température (°C)	Autres
Mars à Août	Gravier, galets et cailloux	0,5 à 2 (préférence pour les eaux agitées (« <i>rippled flow</i> »))	0 à 0,5	0,15 à 3	15,5 à 22	Proximité aux habitats de repos (zones lenticues et profondes)

La majeure partie des habitats présentant ces caractéristiques se situaient historiquement dans la partie amont de l'estuaire, soit entre les points kilométriques 200 et 240 (entre Poses et Rouen). Ce secteur, connu pour être un important site de reproduction pour l'aloise feinte, a subi de fortes altérations morphologiques. L'aménagement des berges, la linéarisation du chenal et la disparition des îles (arasement, attachement à la berge ou fusion avec d'autres îles) ont mené à une diminution de leur surface et donc de la configuration courantologique et sédimentaire. Caswell et Aprahamian (2001) ont déterminé que la présence d'œufs est significativement associée à des eaux turbulentes (« *rippled flow* » selon la classification de Rowntree et Wadson, 1999).

En effet, sur la centaine d'îles recensées à la fin du 18^{ème} siècle au sein de l'estuaire, moins de 25 étaient encore présentes en 2005. Au début du 19^{ème} siècle, les îles représentaient une surface de 430 ha entre Poses et Rouen. Elles représentent actuellement 170 hectares ; ce qui a entraîné une notable diminution de la complexité morphologique du secteur (Figure 19).

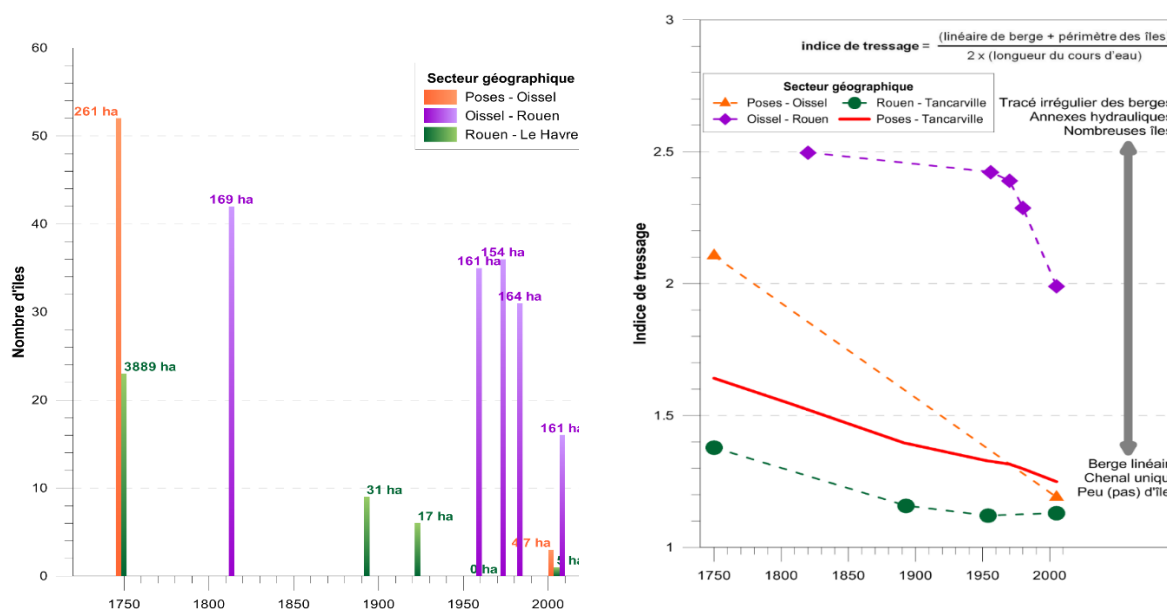


Figure 19. (a) Variation du nombre d'îles dans les différents secteurs de l'estuaire à partir de 1750. Les surfaces relatives à chaque secteur sont reportées en format texte sur la barre correspondante. (b) : Evolution de l'indice de tressage calculé pour les différents secteurs de l'estuaire de la Seine. Cet indice exprime la complexité du lit fluvial sur la base du rapport entre la ligne en eau et la longueur du cours d'eau. Une valeur de 1 correspond à une berge linéaire constituée d'un chenal unique et de l'absence d'îles. Les valeurs élevées indiquent une forte complexité du lit, avec un tracé irrégulier des berges, la présence de nombreuses îles et d'annexes hydrauliques. D'après Fisson et al. (2014)

Du fait de l'aménagement du secteur amont de l'estuaire de la Seine, de nombreux habitats de fraie pour l'alose feinte, qui utilisait le linéaire des berges des îles pour se reproduire, ont disparu. De plus, la raréfaction des surfaces lenticules et profondes utilisées comme habitat de repos pendant la montaison pourrait limiter l'efficacité du processus migratoire. Pendant la période diurne qui précède la reproduction, les mâles, qui commencent leur migration avant les femelles, se rassemblent dans des milieux de repos à proximité de la frayère. La raréfaction de ces milieux pourrait également être un des facteurs limitant l'attractivité de l'estuaire de la Seine en tant que frayère pour cette espèce.

Dans la littérature, différentes études mettent en relation le déclin de l'alose feinte avec des barrières physiques (barrages) et/ou chimiques (pollution de l'eau), qui diminuent les possibilités pour les reproducteurs de rejoindre les zones de frayères localisées en amont des estuaires (Arahamian *et al.*, 2003; Gerkens et Thiel, 2001). Le faible nombre d'aloses recensées pendant les opérations de vidéo-comptage de la passe à poissons de Poses (Figure 20), indique la présence d'une population démographiquement relictuelle et la faible attractivité de l'estuaire de la Seine vis-à-vis de cette espèce. Cette hypothèse est renforcée par la comparaison avec d'autres fleuves, comme par exemple pour la Garonne, où 40.000 à 90.000 aloses passent chaque année à travers la passe à poisson du barrage de la centrale électrique de Golfech. Cependant, des précautions dans l'interprétation de ces informations sont nécessaires en raison des difficultés d'identification des deux espèces d'alose (*A. fallax* et *A. alosa*) pendant les opérations de vidéo-comptage.

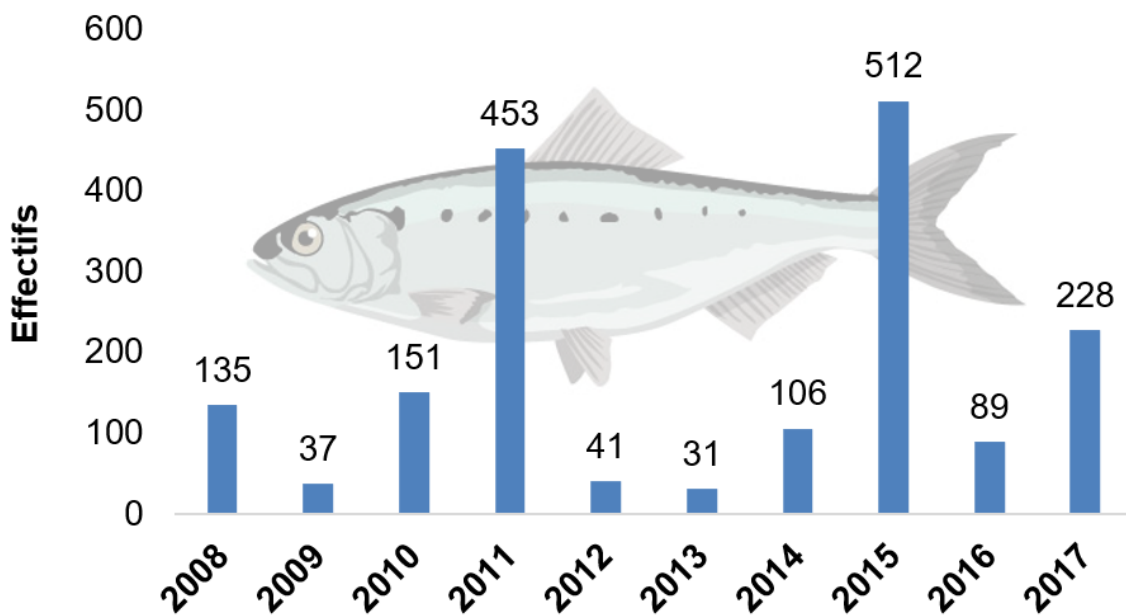


Figure 20. Évolution des effectifs de passages d'aloses à Poses de 2008 à 2017 (source SEINORMIG, Seinoscope) dans la passe à poisson de la rive gauche. Les données se réfèrent aux deux espèces d'alose (*Alosa fallax* et *Alosa alosa*), en considérant l'impossibilité de distinction entre les deux espèces pendant les opérations de vidéo-comptage

En revanche, les analyses conduites afin d'évaluer la présence de barrières chimiques n'ont pas mis en évidence des niveaux de contamination potentiellement limitants pour l'entrée des poissons dans l'estuaire. D'après les seuils considérés (Tableau 3), les concentrations en

nitrites mesurées dans l'estuaire s'établissent généralement autour des valeurs acceptables, à l'exclusion de quelques événements survenus en 2012 aux alentours de Poses (point kilométrique 200, Figure 21). En ce qui concerne les nitrates, depuis 2013 les concentrations restent inférieures aux concentrations potentiellement nocives. Un seul événement dépassant le seuil optimal de nitrate a été enregistré en 2007, avec une concentration d'environ 40mg/l. Enfin, pour l'oxygène, seuls quelques points en 2011 n'ont pas atteint les seuils considérés comme optimaux.

Tableau 3. Concentrations tolérées et létales des différents sels nutritifs pour l'alose feinte

	Concentrations optimales (mg/L)	Concentrations létales (mg/L)
Nitrites	< 0,75	> 5
Nitrates	< 40	> 80
Ammonium	< 10	> 50
Oxygène dissous	> 5	< 3

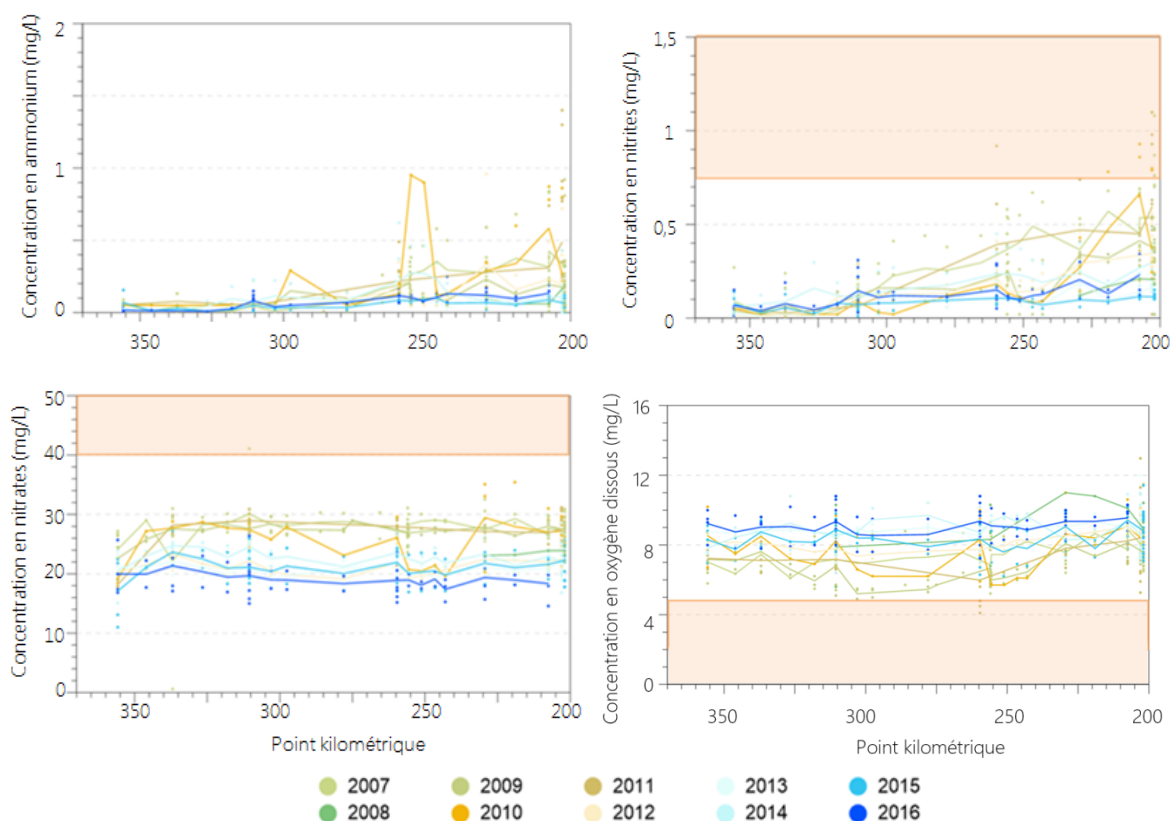


Figure 21. Concentration de l'eau en sels nutritifs entre les mois d'avril et de juillet de 2007 à 2016 en fonction des points kilométriques. Pour chaque année, les points représentent les concentrations des différents mois et la ligne représente la moyenne de ces points. La zone orange représente la gamme de valeur pour laquelle l'espèce subit un stress. Au-delà de cette zone, les concentrations sont létales en ce qui concerne les nitrites, nitrates et l'ammonium. En revanche pour l'oxygène, ce sont les concentrations en deçà de la zone qui sont létales. Pour l'ammonium, la zone orange est absente puisque les concentrations sont toujours en dessous des concentrations, dites stressantes, pour l'espèce. Source des données : AESN, Qualit'eau.

La qualité de l'eau et les concentrations en sels nutritifs ne semblent plus agir comme barrière. En effet, la disparition de l'espèce était probablement liée aux niveaux de pollution de l'estuaire entre 1950 et 1980. Les efforts entrepris pour le traitement des effluents d'origine anthropique pendant ces trois dernières décennies ont contribué à la nette amélioration de la qualité de l'eau de la Seine (Fisson, 2014).

En considérant le comportement de l'alose feinte, une autre contrainte à la recolonisation de l'estuaire et au rétablissement de l'espèce est à prendre en compte : le comportement de *homing* (Maitland et Hatton-Ellis, 2003; Randon *et al.*, 2018), c'est-à-dire la tendance des adultes à migrer vers leur bassin natif pour accomplir la reproduction (Hasselman *et al.*, 2010). Ce comportement se retrouve chez de nombreuses espèces anadromes (Waldman *et al.*, 2008), dont l'alose feinte (Aprahamian *et al.*, 2003; Maitland *et al.*, 2003). Un des bénéfices supposés de cette attitude est un retour dans des zones où le succès reproducteur a été bon les années précédentes, ce qui pourrait augmenter le succès de reproduction et donc la *fitness* des individus. Parallèlement à la faible attractivité de l'estuaire de la Seine, due à la disparition des frayères, ce phénomène pourrait être un des facteurs retardant la recolonisation.

En résumant, plusieurs éléments ressortent du diagnostic :

- **Raréfaction des habitats de reproduction (principalement plages de graviers)**
- **Raréfaction de milieux lenticues**
- **Faible perméabilité du barrage de Poses vis-à-vis de cette espèce avant l'ouverture de la passe à poisson de rive droite**

C.4 Frayères dans la plaine alluviale

Le brochet est une espèce emblématique de la continuité transversale entre chenal et lit majeur. Cette espèce est une migratrice holobiotique, c'est-à-dire qu'elle réalise tout son cycle de vie dans les milieux dulçaquicoles pour aller se reproduire dans les habitats de fraie situés dans la plaine alluviale. La migration des reproducteurs vers les frayères se déroule habituellement entre février et mars, pendant la période des hautes eaux, lorsque les températures commencent à augmenter (environ 8-10°C).

Les frayères sont représentées par les milieux latéraux, de préférence les prairies, inondés pendant la période hivernale/printanière. L'inondabilité, avec l'établissement d'une lame d'eau à faible profondeur (entre 0,3 et 1 m), et la présence de végétation représentent les facteurs principaux structurants les habitats de reproduction. Le brochet étant un reproducteur phytophile, les œufs et les larves nécessitent une végétation dense et robuste qui supporte bien la submersion. La submersion doit durer 1-2 mois consécutifs et la frayère doit être exondée pendant la période estivale afin de permettre le développement de la végétation herbacée. Un patron d'inondation de 2 ou 3 années sur 5 est considéré comme optimal car il permet une prolifération végétale plus importante et diminue le phénomène de cannibalisme dû à la compétition territoriale entre juvéniles provenant de différents événements reproductifs.



Sur la base de ces exigences écologiques, plusieurs zones inondables du réseau hydrographique sont potentiellement favorables à la reproduction du brochet telles que :

- prairies basses et herbacées halophytiques typiques des prairies humides (ex. associations à *Carex*, *Phalaris*, *Glycérie*, *Agrostis*) submergées par les crues printanières ;
- les marais connexes au cours d'eau et les dépressions non drainées ;
- les annexes hydrauliques, boires, lônes, noues, connectés à des surfaces submersibles végétalisées ;
- les anses et bordures à faible hydrodynamisme et les zones rivulaires peu profondes (pied de berge) ;
- les basses vallées alluviales en zone de confluence.

Les analyses montrent que les habitats potentiels de fraie présentant ces caractéristiques s'étendent sur une surface d'approximativement 540 ha à l'échelle de l'estuaire. En revanche, seulement 3% de ces milieux, soit 20 ha, sont accessibles pendant la migration reproductive. Ces milieux se situent principalement dans le secteur amont de Rouen.

La distribution des habitats de fraie reflète la répartition spatiale de la population au sein de l'estuaire. La population de brochet est confinée à l'amont et la limite de sa distribution se situe juste en aval de la boucle d'Elbeuf (pk 230, [Figure 22](#)). Cependant, le nombre d'individus résidant dans ce secteur est faible, surtout pour les premières classes d'âge ([Duhamel et al., 2012](#); [Mirkovic, 2014, 2010](#)).

Cette condition exprime un déficit de recrutement important et pourrait donc s'expliquer avec la raréfaction de frayères favorables à la survie des œufs, des larves et des juvéniles. Le faible degré de connexion avec les milieux latéraux et l'importante rupture de la continuité transversale sembleraient donc être à l'origine de la forte diminution d'habitat de fraie pour cette espèce, comme cela déjà été reporté pour l'estuaire de la Seine ([Duhamel et al., 2012](#); [Mirkovic, 2014, 2010](#)). En effet, de nombreux obstacles à l'écoulement (plus de 2500) sont susceptibles de dégrader la continuité entre les habitats du lit mineur et du lit majeur ([Tableau 4](#) et [Figure 23](#)).

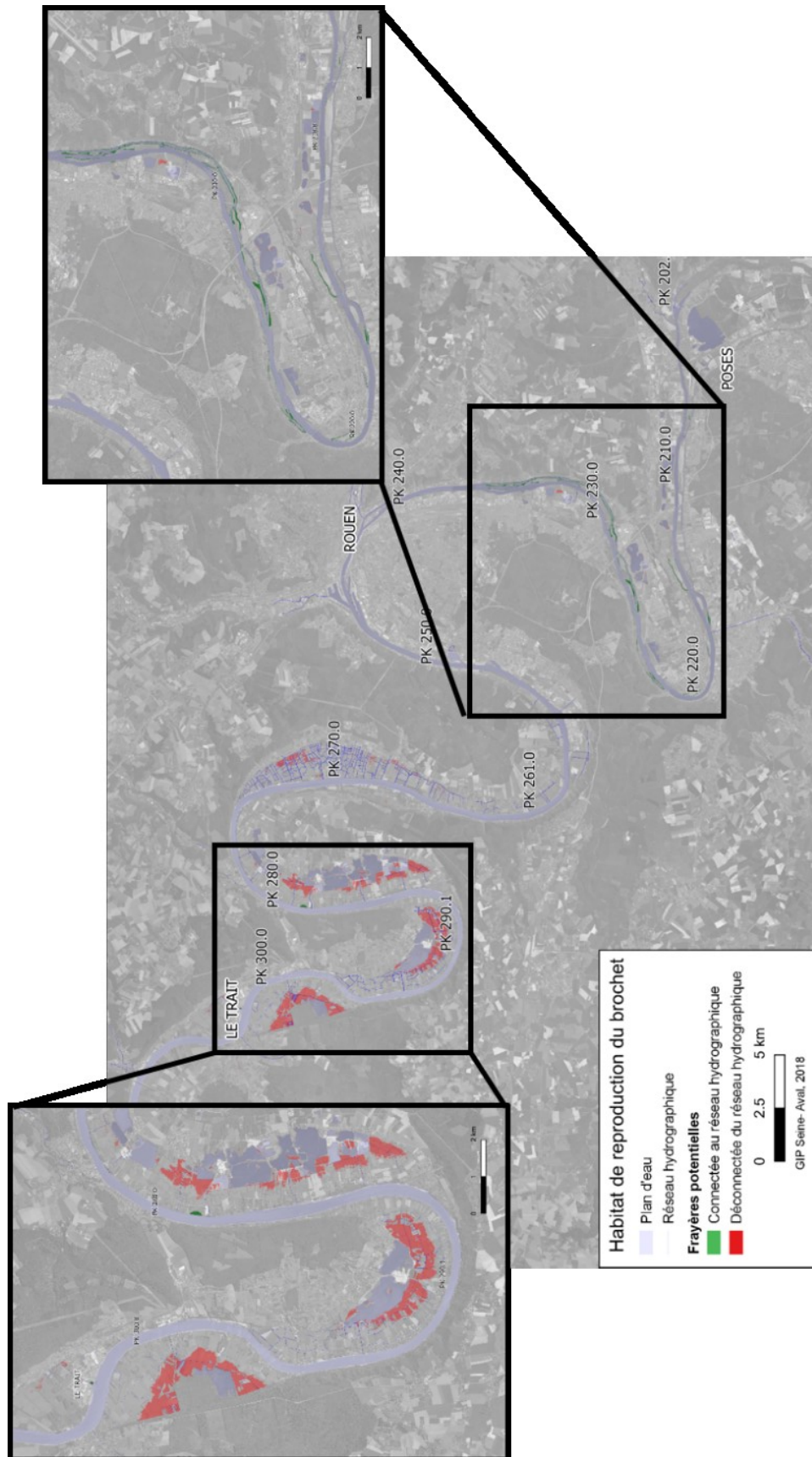


Figure 22. Cartographie des zones potentiellement favorables à la reproduction du brochet distinguées sur la base de leur accessibilité. En vert les milieux connectés et en rouge les milieux qui, bien que présentant des caractéristiques favorables, apparaissent aujourd'hui déconnectés



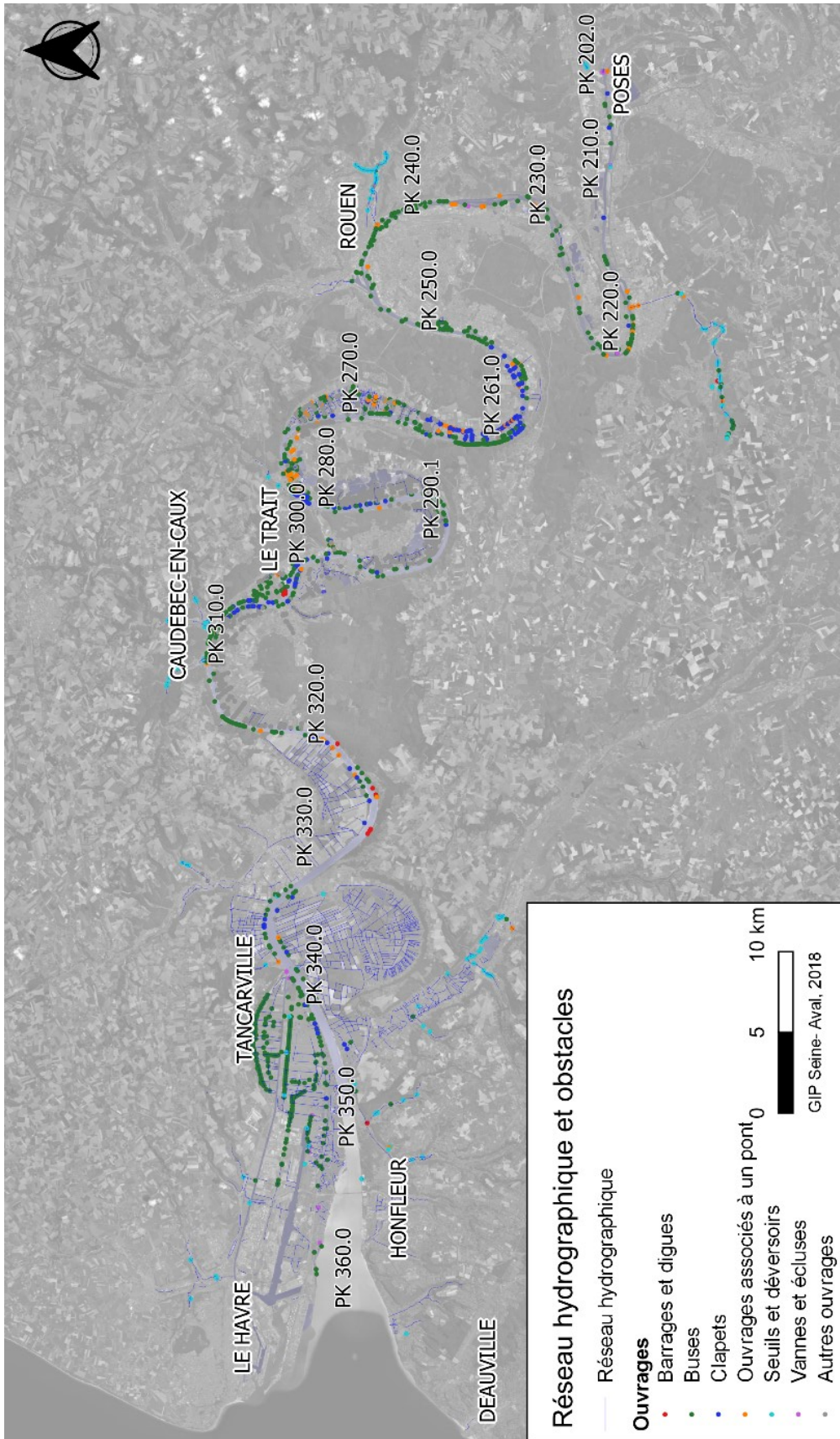


Figure 23. Localisation des obstacles à l'écoulement entre les lits mineur et majeur de l'estuaire de la Seine

La majeure partie de ces obstacles s'intègre dans les systèmes de drainage des milieux latéraux, souvent représentés par un réseau de fossés munis de buses et de clapets. Le drainage et le déboisement des bassins versants, le recalibrage et la régulation à travers l'aménagement de berges et des digues font que les zones favorables ne s'inondent plus assez longtemps, exposant ainsi la ponte et les larves à un assèchement prématuré.

De même, la raréfaction des habitats de nourricerie représente un facteur limitant le recrutement pour cette espèce. Les habitats de croissance des juvéniles de brochet présentent des caractéristiques similaires à ceux des cyprinidés. Sur la base des constats faits pour les brèmes (cf § C.2), ces milieux apparaissent comme relictuels à l'échelle de l'estuaire de la Seine. Les espèces à faible performance de nage, typiques du domaine lentique comme le brochet, se trouvent contraintes à parcourir de grandes distances dans des milieux à fort courant comme le chenal, notamment en phase juvénile durant laquelle ils ont une vitesse de nage inférieure à 0,4m/s. La proximité entre les zones de nourricerie et les sites de fraie est donc essentielle pour maximiser la survie des juvéniles, qui parcourent des distances faibles lors de leur première année de vie (< 5km). Néanmoins, au-delà de la disponibilité limitée de ces milieux de croissance, l'accessibilité aux zones de nourricerie représente un élément clé pour le succès du recrutement. La présence d'obstacles (tels que les merlons de curage, buses, seuils ou clapets) limite fortement la migration des brochetons vers les zones de nourricerie, surtout dans le cas de drainage excessivement rapide des zones inondées. En plus de limiter la connexion avec les autres zones fonctionnelles de croissance pour les juvéniles, ces structures peuvent représenter un obstacle infranchissable pour le retour dans le lit mineur des reproducteurs, conduisant ainsi à une perte progressive du potentiel de reproduction de la population.

Tableau 4. Nombre et types d'obstacle recensés dans l'estuaire de la Seine

Type d'obstacle	Nb
Barrages et digues	12
Buses	955
Clapets	202
Pont	123
Seuil et déversoirs	167
Vannes et écluses	33
Non déterminé	1081
TOTAL	2573

De manière générale, les milieux écologiques des zones riveraines sont soumis à de fortes contraintes (déconnexion du fleuve, morcèlement des habitats, hydrodynamisme, qualité des eaux, etc.) peu favorables à la continuité et à la diversité des milieux naturels, limitant ainsi le fonctionnement écologique de l'estuaire. Les marais de la plaine alluviale ont ainsi perdu une partie de leurs fonctions initiales, à savoir leur rôle dans la limitation des crues, dans l'épuration des eaux du fleuve et dans la mise à disposition d'habitats écologiques pour accueillir la diversité biologique estuarienne. Initialement créés pour drainer les parcelles trop humides et évacuer les eaux de la Seine lors des crues, d'importants réseaux de fossés sont présents sur les terrains en bord de Seine. Peu à peu déconnectés de la Seine, les échanges avec les

zones humides sont aujourd'hui limités et les fossés ont été transformés pour de nouveaux usages (agriculture, industrie, urbanisation).

Bien que des événements reproductifs aient été observés en estuaire de Seine dans des milieux de substitution tels que des fossés temporaires, des prairies drainées, ou des annexes soumis au marnage entraînant une vidange totale (Duhamel *et al.*, 2012), ces habitats supportent des taux de survie des œufs moindres et leur contribution à la population adulte reste très limitée.

Sur le site du Marais Vernier par exemple (Figure 24), la majorité des canaux constituant le réseau de fossés se caractérise par des berges abruptes et un merlon de curage, ce qui constitue un milieu peu favorable à la reproduction des brochets (Bonnet et Houttemane, 2018). Malgré cela, des événements reproductifs sur des substrats de ponte alternatifs (touradons, hélrophytes...) ont été observés. Mais le succès reproducteur dans ces milieux reste très aléatoire et ils ne peuvent, de ce fait, pas être considérés comme fonctionnels (Houeix *et al.*, 2017). De ces faits, les populations de brochet dans ces secteurs se trouvent démographiquement isolées par rapport au lit mineur du fleuve.

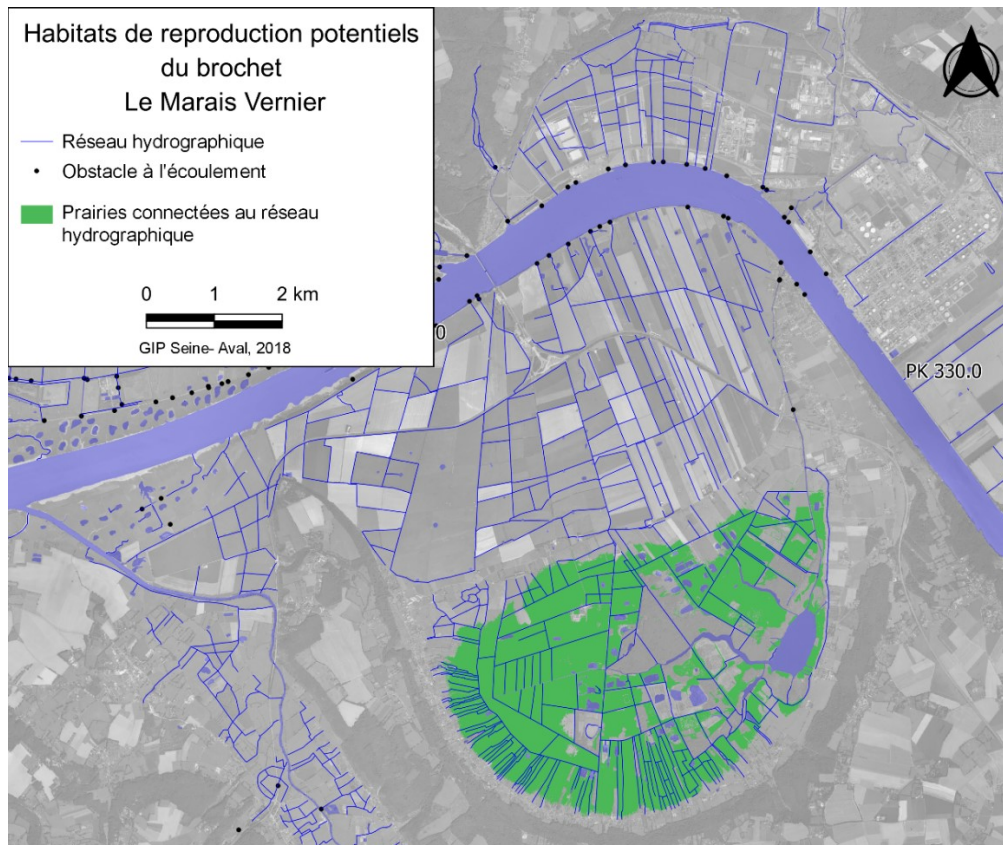


Figure 24. Cartographie des zones potentiellement favorables à la reproduction du brochet, distinguées sur la base de leur accessibilité

En effet, la production de juvéniles dans ces milieux est fortement dépendante du régime hydraulique, notamment des variations des niveaux d'eau. Si d'un côté, un assec de la frayère (durant l'incubation ou tant que les alevins ne sont pas nageants) peut provoquer une destruction de la quasi-totalité de la fraie (Bonnet et Houttemane, 2018), de l'autre la gestion actuelle du niveau d'eau (fixé toute l'année à 1,95NGF) nuit à la fonction reproductive de cette

espèce (Baillout, 2013). En effet, la régulation des niveaux d'eau à hauteur fixe ne permet pas d'inondation hivernale, indispensable au fonctionnement des frayères (Bonnet et Houttemane, 2018).

En résumé, les résultats confirment la dégradation de la fonctionnalité de l'estuaire de la Seine vis-à-vis de du brochet, déjà mise en évidence lors des précédents travaux (Duhamel et al., 2012; Mirkovic, 2014, 2010). Les éléments ressortant du diagnostic concernent :

- la réduction des espaces inondables ;
- la dégradation de la continuité entre le lit mineur et la plaine alluviale (inaccessibilité des habitats de reproduction) ;
- la raréfaction des zones de nourriceries typiques des zones à brèmes.

C.5 Zones fonctionnelles de croissance sur le plan transversal (continuité latérale)

L'anguille (*Anguilla anguilla*) est une espèce eurytherme et amphihaline. Les estuaires représentent pour cette espèce des voies de migration vers les cours d'eau du bassin versant et, pour une partie de la population, un habitat de croissance jusqu'à la maturation sexuelle. Ces deux fonctions sont étroitement dépendantes du niveau de continuité longitudinale (migration) et transversale (croissance).

Dans l'estuaire de la Seine, sur le plan longitudinal, le barrage de Poses constitue un des obstacles majeurs au passage pour l'ensemble des poissons migrants vers le bassin versant.

Plusieurs dispositifs de franchissement ont été implantés afin faciliter le passage des espèces migratrices, notamment deux passes à poissons (une en rive gauche depuis 1991 et une en rive droite depuis 2018) et une passe-piège à anguilles. Afin de mieux comprendre l'impact du barrage à la montaison des jeunes stades, l'évolution des recrutements fluviaux a été étudiée dans le cadre du programme de suivi de la population d'anguille sur l'unité de gestion de l'anguille (UGA) Seine-Normandie.

Les résultats des suivis effectués sur la passe de la rive gauche par l'association Seine Normandie-Nord Migrateurs (SEINORMIG) montrent une forte variabilité interannuelle des effectifs, passant d'environ 5000 individus en 2015 à 32000 en 2018 (Figure 25). Un second dispositif de franchissement et de comptage a été installé sur la rive droite. Son ouverture en 2018 a permis de mettre en évidence des abondances très élevées en comparaison avec celles du dispositif de passage de la rive gauche pour la même année, avec approximativement 480000 individus recensés. Ces résultats montrent la faible attractivité et la médiocre franchissabilité de la passe à poisson située en rive gauche, et donc une connectivité très dégradée jusqu'en 2017.

L'activité migratoire semblerait être fortement corrélée aux températures de l'eau. Une température de l'eau dépassant les 15°C, ce qui coïncide avec la période printanière (avril), semblerait déclencher la montaison. Cependant, la contribution d'autres facteurs tels que les débits, les hauteurs d'eau ou les coefficients de marée, restent à évaluer pour l'estuaire de la Seine.



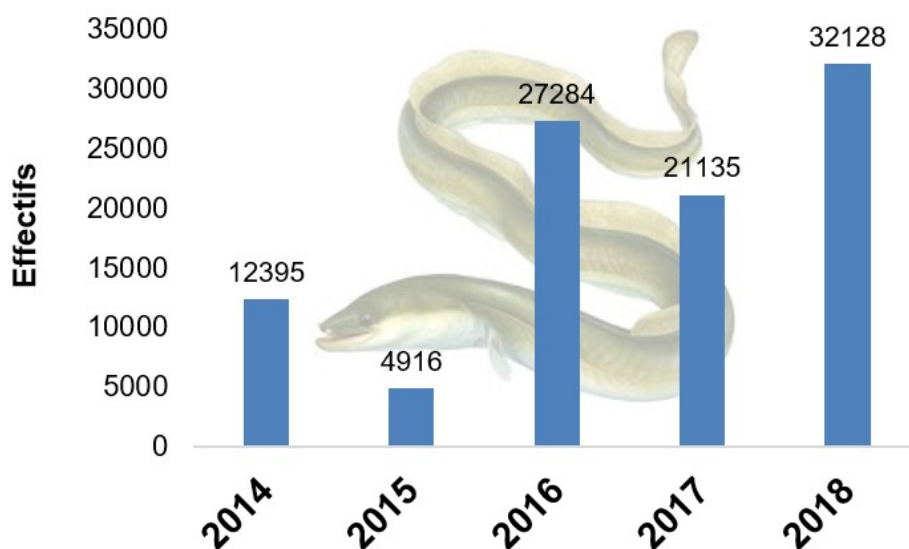


Figure 25. Effectifs annuels d'anguille en montaison pour la passe à poisson de la rive gauche au niveau du barrage de Poses (source SEINORMIG)

Sur le plan transversal, les milieux latéraux montrent de fortes potentialités pour la croissance des organismes de la fraction de la population d'anguille « résidente estuarienne ». En effet, dans les milieux estuariens, les anguilles présentent des taux de croissance très élevés (Daverat *et al.*, 2012), et un régime alimentaire très varié (invertébrés amphipodes, mysidacés, isopodes, crevettes, crabes, poissons, polychètes, mollusques, débris végétaux) (Pasquaud *et al.*, 2010). Ces milieux offrent en effet une alternance d'habitats à forte productivité et d'habitats de repos qui correspondent aux besoins écologiques de cette espèce.

Pendant sa phase de croissance dans l'estuaire, cette espèce utilise des habitats différents selon des patrons temporels spécifiques. Dans le lit mineur, durant le jour les anguilles demeurent à l'abri dans des enrochements grossiers (sauf dans les secteurs très turbides), tandis que durant la nuit elles se déplacent dans des zones profondes à la recherche de leurs proies (Rochard *et al.*, 2012). La distribution en taille montre une relation positive avec la profondeur (les plus grandes dans les secteurs les plus profonds). Les anguilles n'apparaissent pas particulièrement inféodées aux zones intertidales. Les zones à haute teneur en vase et fortement végétalisées ne sembleraient pas faire partie des préférences écologiques de l'espèce, de même que les berges trop pentues (Laffaille *et al.*, 2004).

Cependant, une partie des anguilles accède à la zone intertidale, y compris aux filandres et aux marais salés (Duhamel et Carpentier, 2012). En effet les milieux annexes du lit majeur présentent des fortes potentialités pour la croissance de cette espèce.

L'anguille est la seule espèce migratrice amphihaline capturée dans le marais de Cressenval (Figure 26). Cependant, les densités observées pour cette espèce lors des inventaires restent faibles dans ce marais. De plus, une diminution des abondances a été observée entre 2005 et 2016. Sur la même période, un vieillissement de la population a été détecté, avec une diminution de la portion migratrice catadrome (<300mm) et une augmentation de la population sédentarisée (>450 mm). Les faibles densités observées et le vieillissement de la population d'anguilles, associées à la faible richesse spécifique et la

disparition de certaines espèces précédemment décrites dans ce marais (PNRBSN, 2017), mettent en évidence des discontinuités écologiques importantes. L'état hydromorphologique globalement dégradé semblerait être la cause de ces dysfonctionnements et plusieurs facteurs ont été identifiés par cette étude comme étant à la base de cette rupture :

- la discontinuité écologique entre le canal de Tancarville et la Seine limitant l'accès aux civelles, anguillettes et autres espèces marines et estuariennes au canal de Tancarville ;
- la détérioration du continuum écologique entre les fossés et les cours d'eau du marais et le canal de Tancarville induit par les travaux sur les exutoires réalisés entre 2011 et 2016.

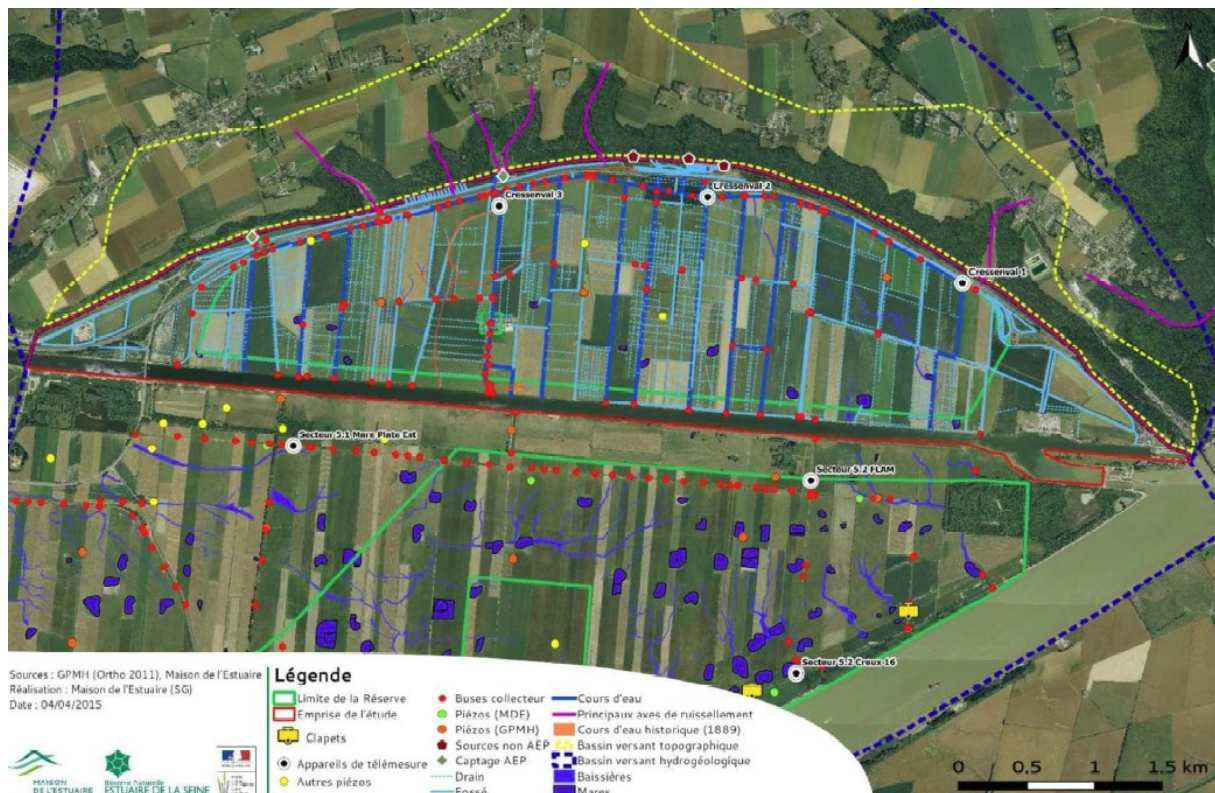


Figure 26. Fonctionnalités hydrauliques du marais de Cressenval (source RNNES depuis PNRBSN, 2017)

Dans le même secteur, le marais du Hode (Figure 27) héberge une population essentiellement constituée d'individus juvéniles de taille inférieure à 300mm (CSLN, 2012). Bien que le marais soit effectivement colonisé par les anguilles et présente une réelle capacité d'accueil, le cloisonnement du système induit par l'effet des ouvrages hydrauliques se traduit par un faible niveau d'attractivité et de pénétration des civelles et des stades juvéniles de poisson. Ceci se traduit par des chutes d'abondance souvent marquées à l'amont de l'ouvrage (CSLN, 2012).

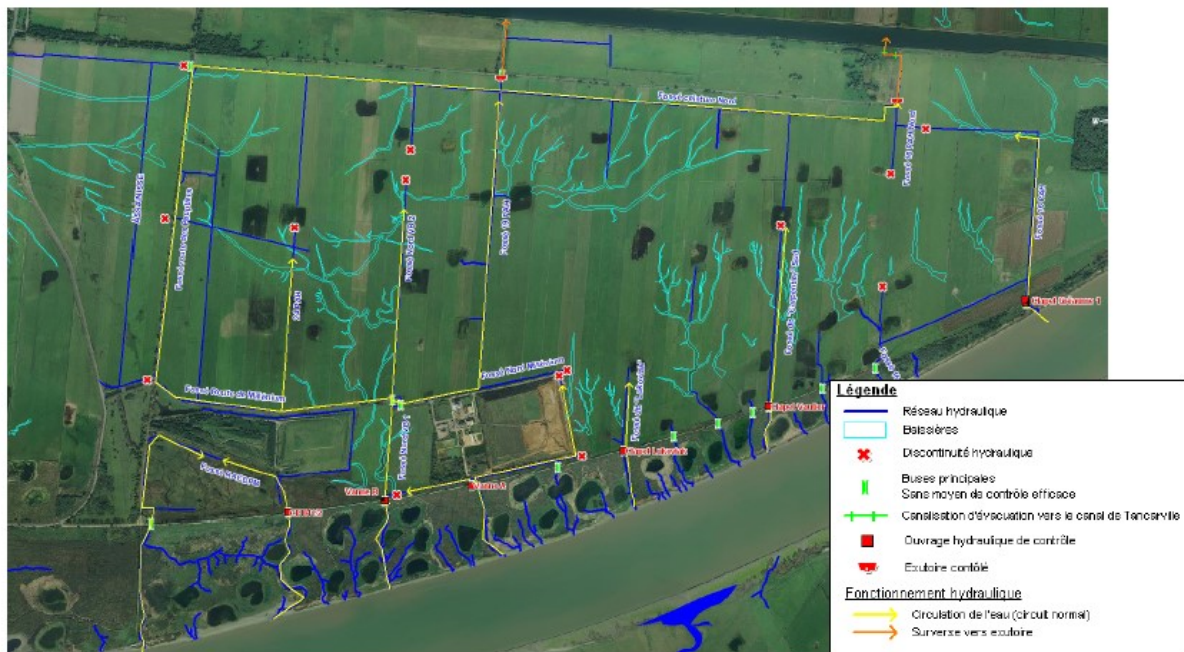


Figure 27. Fonctionnalités hydrauliques du marais de Hode (source RNNES depuis CSLN, 2012)

En revanche, le Marais Vernier semblerait abriter une population non négligeable d'anguilles. Avec 268 km de linéaire de fossés susceptible d'accueillir cette espèce et 60 ha de plans d'eau (Rozanska, 2010), ce marais présente une capacité d'accueil considérable vis-à-vis de cette espèce. Cependant, une diminution significative des effectifs a été observée de 2003 à 2011. Une légère augmentation entre 2011 et 2015 a été mise en évidence lors des inventaires du PNRBSN sur la Grand'Mare (Rozanska, 2015), probablement due à l'ouverture accidentelle lors d'un dysfonctionnement des ouvrages de gestion des eaux entre 2011 et 2015. Néanmoins, un vieillissement de la population d'anguilles au niveau du marais (Rozanska, 2015) a été montré, contrairement aux constats faits pour la population en aval du vannage Saint Aubin (Rozanska, 2010). En effet, dans le canal de Saint Aubin, principal exutoire du marais tourbeux de Marais Vernier, 65% des individus capturés présentent des tailles inférieures à 150 mm, ce qui implique un taux de recrutement important. Les jeunes individus semblent utiliser ce canal comme un axe de migration vers les parties plus internes (Marchalot *et al.*, 2017). Cependant, l'aspect quantitatif du recrutement pourrait être fortement amélioré par une optimisation de la franchissabilité des deux ouvrages du canal Saint Aubin. Ce canal relie le marais à la Seine et présente deux ouvrages (Figure 22, § C.4). Ces ouvrages, bien qu'équipés de systèmes de franchissement pour les anguilles, ne sont pas totalement fonctionnels et sembleraient être très sélectifs vis-à-vis de la taille, permettant exclusivement l'entrée dans le canal des individus de petite taille (Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande, 2016).

L'effectif de la population d'anguilles sur les boucles du Trait et d'Anneville-Ambourville est très faible, ce qui implique une capacité d'accueil très réduite de ces deux sites (Rozanska, 2010). La présence, presque exclusive, d'individus de grandes tailles met également en évidence une déconnexion avec le lit mineur de la Seine (Sanson, 2008) : la présence d'obstacles à l'écoulement rendant l'accès difficile. De plus, le manque d'entretien de certains tronçons de fossés fragmente le réseau et conduit à une ségrégation partielle ou temporelle de la population (Sanson, 2008).

Malgré leur capacité de colonisation, les anguilles sont donc particulièrement sensibles à la perte de continuité induite par les obstacles à l'écoulement. Au-delà de l'inaccessibilité des habitats latéraux causée par la présence d'obstacles, le drainage des zones humides a entraîné une réduction particulièrement importante des habitats disponibles pour l'espèce. Ces obstacles, longitudinaux et transversaux, retardent la migration des juvéniles (civelles ou aiguillettes). Ces derniers, bloqués par les ouvrages, deviennent plus vulnérables (taux de prédation et de mortalité plus élevés). Or, le développement de la population sur le bassin versant est très dépendant de la capacité des civelles ou des aiguillettes à migrer librement.

L'observation récurrente des juvéniles d'espèces migratrices à l'aval de ces ouvrages démontre la présence d'un nombre important de ruptures de continuités écologiques latérales.

En résumé, plusieurs éléments ressortent du diagnostic en lien avec les dysfonctionnements constatés :

- **Faible franchissabilité des obstacles sur les plans transversal et longitudinal**
- **Diminution des surfaces disponibles**
- **Homogénéisation des habitats et perte de complexité géomorphologique**
- **Raréfaction de la ripisylve**

C.6 La qualité de l'eau et de sédiments de l'estuaire : effets potentiels sur les peuplements piscicoles

En plus des facteurs structurels déterminant la fonctionnalité des habitats estuariens, tels que la disponibilité et l'accessibilité des habitats, les effets potentiels de la contamination sur la fonctionnalité de ces milieux sont également à considérer.

Depuis les années 1980 et après trois décennies de très forte pollution de la Seine et de son estuaire, la qualité des eaux de ce milieu a été fortement améliorée. Cependant, une multi-contamination chimique de l'estuaire persiste avec la présence de nombreux contaminants à des teneurs parfois encore élevées dans les sédiments ou l'eau (Fisson, 2014). L'exposition de la faune aquatique à ce cocktail de contaminants (HAP, PCB, pesticides, PBDE, phtalates, résidus médicamenteux, etc.) impacte les organismes et des effets délétères sont observés sur diverses espèces (annélides, mollusques, crustacés, poissons, oiseaux,...) et à différents niveaux d'organisation (moléculaire, cellulaire, organe, individuel) (Poisson *et al.*, 2011; Xuereb, 2019). L'exposition aux substances présentes dans l'eau ou les sédiments peut engendrer leur accumulation dans les tissus des poissons. Le cas des PCB a été particulièrement documenté pour diverses espèces (Tableau 5). L'anguille, poisson gras et très sensible aux contaminations du sédiment dans lequel elle s'enfouit, et la brème sont bien connues pour accumuler de nombreuses substances chimiques. Ces espèces présentent les teneurs les plus élevées en PCB, quel que soit la taille des individus. Les autres poissons (gardon, perche, sandre,...) présentent des teneurs plus faibles, mais pouvant cependant être importantes. Une comparaison des niveaux d'imprégnation avec les teneurs maximales admissibles de la réglementation sanitaire (règlement 1259/2011/CE) montre des dépassements pour les 2/3 des échantillons prélevés sur la Seine, de Poses à la mer. Ces dépassements justifient l'interdiction de pêche des poissons de l'estuaire de la Seine, en vue de leur consommation ou de la commercialisation (Dargnat et Fisson, 2010 ; Fisson, 2016).



Tableau 5. Imprégnation en PCB des poissons de l'estuaire de la Seine

Poisson / Cours d'eau	Seine					Port de Rouen	Port du Havre			
	Amont Poses	Poses - Rouen	Rouen - La Bouille	La Bouille - Tancarville	Tancarville - embouchure	Bassins portuaires	Bassins portuaires	Canal de Tancarville	Grand Canal Maritime du Havre	Port 2000
Anguille	8676 ± 6168 (n=11)	10024 ± 4714 (n=12)	13985 ± 9730 (n=10)	8667 (n=1)	5089 ± 1935 (n=8)	12601 ± 9363 (n=5)	2859 ± 1107 (n=14)	1224 ± 355 (n=5)	413 ± 140 (n=4)	2729 ± 921 (n=9)
Bar					611 ± 231 (n=3)		922 ± 364 (n=9)	283 ± 131 (n=6)	202 ± 37 (n=4)	483 ± 40 (n=3)
Brème	2398 ± 584 (n=5)	2788 ± 2335 (n=6)	1914 ± 1446 (n=9)	9537 ± 76 (n=2)		2540 ± 715 (n=4)				
Eperlan					694 ± 273 (n=5)					
Gardon	1333 ± 1608 (n=9)	1844 ± 963 (n=13)	644 ± 309 (n=11)			532 ± 335 (n=5)				
Ide melanot			857 ± 130 (n=4)	510 (n=1)						
Mulet			637 (n=1)							
Perche	755 (n=1)	505 ± 67 (n=3)	504 ± 149 (n=8)			350 ± 46 (n=3)				
Rotengle				315 ± 198 (n=5)						
Sandre	364 ± 268 (n=12)	646 ± 332 (n=4)	659 ± 201 (n=9)	270 (n=1)		561 ± 362 (n=9)				
Sole					249 ± 28 (n=3)		434 ± 210 (n=15)			543 ± 361 (n=11)
moyenne ± écart-type (n : nombre de lots analysés) en 7PCBI (µg/kg PS)					<100	100 - 200	200 - 500	500 - 1000	>1000	

Spécifiquement pour la sole, un état de santé altéré a été observé sur des organismes prélevés dans les nourriceries situées à l'embouchure de la Seine en 2015-2016-2017. Cette analyse s'est appuyée sur la mesure d'un panel de biomarqueurs dont les réponses montrent une exposition à des substances chimiques, avec notamment des effets neurotoxiques et des perturbations endocriniennes. Des lésions sur les tissus hépatiques indiquent une répercussion de cette exposition au niveau d'un organe. L'analyse des tissus sexuels n'a montré aucun signe d'intersexualité (Xuerab, 2019). La question sur le transfert de ces effets individuels à la population est également posée. Notamment, la compréhension de l'impact de la contamination globale sur la nourricerie de l'estuaire de Seine et sur la capacité de renouvellement du stock de sole de Manche alimenté par cette nourricerie représente un élément essentiel pour la définition des objectifs de réhabilitation de l'estuaire. Afin d'affiner les connaissances sur les effets de la qualité de l'habitat sur la fonctionnalité des nourriceries (ex. réseau trophique) des études spécifiques ont été lancées dans le cadre du programme de recherche Seine-Aval 6 (2017-2020 ; CAPES, CHOPIN, HQFISH). Les résultats de ces projets seront donc à intégrer au diagnostic une fois disponibles.

De même, les espèces présentes dans les milieux dulçaquicoles de l'estuaire de la Seine doivent faire face à la multi-contamination chimique chronique. Le secteur amont de l'estuaire de la Seine a été essentiellement aménagé dans la seconde partie du XX^{ème} siècle, période pendant laquelle la contamination chimique de la Seine était maximale du fait de nombreux rejets industriels et urbains dans le réseau hydrographique. Les aménagements (comblement de bras morts, fusion d'îles, remblaiements,...) réalisés entre les années 1950 et 1980, posent la question du devenir des sédiments (et des contaminants associés) déposés sur cette période dans le lit mineur de la Seine. En effet, les sédiments circulant en Seine à cette période et présentant des niveaux de contamination élevés ont pu se déposer en Seine ou être utilisés pour remblayer des bras morts, des terrains en arrière de digue ou être déposés à terre. Ces sédiments sont encore aujourd'hui partiellement présents dans le milieu et peuvent constituer des stocks de contaminants potentiellement remobilisables lors d'un aménagement, d'une crue ou d'une tempête. Un travail d'identification de ces stocks potentiels de contaminants a été mené à partir d'une analyse par photo-interprétation (Fisson, 2017). Ce travail ciblait les zones d'accumulation préférentielles des sédiments actuellement déconnectées de la Seine (anciens bras morts,...) et les zones de vasières présentant des concentrations en contaminants chimiques historiquement élevées (lit mineur). Il a permis de localiser une vingtaine de sites considérés comme « stock potentiel de contaminants » (Figure 28). Cet inventaire est un préalable à la caractérisation de ces stocks et à leur gestion pour éviter ou maîtriser une éventuelle remobilisation des contaminants dans le milieu (Fisson, 2017).

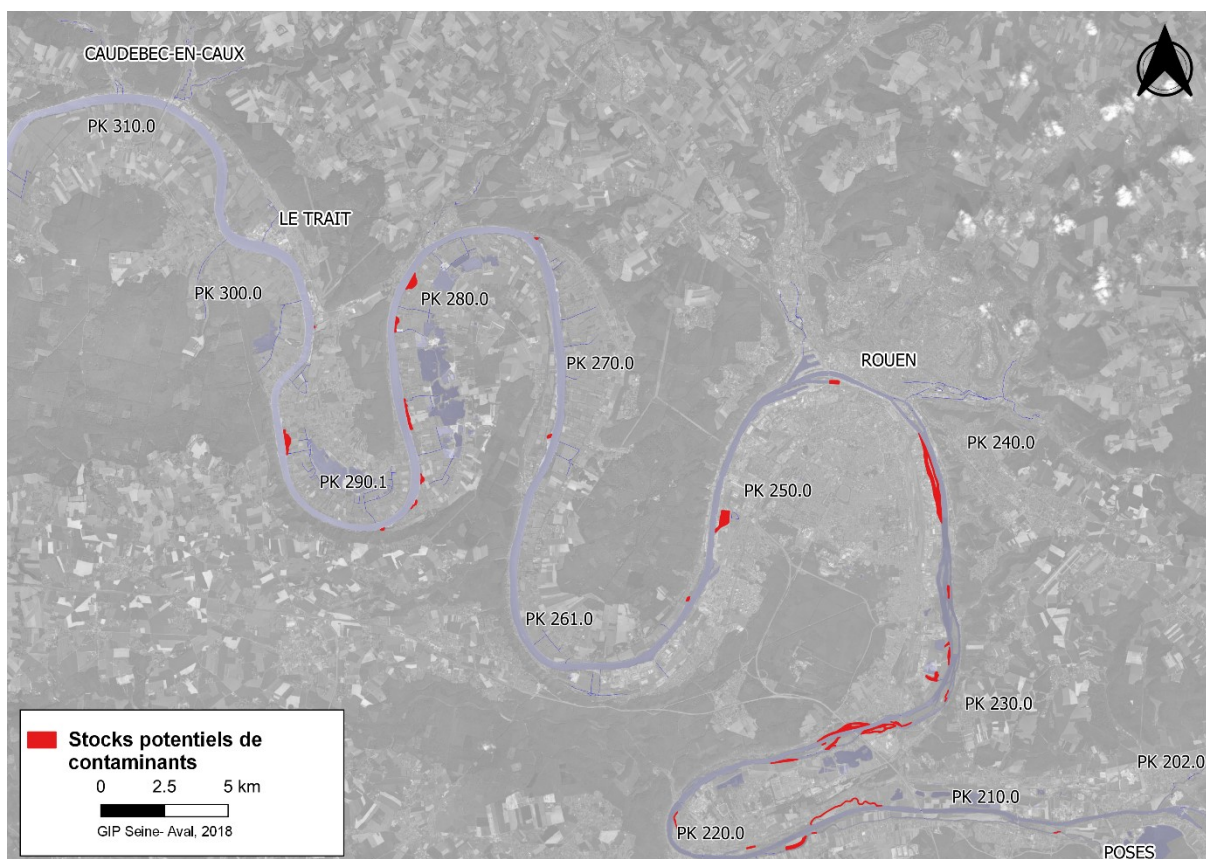


Figure 28. Stocks potentiels de contaminants identifiés par photo-interprétation en bord de Seine

De plus, selon leurs caractéristiques physiques, ces habitats sont touchés à divers degrés par l'accumulation de macrodéchets et leur dégradation en microplastiques. L'estuaire de la Seine est en effet particulièrement sensible à cette pollution du fait d'apports importants du bassin versant amont, d'un stock historique conséquent et de nombreux sites d'accumulation de macrodéchets (Figure 29). Les rares berges naturelles et leur végétation rivulaire jouent un rôle de peigne et retiennent les déchets lors de leur dérive en période de crue ou de forte marée, même si elle peut parfois jouer un rôle d'écran refoulant les macrodéchets volumineux. Les zones en pentes douces sont propices aux dépôts lors du flot et la présence d'une arrière berge plongeante facilitera l'accumulation de déchets déposés lors de crues ou de grandes marées. Enfin, l'agencement à « contre-courant » des bassins portuaires est propice à la retenue des déchets flottants. Les conséquences environnementales liées à leur accumulation sur les berges ou dans l'eau sont nombreuses et ont des impacts avérés sur les organismes aquatiques et les oiseaux, que ce soient des dommages physiques (piégeage, étranglement ou enchevêtrement) ou écotoxiques (exposition aux contaminants chimiques les composant ou adsorbés à leur surface) (GIP Seine-Aval, 2015).

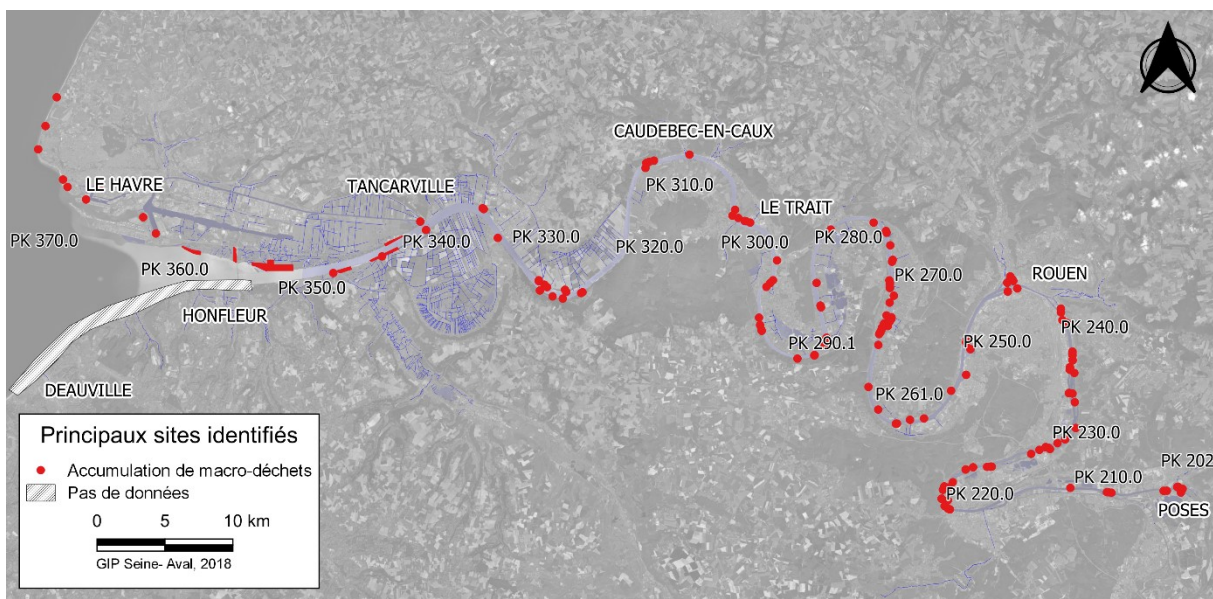


Figure 29. Principaux sites d'accumulation de macrodéchets identifiés sur les berges de la Seine

En résumé, plusieurs éléments liés à qualité de l'eau et des sédiments ressortent du diagnostic :

- les effets potentiels de la contamination chimique sur les performances écologiques des espèces ;
- l'exposition des poissons aux micro/macro-plastiques ;
- la présence de stocks de contaminants dans les sédiments du lit mineur.

D. ORIENTATIONS

Sur la base des résultats du diagnostic et des dysfonctionnements, de grands axes d'orientations concernant la restauration ou la réhabilitation de la fonctionnalité estuarienne vis-à-vis de l'ichtyofaune ont pu être déterminés (Tableau 6).

Tableau 6. Orientations pour la restauration ou la réhabilitation des habitats estuariens de la Seine

Orientation	Dysfonctionnement	Fonction concernée	Habitat concerné	Secteur
Réhabilitation de vasières/préservation de leur fonctionnalité	Perte des surfaces intertidales inférieures et subtidales peu profondes	Nourricerie pour les poissons marins (ex. sole, bar)	Vasières, zone subtidale peu profonde et intertidale inférieure	Secteur aval (domaine mésohalin et polyhalin)
Restauration des gradients d'habitat et amélioration de la continuité latérale entre lit mineur et lit majeur	Indisponibilité ou inaccessibilité aux surfaces inondables dans le lit majeur	Reproduction (ex. peuplement cyprinicoles et esocicoles)	Milieus latéraux dans le lit majeur (prairies inondables, annexes hydrauliques, bois alluviaux)	Secteur intermédiaire (chenalisé) et secteur amont
	Diminution de l'accessibilité aux filandres et aux marais	Nourricerie (refuge et alimentation, ex. bar ou anguille), croissance des adultes (ex. épinoche)	Filandres	Secteur aval (domaines poly et mésohalin)
Diversification des habitats	Diminution de la connexion hydraulique entre lit mineur et lit majeur	Croissance (ex. anguilles, brochet), reproduction (ex. brochet)	Filandres, marais, réseaux hydrauliques latéraux, prairies	Secteur intermédiaire (chenalisé) et secteur amont
	Perte de zones à faible hydrodynamisme	Reproduction, nourricerie (ex. cyprinidés, brochet)	Habitats typiques de la zone à brèmes	Secteur intermédiaire (chenalisé) et secteur amont
	Disparition du gradient latéral (pente faible) typique de la mosaïque d'écotones latéraux	Refuge juvéniles (ex. cyprinidés)	Berges artificielles à pente abrupte	Secteur intermédiaire (chenalisé)
	Disparition des cordons de ripisylve	Reproduction pour les espèces phytophiles (ex. cyprinidae)	Écotones latéraux	Secteur intermédiaire (chenalisé)
Poursuite des efforts d'amélioration de la qualité des eaux	Raréfaction des frayères d'alose feinte	Reproduction (alose feinte)	Plages de gravier	Secteur amont
	Multi-contamination Stocks de contaminants historiques	Croissance, reproduction	Colonne d'eau, vasière	Secteur aval, intermédiaire et amont

D.1 Préservation et réhabilitation des surfaces de nourricerie identifiées

La surface totale de nourriceries marines fonctionnelles (3400 ha à préserver, Figure 30) a été calculée en superposant les surfaces de nourricerie modélisées pour les deux espèces indicatrices de cette fonction (2400 ha pour la sole et 2800 ha pour le bar). Ces milieux montrent des potentialités d'accueil très élevées (probabilité de présence des juvéniles pour ces espèces supérieure à 75%) et, en considérant la période étudiée (2005-2016), un niveau de persistance spatio-temporelle importante. Ces résultats confirment l'intérêt des zones vaseuses peu profondes et intertidales inférieures vis-à-vis de la fonction de nourricerie de l'estuaire (Parlier, 2006). Ces milieux sont en effet capables de supporter des taux de productivité importants, nécessaires pour la croissance des juvéniles (Beck *et al.*, 2001). Les

espèces considérées montrent une forte affinité pour les eaux saumâtres et légèrement dessalées des secteurs poly- et mésohalin. En effet, les gradients hydrologiques, de salinité et de turbidité, limitent la présence de grands prédateurs, faisant de ce secteur de l'estuaire un habitat de croissance optimale et une zone de refuge.

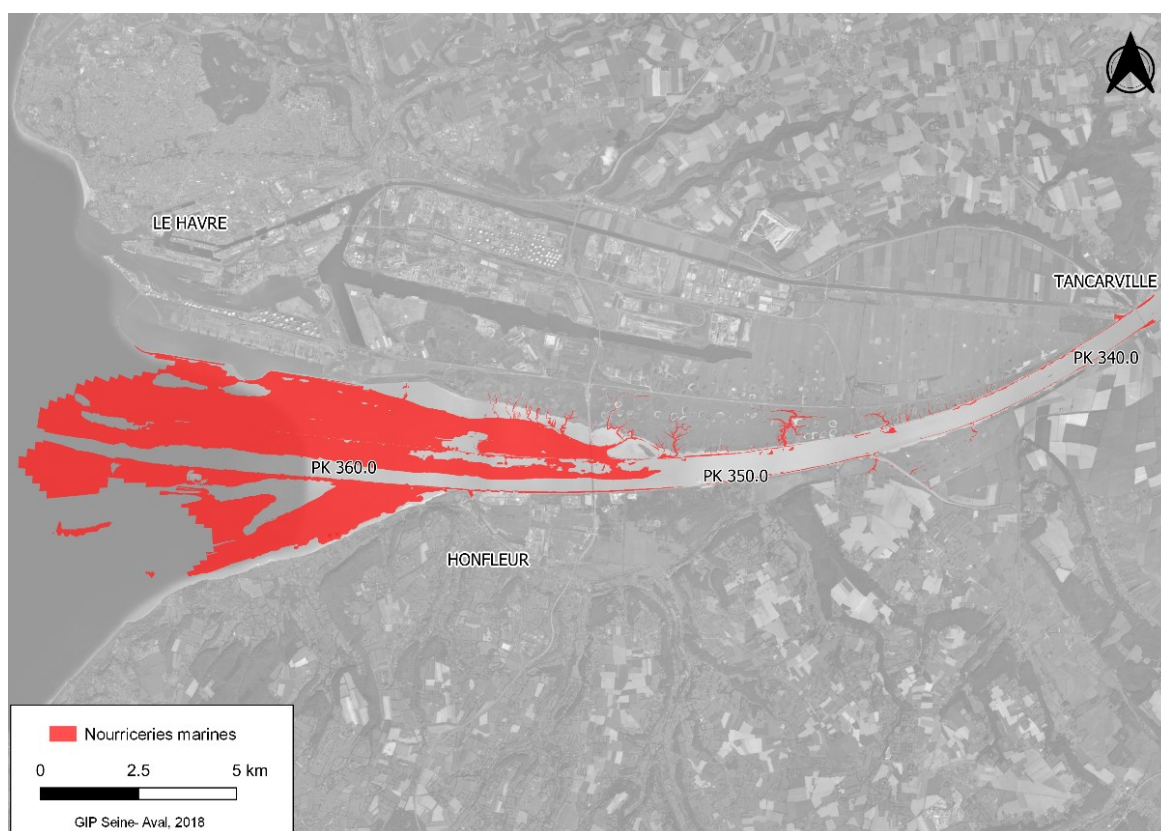


Figure 30. Surfaces de nurricerie actuellement fonctionnelles à préserver

C'est principalement sur le secteur mésohalin que sont constatés les signes de dysfonctionnements les plus importants, notamment imputables à la régression des habitats intertidaux inférieurs et subtidaux peu profonds. Au-delà des faibles surfaces déjà présentes dans ce secteur, héritage historique des aménagements réalisés, l'élévation topographique constatée au cours des dernières années a conduit à une perte surfacique importante de ces vasières. Ces dernières devenant de moins en moins accessibles, perdent ainsi leur intérêt en tant que nurriceries et corridors biologiques vers les milieux latéraux.

La diminution de zones intertidales et subtidales peu profondes observée pour l'estuaire de la Seine résulte de la modification des fluctuations naturelles des processus d'érosion et de dépôt de sédiments, induite par les aménagements. Ces aménagements facilitent l'auto-entretien du chenal de navigation. Ils favorisent la sédimentation des secteurs latéraux de l'embouchure, induisant ainsi une augmentation du niveau topographique des zones intertidales et la diminution de surface d'habitats fonctionnels.

Face aux évolutions identifiées, le maintien et/ou le développement de la surface de vasières dans l'estuaire de la Seine (en privilégiant les surfaces situées à des cotes bathymétriques autour de -5 à +3m (CMH)) apparaît comme un enjeu prioritaire pour l'amélioration de la fonctionnalité de nurricerie, surtout dans le secteur mésohalin.

En parallèle, une réflexion globale des vasières jusqu'aux prairies humides doit être engagée. L'objectif est d'anticiper au maximum, à court et à moyen termes, les conséquences que le comblement pourrait avoir sur le fonctionnement des habitats de nurricerie, mais aussi sur le fonctionnement écologique des milieux limitrophes. Il apparaît essentiel de maintenir la continuité longitudinale (eu-poly et mésohalin) et latérale entre les différents types d'habitats, notamment entre les fonds subtidiaux (chenal), les estrans et les filandres ; et ce, afin d'atteindre une réhabilitation prenant en compte les différentes caractéristiques bioécologiques des espèces utilisant l'estuaire comme nurricerie.

D'après les résultats issus du diagnostic, plusieurs actions apparaissent donc prioritaires :

- La préservation des surfaces de nurricerie identifiées dans le secteur eu-polyhalin ;
- La réhabilitation des vasières du mésohalin actuellement en régression ;
- Le maintien ou la réhabilitation des zones subtidales peu profondes (<4m) à haute teneur de vase.

D.2 Diversification des habitats dans le secteur intermédiaire

La faible diversité des habitats latéraux dans le lit mineur, actuellement dominé par les milieux profonds et très dynamiques (chenal), est l'un des principaux facteurs limitant la fonctionnalité de l'estuaire de la Seine vis-à-vis de la composante ichtyologique. Certains secteurs se trouvent totalement dépourvus d'un gradient d'habitats diversifiés donnant un continuum écologique chenal-berge ainsi compromettant fortement la fonctionnalité piscicole. 75% du linéaire entre Poses et Tancarville présente des berges artificialisées abruptes (ex. béton ou palplanches, [Figure 31](#) et [Figure 32](#)) qui ne supportent presque aucune fonctionnalité pour les communautés piscicoles. Cela, explique en partie l'appauvrissement de l'ichtyofaune sur les berges en aval de Rouen, et ce sur plusieurs dizaines de kilomètres.

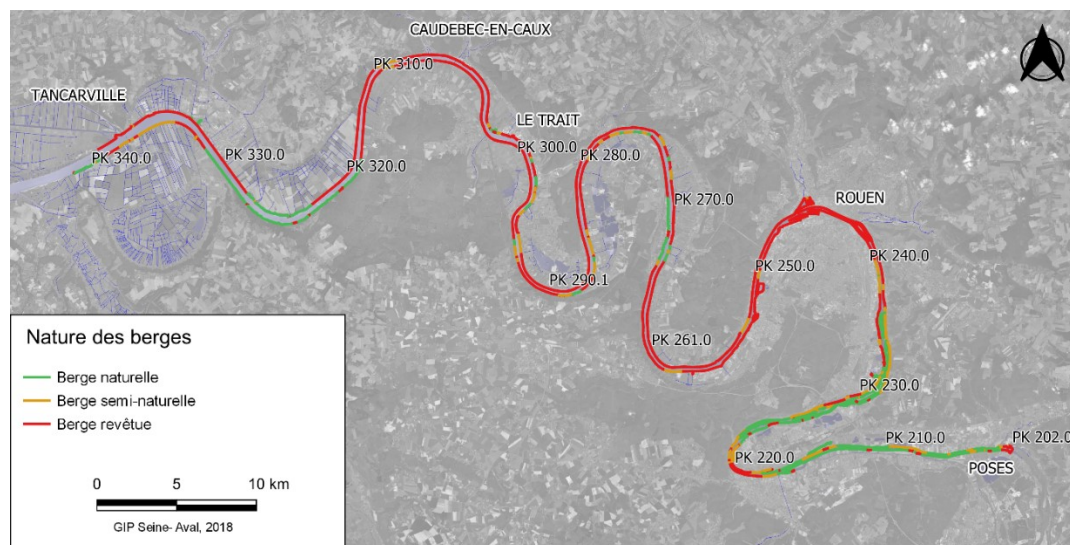


Figure 31. Nature des berges sur le linéaire de l'estuaire

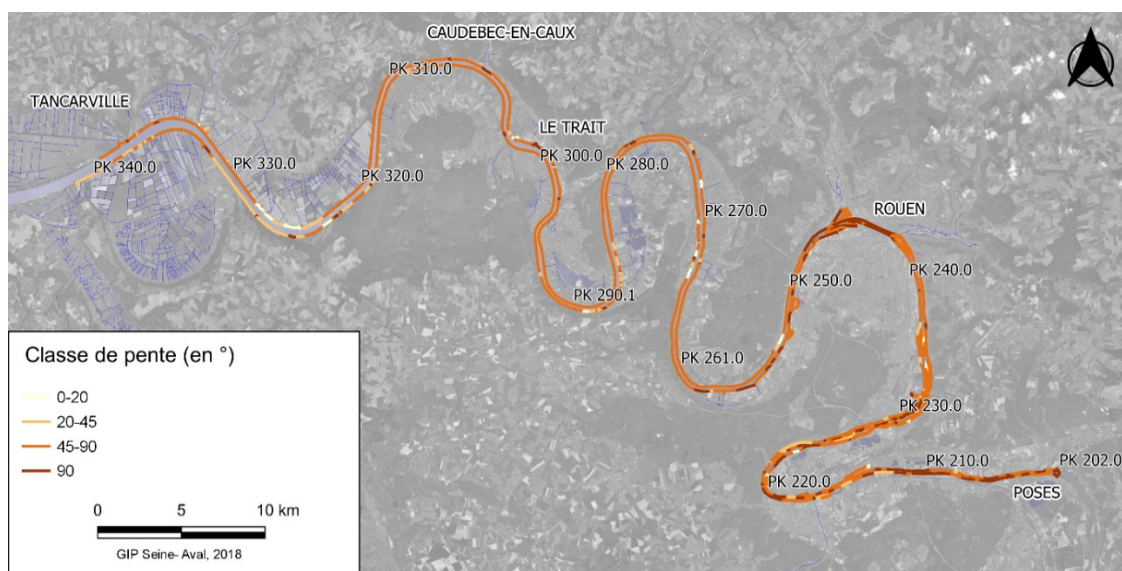


Figure 32. Classification des berges sur la base de leur pente sur le linéaire de l'estuaire

Les conséquences de l'artificialisation des berges sont la disparition des milieux intertidaux à pente faible (Figure 32) et leur forte compression latérale, notamment observables entre Vieux-Port et Rouen (Figure 17). Dans ce secteur, les écotones latéraux sont contraints à la limite entre les milieux subtidaux du chenal et les ouvrages longitudinaux. Ils ont par conséquent presque totalement perdu la variabilité de conditions environnementales nécessaires à satisfaire les besoins écologiques des différentes communautés ichthyologiques (en termes de courants, sédiments, végétation, complexité morphologique). Toutefois, on trouve encore des milieux rivulaires rypisilvicoles relictuels dans certaines portions du linéaire du fleuve, notamment en rive droite face à Vieux-Port ou en rive gauche entre la Vaquerie et la Pointe de la Roque et à l'amont de la zone rouennaise.

Certains systèmes artificiels (digues submersibles ou avec enrochement, bassins portuaires, etc.), peuvent offrir des habitats pour certaines espèces (caches, nourriceries, etc.). Par exemple, les résidus de berges anthropisées (blocs, béton armé, etc.) servent d'abri à certaines espèces de poissons telles que l'anguille (Rochard *et al.*, 2012). Les brèches dans des digues non réhabilitées laissent la possibilité à des écotones rivulaires de réapparaître. Toutefois, ces milieux ne peuvent pas être considérés comme pleinement fonctionnels (Lechêne *et al.*, 2018) et il apparaît nécessaire d'accompagner le processus de reconquête écologique via une réhabilitation.

La réhabilitation des berges permettrait aux habitats latéraux de retrouver leur capacité à fournir un abri écotonal pour de nombreuses espèces. A cette fin, plusieurs orientations sont proposées pour l'amélioration de l'état des berges :

- La réduction du linéaire présentant des berges à pente abrupte et la recréation de zones à pente faible ;
- La réhabilitation de la mosaïque d'habitats latéraux (écotones) à partir du chenal ;
- La recréation d'habitats corridors (ex. alternance d'habitats de repos et d'alimentation) ;
- La préservation et la restauration de la ripisylve.

La raréfaction des annexes hydrauliques a partiellement entraîné la disparition de nombreux habitats de croissance, refuge et de reproduction pour des espèces inféodées aux milieux lenticques. La mise en œuvre de pratiques de réhabilitation de ces milieux apparaît donc essentielle pour l'amélioration de la fonctionnalité de l'estuaire vis-à-vis des poissons, notamment :

- La préservation des bras secondaires, des îles et des berges végétalisées à pente faible ;
- La diversification des faciès d'écoulement et des habitats des annexes hydrauliques : profondeur, substrat, temps de submersion ;
- La recréation d'habitats lenticques à faible hydrodynamisme ;
- La réactivation des annexes hydrauliques non fonctionnelles (bras secondaires) et la favorisation de leur auto-curage.

D.3 Amélioration de la continuité latérale : un enjeu à l'échelle de l'estuaire

Les résultats du diagnostic confirment la présence d'une rupture du continuum latéral, empêchant la libre circulation des poissons dans l'estuaire. Les espèces se trouvent ainsi dans l'impossibilité d'atteindre les habitats latéraux nécessaires à l'accomplissement de leur cycle de vie (bras secondaires, zones humides, marais, mares, prairies inondées, etc.). L'artificialisation des berges est l'une des causes principales de fragmentation éco-paysagère car elle ne permet plus les échanges entre lit mineur et lit majeur. Par conséquent, cela entraîne la régression ou la disparition de certaines fonctions, comme il a notamment été observé pour les nourriceries et les zones de reproduction typiques des zones à brèmes.

La continuité latérale est principalement impactée par les ouvrages longitudinaux tels que les digues, les berges abruptes et les obstacles à l'écoulement de l'eau. Rétablir la continuité migratoire vers les milieux latéraux apparaît donc comme un élément prioritaire pour la réhabilitation des habitats du lit majeur et leur fonctionnalité.

Plusieurs grandes mesures de gestion sont ainsi proposées afin de restaurer l'espace de mobilité latérale du fleuve et garantir la connexion avec les habitats latéraux du lit majeur :

- Optimiser la franchissabilité des obstacles à l'écoulement (abaissement des seuils, mise en place de dispositifs de franchissement) ;
- Adoucir les pentes des berges via leur renaturalisation ;
- Entretien des réseaux de fossés ;
- Préserver et réhabiliter les filandres ;
- Reculer les ouvrages latéraux : effacer et rationaliser les digues ou les merlons ne présentant pas ou plus d'intérêt en bord de berge ou en travers du lit majeur ; qui pourraient, selon les contraintes foncières et les usages de l'arrière berge donner l'accès à des milieux déconnectés (ex. prairies) ;
- Restaurer les zones d'expansion des crues compatibles avec les usages ;
- Optimiser la gestion des niveaux d'eau dans les milieux latéraux (rationalisation du drainage des prairies).



D.4 Poursuite des efforts d'amélioration de la qualité des eaux

Bien que la qualité de l'eau de l'estuaire de la Seine suive une trajectoire d'amélioration depuis une trentaine d'années, la contamination du milieu estuarien a encore aujourd'hui des répercussions notables sur la santé des organismes aquatiques et sur l'état des populations (Fisson, 2014; Xuereb, 2019). La qualité des eaux et des sédiments doit donc impérativement être considérée dans les objectifs de restauration des fonctions écologiques de l'estuaire.

Pour maîtriser les risques liés à la contamination de l'estuaire et garantir un niveau compatible avec un état de santé satisfaisant des individus et des populations, plusieurs enjeux peuvent être mis en avant (Lachambre et Fisson, 2007). Le premier enjeu concerne les apports en contaminants et en macrodéchets, qu'ils soient d'origine industrielle, urbaine ou agricole, avec la nécessité de maintenir les efforts menés depuis plusieurs décennies pour réduire et maîtriser les rejets polluants. Cet enjeu renvoie ainsi à la pression liée aux usages actuels sur le bassin versant de la Seine (rejets directs dans le réseau hydrographique, apports par ruissellement et apports via les nappes phréatiques), mais aussi aux usages passés qui ont participé au stockage de contaminants dans les matrices environnementales. Ce dernier point appelle une vigilance particulière dans le cadre de l'estuaire de la Seine. En effet, l'activité industrielle a laissé une empreinte chimique durable sur la Seine et les terrains adjacents, avec la présence de nombreux sites et sols pollués dans la plaine alluviale et de stocks de contaminants dans le lit mineur ou en bord de Seine. De nombreux sites d'accumulation de macrodéchets ont également été identifiés (Figure 33; GIP Seine-Aval, 2015 ; Fisson, 2017).

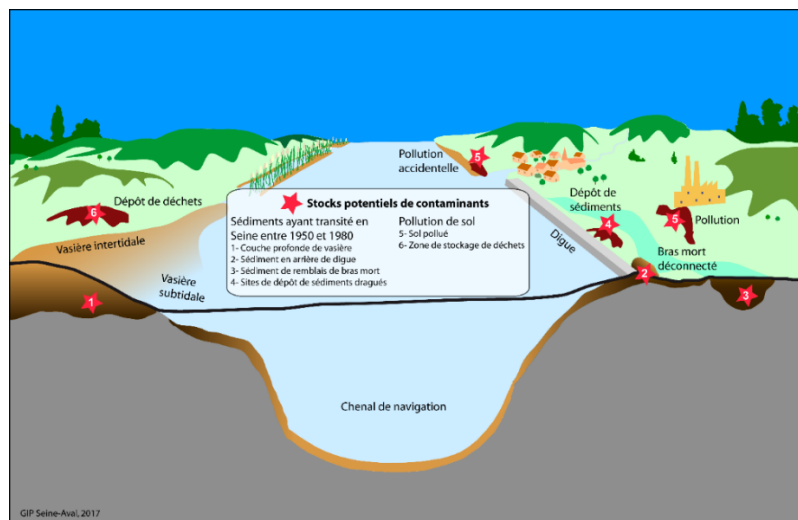


Figure 33. Configurations identifiées comme favorables au stockage de contaminants chimiques

Ces contaminants chimiques « anciens » et ces macrodéchets sont encore aujourd'hui partiellement présents et peuvent être remobilisés lors d'un aménagement, d'une action de restauration, d'une crue ou d'une tempête. Ils peuvent alors constituer une source de pollution vers le réseau hydrographique et dégrader la qualité des eaux. Ceci met en évidence l'enjeu d'amélioration de la connaissance de ces stocks et de leur dynamique pour éviter ou maîtriser leur remobilisation dans le milieu. La priorisation des substances impactant les organismes aquatiques et la recherche des sources ou des leviers d'action pour réduire la contamination chimique et la dissémination de macro/micro-plastiques s'inscrit également dans cet enjeu d'amélioration de la connaissance.

En résumant les orientations de gestion concernant la qualité des eaux et des sédiments concernent :

- La maîtrise des apports en contaminants chimiques et en macro/micro-plastiques ;
- La caractérisation et gestion des stocks de contaminants et de macrodéchets.

D.5 Orientations par secteur

Selon la fonction concernée par le dysfonctionnement, les grands axes d'orientations précédemment illustrés ont été déclinés pour les différents secteurs de l'estuaire sous forme de mesures de restauration/ réhabilitation ou préservation (Figure 34). L'emprise de chaque secteur a été déterminée sur la base de l'ampleur des dysfonctionnements constatés lors du diagnostic pour les fonctions écologiques analysées. Les maîtres d'ouvrage voulant intégrer ces indications dans leurs mesures de restauration ou d'aménagement, peuvent ainsi définir la ou les mesure(s) adaptée(s) aux caractéristiques du site à réhabiliter/restaurer. De la même manière, ils peuvent aussi prendre en compte la présence d'habitats essentiels à préserver lors de la définition de l'emprise de leurs projets (Eviter / Réduire de la séquence ERC).

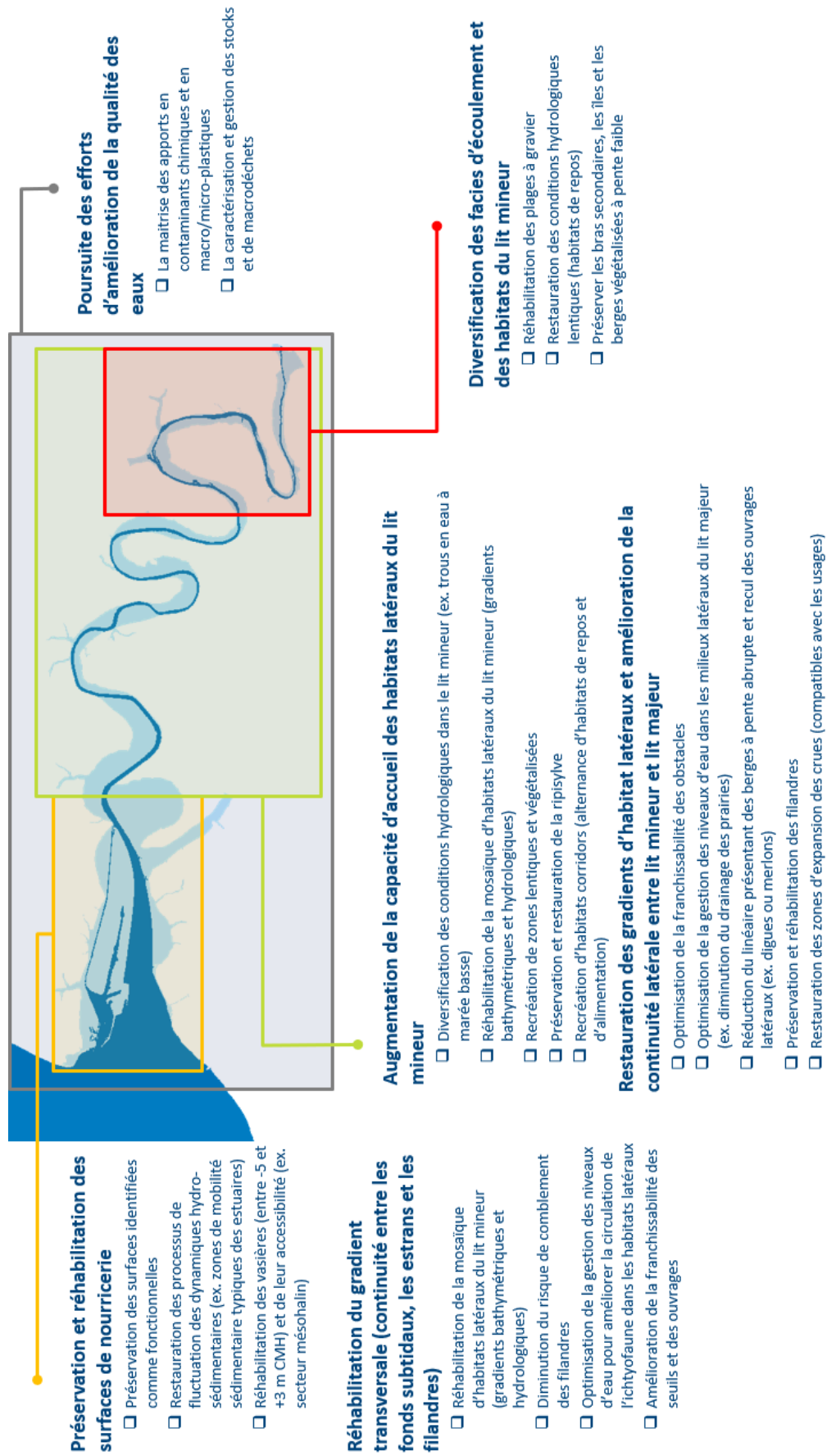


Figure 34. Orientations de restauration/ réhabilitation par grandes secteurs de l'estuaire



E. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le projet PROPOSE avait comme objectif de définir les potentialités de restauration écologique de la fonctionnalité des habitats de l'estuaire de la Seine vis-à-vis de l'ichtyofaune. Les potentialités ont été définies sur la base de l'analyse du degré de réalisation des fonctions écologiques au sein de l'estuaire, qui s'est formalisée dans un diagnostic de la fonctionnalité des habitats estuariens vis-à-vis des différentes phases du cycle de vie des poissons. L'identification des dysfonctionnements et des facteurs limitant la disponibilité ou l'accessibilité des habitats d'intérêt ichtyologique a permis de mettre en évidence les habitats à préserver ainsi que les potentialités de restauration par grands secteurs de l'estuaire. L'échelle spatiale du diagnostic est cohérente avec les fonctions à restaurer. Cependant, une meilleure caractérisation des habitats d'un point de vue de leur qualité (ex. productivité secondaire ou effet de la contamination) sera possible, notamment grâce à l'intégration des résultats de plusieurs projets actuellement en cours dans le cadre du programme de recherche Seine-Aval 6.

Les résultats du projet PROPOSE permettront ainsi aux acteurs de la restauration en estuaire de la Seine de replacer leurs projets dans un contexte plus global notamment en termes d'objectifs écologiques. Mené à l'échelle globale de l'estuaire, l'objectif est également de favoriser la cohérence des projets à cette échelle. En effet, les résultats du projet PROPOSE seront implémentés dans le référentiel partagé sur les priorités de restauration des fonctionnalités des milieux estuariens de la vallée de Seine-Aval piloté par la DREAL (REPERE, <http://www.normandie.developpement-durable.gouv.fr/projet-repere-r716.html>). Ce projet a pour objectif d'organiser une large réflexion sur les fonctionnalités écologiques de l'estuaire de la Seine afin de pouvoir prioriser les actions de restauration écologique à mener. L'étude s'intéressera à l'ensemble des fonctions et processus à la base du fonctionnement du système estuarien, notamment sa capacité productive, épurative et de support au cycle de vie des espèces. Ainsi, le projet REPERE favorisera la cohérence des projets de restauration menés sur l'estuaire de la Seine.



F. BIBLIOGRAPHIE

- Aprahamian, M.V., Aprahamian, C.D., Baglinière, J.L., Sabatié, R., Alexandrino, P., 2003. *Alosa alosa* and *Alosa fallax* spp: literature review and bibliography. Environment Agency, Bristol.
- Bacq, N., Lemoine, J.-P., Moussard, S., Le Hir, P., Lobry, J., 2013. Projet MESSCENE : Modélisation des fonctions écologiques de l'Estuaire de la Seine et ScENarios d'Evolution (Rapport du GIP-Seine Aval) 69.
- Baillout, C., 2013. Inventaire piscicole des réseaux hydrauliques du territoire du Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande : les poissons comme bio-indicateurs de la discontinuité écologique (Mémoire de Master 2). Parc naturel régional des Boucles de la Seine normande.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., Weinstein, M.P., 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience* 51, 633–641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- Belliard, J., Gorges, G., Le Pichon, C., Tales, É., 2009. Le peuplement de poissons du bassin de la Seine: comprendre son évolution sous l'impact des changements générés par l'homme ou la nature. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre.
- Billen, G., Garnier, J., Ficht, A., Cun, C., 2001. Modeling the response of water quality in the Seine River estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries* 24, 977–993. <https://doi.org/10.2307/1353011>
- Bonnet, M., Houttemane, G., 2018. Diagnostic piscicole du Marais Vernier : inventaire du peuplement et des habitats associés et proposition de restauration et d'outils de gestion. Fédération Départementale des Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques 27.
- Brind'Amour, A., Chaalali, A., Tableau, A., Pinsivy, L., 2018. MODHANOUR : Modélisation des Habitats de Nourricerie en Baie de Seine (Rapport du Programme de Recherche Seine-Aval 5). GIP Seine-Aval, Rouen, France.
- Cabral, H.N., 2000. Comparative feeding ecology of sympatric *Solea solea* and *S. senegalensis*, within the nursery areas of the Tagus estuary, Portugal. *J. Fish Biol.* 57, 1550–1562. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02231.x>
- Caswell, P.A., Aprahamian, M.W., 2001. Use of river habitat survey to determine the spawning habitat characteristics of twaite shad (*Alosa fallax fallax*). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 919–929. <https://doi.org/10.1051/kmae:2001027>
- CSLN, 2012. Approche transversale de l'ichtyofaune de la RNNES - phase 2 89.
- Dauvin, J.-C., Brind'Amour, A., Cuvilliez, A., Dancie, C., Desroy, N., Le Hir, P., Lesourd, S., Mear, Y., Morin, J., 2012. COLMATAGE : Couplages bio-morpho-sédimentaires et dynamique à long terme des habitats et peuplements benthiques et ichtyologiques en Seine aval (Programme Seine-Aval 4). GIP Seine-Aval.

- Daverat, F., Beaulaton, L., Poole, R., Lambert, P., Wickström, H., Andersson, J., Aprahamian, M., Hizem, B., Elie, P., Yalçın-Özdilek, S., Gumus, A., 2012. One century of eel growth: changes and implications. *Ecol. Freshw. Fish* 21, 325–336. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00541.x>
- Duhamel, S., 2018. Recensement piscicole d'une berge de la Presqu'île Rollet/Bassin aux Bois du Port de Rouen.
- Duhamel, S., Carpentier, A., 2012. Projet DEFHFIS: Dynamique des Ecosystèmes et Fonctionnement Hydromorphologique des Filandres en Seine. Partie VI Ichtyologie (Programme Seine-Aval 4). GIP Seine-Aval, Rouen, France.
- Duhamel, S., Feunteun, E., 2012. ICHTYO. Structuration spatio-temporelle des assemblages d'espèces de poissons dans l'estuaire de la Seine. Etat actuel et incidences du paysage aquatique sur la fonctionnalité des habitats (No. 4), Rapport Seine-Aval. GIP Seine-Aval, Rouen. France.
- Duhamel, S., Feunteun, E., Cerisier, S., Bacq, N., De Roton, G., Mayot, S., Gouneau, N., Lefrançois, T., Berno, A., Balay, P., 2012. Projet ICHTYO : Structuration spatio-temporelle des assemblages d'espèces de poissons dans l'estuaire de la Seine. État actuel et incidences du paysage aquatique sur la fonctionnalité des habitats. Projet Seine-Aval 4, 30p.
- Elliott, M., Hemingway, K.L., 2008. *Fishes in Estuaries*. John Wiley & Sons.
- Fisson, C., 2017. Industrialisation de l'estuaire de la Seine : Quel héritage pour la qualité des eaux ? Fascicule 3.6 (Fascicule Seine-Aval No. 3.6). GIP Seine-Aval.
- Fisson, C., 2016. Imprégnation des cours d'eau haut-normands par les PCB et autres micropolluants (Etude réalisée par le GIP Seine-Aval pour le compte de la Cellule de Suivi du Littoral Normand). GIP Seine-Aval.
- Fisson, C., 2014. Qualité des eaux de l'estuaire de la Seine. Fascicule Seine-Aval 3.2, 58p.
- Fisson, C., Leboulenger, F., Lecarpentier, T., Moussard, S., Ranvier, G., 2014. L'estuaire de la Seine : état de santé et évolution. Fascicule Seine-Aval 3.1. 55p.
- 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, 43p.
- Gerken, M., Thiel, R., 2001. Habitat use of age - 0 twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède, 1803) in the tidal freshwater region on the Elbe river, Germany. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 773–784. <https://doi.org/10.1051/kmae:2001018>
- GIP Seine-Aval, 2015. Les macrodéchets. Fiche thématique : Qualité de l'eau et contaminations dans l'estuaire de la Seine.
- GIP Seine-Aval, 2016. Les poissons migrateurs dans l'estuaire de Seine. Fiche thématique : Etat des Ressources Biologiques.
- Grasso, F., Le Hir, P., 2018. HYMOSED « Modélisation du fonctionnement HYdro-MORpho-SEDimentaire de l'estuaire de la Seine ». Volet Modélisation (Rapport du Programme de recherche Seine-Aval 5). GIP Seine-Aval.
- Hasselman, D.J., Bradford, R.G., Bentzen, P., 2010. Taking stock: defining populations of American shad (*Alosa sapidissima*) in Canada using neutral genetic markers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67, 1021–1039. <https://doi.org/10.1139/F10-031>

- Houeix, K., Lesimple, M., Villalta, R., 2017. Etude des frayères à brochets sur les axes navigables de Seine-et-Marne. Recensement, caractérisation et plan d'actions pour une restauration des zones humides. Fédération de Seine-et-Marne pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique.
- Kostecki, C., Le Pape, O., 2011. Analyse de l'effet de différentes pressions de nature anthropique sur les populations de soles dans les eaux sous juridiction française de la sous région marine Manche - Mer du Nord. Rapport scientifique. Publ. Pô Halieut. AGROCAMPUS OUEST 5, 9p.
- Lachambre, M., Fisson, C., 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine (Rapport du GIP-Seine Aval. Fiches substances), Atlas des sources et atlas de la contamination. GIP Seine-Aval.
- Laffaille, P., Baisez, A., Rigaud, C., Feunteun, E., 2004. Habitat preferences of different European eel size classes in a reclaimed marsh: a contribution to species and ecosystem conservation. *Wetlands* Vol. 24, 642–651. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0642:HPODEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0642:HPODEE]2.0.CO;2)
- Le Pape, O., Chauvet, F., Désaunay, Y., Guérault, D., 2003a. Relationship between interannual variations of the river plume and the extent of nursery grounds for the common sole (*Solea solea*, L.) in Vilaine Bay. Effects on recruitment variability. *J. Sea Res.*, Proceedings of the Fifth International Symposium on Flatfish Ecology, Part I 50, 177–185. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(03\)00061-3](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(03)00061-3)
- Le Pape, O., Chauvet, F., Mahévas, S., Lazure, P., Guérault, D., Désaunay, Y., 2003b. Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. *J Sea Res* 50, 139–149.
- Le Pape, O., Gilliers, C., Riou, P., Morin, J., Amara, R., Désaunay, Y., 2007. Convergent signs of degradation in both the capacity and the quality of an essential fish habitat: state of the Seine estuary (France) flatfish nurseries. *Hydrobiologia* 588, 225–229. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0665-y>
- Le Pichon, C., Alp, M., 2018. ANACONDHA : Analyse spatiale de la connectivité des habitats fonctionnels pour les poissons à l'échelle de l'estuaire (Rapport du Programme de recherche Seine-Aval 5). GIP Seine-Aval, Rouen, France.
- Lechêne, A., Boët, P., Laffaille, P., Lobry, J., 2018. Nekton communities of tidally restored marshes: A whole-estuary approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 207, 368–382. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.038>
- Lescure, S., Arnaud-Fassetta, G., Cordier, S., 2011. Sur quelques modifications hydromorphologiques dans le Val de Seine (Bassin parisien, France) depuis 1830 : quelle part accorder aux facteurs hydrologiques et anthropiques ? *EchoGéo*. <https://doi.org/10.4000/echogeo.12658>
- Lesourd, S., 2000. Processus d'envasement d'un estuaire macrotidal : zoom temporel du siècle à l'heure ; application à l'estuaire de la Seine (PhD Thesis). Caen.
- Lesueur, P., Lesourd, S., 1999. Sables, chenaux, vasières. Dynamique des sédiments et évolution morphologique (No. 3). Programme scientifique Seine-Aval.
- Maitland, P.S., Hatton-Ellis, T.W., 2003. Ecology of the allis and twaite shad: *Alosa alosa* and *Alosa fallax*. Scottish Natural Heritage (Agency).

- Maitland, P.S., Hatton-Ellis, T.W., Scottish Natural Heritage (Agency), 2003. Ecology of the allis and twaite shad: *Alosa alosa* and *Alosa fallax*.
- Marchalot, A., Rozanska, F., Boulard, L., Jean, P., Gaudet, S., 2017. Recensement par ADN sur le Marais Vernier : Amphibiens, mammifères, odonates & poissons. Parc naturel régional des Boucles de la Seine normande.
- Mirkovic, I., 2014. Suivi de la frayère à brochet de l'île au Noyer (Saint-Aubin-Les-Elbeuf). Fédération Départementale des Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques 76.
- Mirkovic, I., 2010. Suivi de la frayère à brochet de l'île au Noyer (Saint-Aubin-les-Elbeuf). Fédération Départementale des Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques 76.
- Morin, J., Le Pape, O., Amara, R., Mahe, K., Gilliers, C., 2006. Identification des habitats de nurseries de poissons à partir d'indicateurs faunistiques. Qualité de ces habitats pour les juvéniles de soles en estuaire de Seine.
- Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande, 2016. Etude de faisabilité portant sur la restauration de la continuité écologique du Canal Saint Aubin (Quillebeuf sur Seine / Saint Aubin sur Quillebeuf).
- Parlier, E.P., 2006. Approche quantitative de la fonction de nurserie des systèmes estuariens-vasières. Cas du bar européen (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758 ; a.k.a. *Morone labrax*) dans cinq nurseries du Ponant : estuaire de la Seine, estuaire de la Loire, baie du Mont Saint-Michel, baie de Saint-Brieuc et baie de l'Aiguillon (PhD). Université de la Rochelle, La Rochelle.
- Pasquaud, S., Pillet, M., David, V., Sautour, B., Elie, P., 2010. Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 237–246.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *ACM Press*, p. 83. <https://doi.org/10.1145/1015330.1015412>
- PNRBSN, 2017. Evaluation de la population piscicole du marais de Cressenval. Parc naturel régional des Boucles de la Seine normande.
- Randon, M., Daverat, F., Bareille, G., Jatteau, P., Martin, J., Pecheyran, C., Drouineau, H., Handling editor: David Secor, 2018. Quantifying exchanges of Allis shads between river catchments by combining otolith microchemistry and abundance indices in a Bayesian model. *ICES J. Mar. Sci.* 75, 9–21. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx148>
- Rijnsdorp, A.D., Van Beek, F.A., Flatman, S., Millner, R.M., Riley, J.D., Giret, M., De Clerck, R., 1992. Recruitment of sole stocks, *Solea solea* (L.), in the Northeast Atlantic. *Neth. J. Sea Res.* 29, 173–192. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(92\)90018-A](https://doi.org/10.1016/0077-7579(92)90018-A)
- Riou, P., Pape, O.L., Rogers, S.I., 2001. Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel: application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system. *Aquat. Living Resour.* 14, 125–135. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(01\)01110-X](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(01)01110-X)
- RIVE, CS, 2011. Cartographie des zones riveraines de l'estuaire de la Seine (Rapport du Programme de recherche Seine-Aval). GIP Seine-Aval.
- Rochard, E., Le Pichon, C., Budzinski, H., Cachot, J., Duhamel, S., 2012. Colonisation et utilisation des habitats estuariens par les poissons migrants thalassotokes : approche comparative Seine-Gironde (projet « Thalassotok ») (Rapport Seine Aval 4).

- Rochette, S., Rivot, E., Morin, J., Mackinson, S., Riou, P., Le Pape, O., 2010. Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). J. Sea Res., Proceedings of the Seventh International Symposium on Flatfish Ecology, Part I 64, 34–44.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.08.003>
- Rowntree, K.M., Wadeson, R.A., 1999. A hierarchical geomorphological model for the classification of selected South African rivers: final report to the Water Research Commission. WRC, Pretoria.
- Rozanska, F., 2015. Evaluation de la population piscicole de la Grand'Mare et de ses annexes hydrauliques 63.
- Rozanska, F., 2010. Evaluation de l'état de la population d'anguilles sur les réseaux hydrauliques du lit majeur de la Seine.
- Sanson, G., 2008. Inventaire du réseau hydraulique de la Boucle du Trait-Yainville - Fonctionnement et patrimoine naturel.
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., Connolly, R.M., 2015. True Value of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. Estuaries Coasts 38, 401–414. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9846-x>
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., Eklöv, P., 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. ICES J. Mar. Sci. 71, 672–680.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fst056>
- Teichert, N., Borja, A., Chust, G., Uriarte, A., Lepage, M., 2016. Restoring fish ecological quality in estuaries: Implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. Sci. Total Environ. 542, 383–393.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.068>
- Teichert, N., Carassou, L., Sahraoui, Y., Lobry, J., Lepage, M., 2018. Influence of intertidal seascape on the functional structure of fish assemblages: Implications for habitat conservation in estuarine ecosystems. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 28, 798–809. <https://doi.org/10.1002/aqc.2914>
- Waldman, J., Grunwald, C., Wirgin, I., 2008. Sea lamprey *Petromyzon marinus*: an exception to the rule of homing in anadromous fishes. Biol. Lett. 4, 659–662.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0341>
- Whitfield, A.K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S.J.M., West, R.J., 2012. Paradigms in estuarine ecology – A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. Estuar. Coast. Shelf Sci. 97, 78–90.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.026>
- Xuereb, B., 2019. Effets de la contamination sur les organismes de l'estuaire de la Seine (ECOTONES) (Rapport du Programme de recherche Seine-Aval 5). GIP Seine-Aval.

G. GLOSSAIRE

Amphihalin : poisson vivant alternativement en eau douce et en eau de mer

Anadrome : se dit des poissons qui remontent les fleuves pour s'y reproduire

Benthique : se dit d'une espèce qui est inféodée au fond

Benthos : ensemble des organismes vivant en relation avec le fond. Il comprend notamment le phytobenthos (végétaux) et le zoobenthos (animaux)

Benthophage : qualifie les espèces se nourrissant des matières organiques présentes sur le fond

Catadrome : se dit des poissons qui vivent en rivière et vont se reproduire en mer (opposé à anadrome)

Côte Marine du Havre (CMH) : plan de référence des cartes marines de l'estuaire de la Seine, se situant à -4.378m par rapport au zéro NGF (1969)

Dulçaquicole : qui vit en eau douce

Ecophase : étape du cycle reproductive d'un animale pendant laquelle il occupe une niche écologique nettement différente de celle qu'il occupera ultérieurement

Ecotone : zone de transition entre deux écosystèmes, où les conditions d'environnement sont intermédiaires

Euhalin : milieu aquatique dont la salinité est supérieure à 30‰

Eurytherme : qualifie les organismes adaptés à de grandes variations de température

Guildes écologiques : ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel

Hélophyte : espèce aimant les substrats gorgés d'eau (vase, limon, tourbe) mais dont les bases des tiges sont le plus souvent non immergées

Holobiotique : qualifie une espèce qui réalise sa migration en restant dans un milieu d'eau douce

Lentique : qualifie les écosystèmes caractérisés par des eaux calmes à renouvellement lent

Lithophile : se dit d'organismes vivant dans un biotope rocheux

Mésohalin : milieu aquatique dont la salinité est comprise entre 5 et 18‰

Phytophile : se dit des poissons qui utilisent préférentiellement un substrat végétal comme support de ponte

Planctophage : se dit d'organismes qui s'alimentent du plancton

Polyhalin : milieu aquatique dont la salinité est comprise entre 18 et 30‰

Oligohalin : milieu aquatique dont la salinité est comprise entre 0,5 et 5‰



Sténohalin : se dit d'une espèce ne présentant qu'une tolérance étroite aux variations de salinité

Suprabenthique : composante du benthos qui vive au contact du fond mais qui peut aussi devenir pélagique en se déplaçant dans l'eau

H. ANNEXE

Dans le cadre du projet PROPOSE, afin de mieux comprendre les dynamiques morphologiques de l'estuaire, un travail de caractérisation des évolutions morphologiques des zones intertidales et subtidales entre 2004 et 2011 a été mené. Les informations de base sont représentées par les données bathymétriques (RH) fournies par le GPMR et des données topographiques acquises dans le cadre de campagnes LIDAR du GPMR pour la campagne 2004 et du GIP Seine Aval pour la campagne de 2011.

Afin de caractériser les **zones subtidales**, les données bathymétriques ont fait l'objet d'un reclassement en 5 grands intervalles de classe de profondeur. Ainsi, pour chaque point kilométrique les surfaces relatives à chaque classe de profondeur ont été calculées.

La caractérisation de l'évolution des **zones intertidales** a été réalisée au travers d'un calcul géomatique prenant en compte deux sources de données principales :

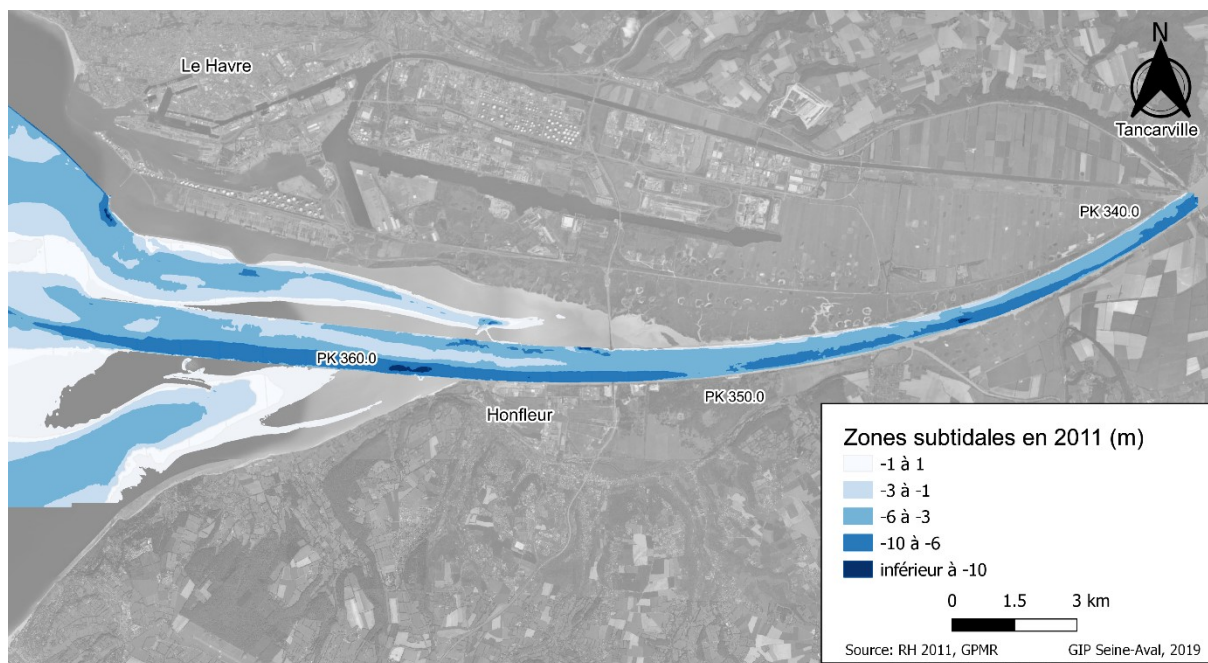
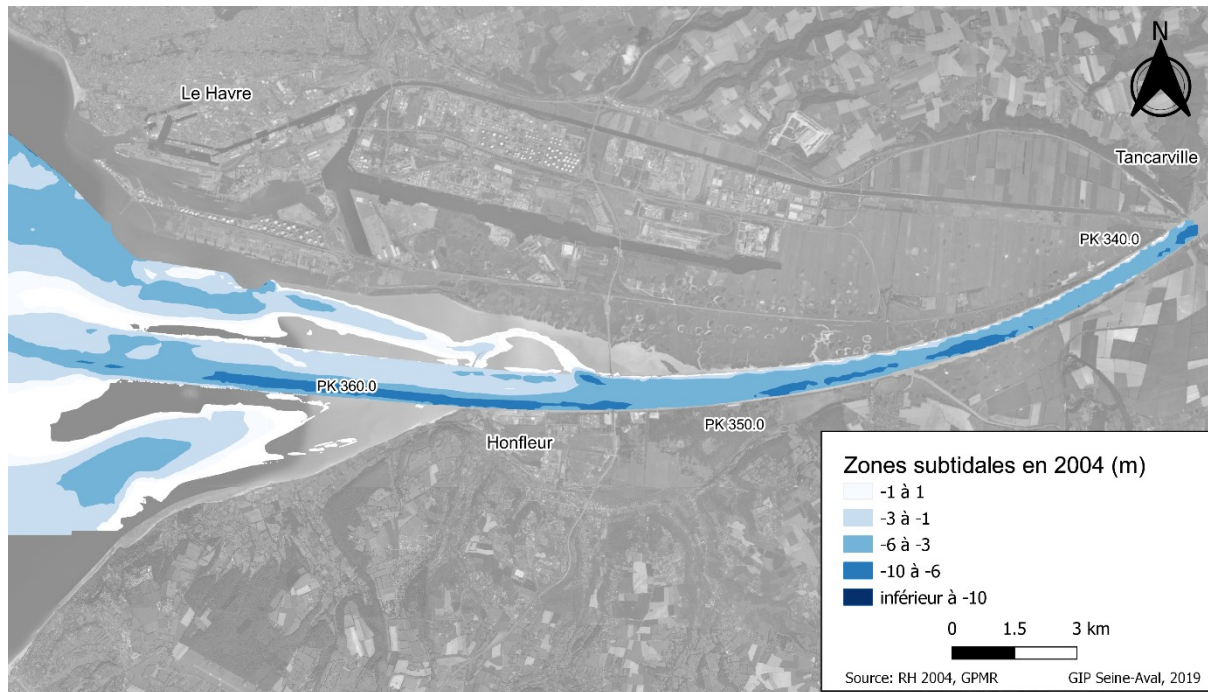
- les données statistiques de niveau d'eau (temps d'émersion en %) (GPMR) ;
- les données topo-bathymétriques.

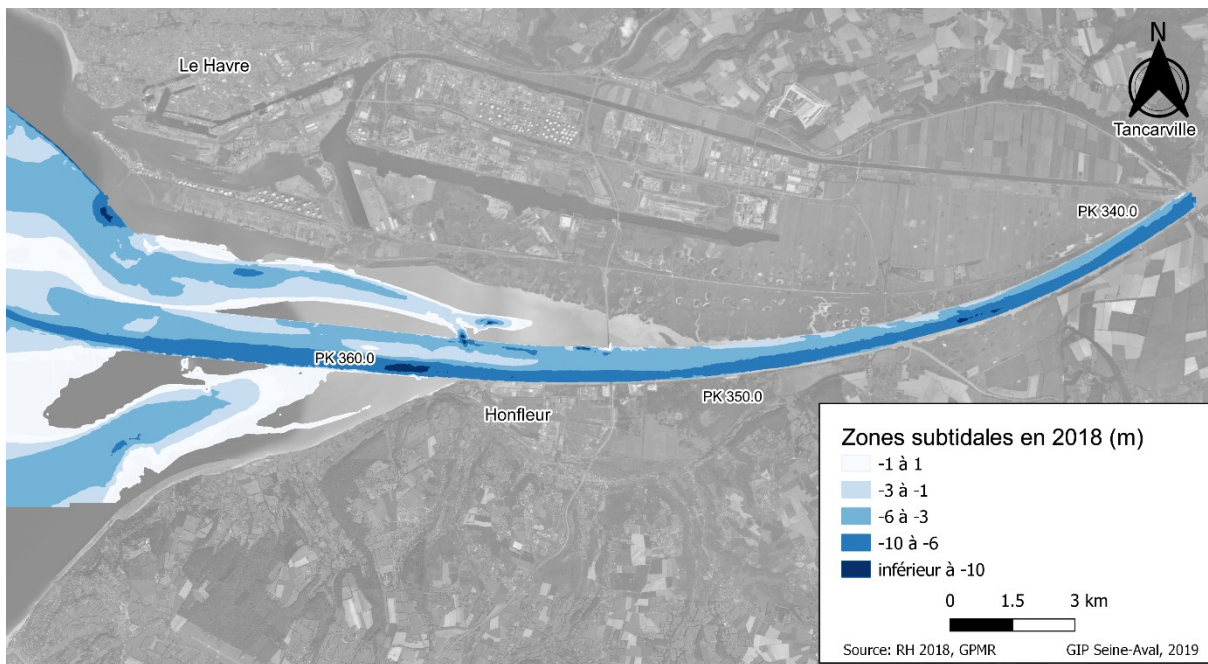
Les données de niveau d'eau sont issues des relevés des 18 marégraphes du GPMR couvrant la Seine de Poses à la mer. Ces données (série de 10 ans) fournissent le % de temps d'émersion de chaque cote bathymétrique par intervalles de 10cm. A partir de chaque marégraphe, des valeurs pour chaque point kilométrique ont donc été extrapolées pour couvrir l'ensemble de l'estuaire (Figure A1). Plusieurs classes de % temps ont été retenues, notamment 1% (approximation du subtidal), 10%, 25%, 50%, 75% et >90%. Ces informations ont été croisées avec la couche topo-bathymétrique afin d'obtenir un classement géomatique des zones intertidales selon leur temps d'émersion. Pour chaque classe, les surfaces par point kilométrique ont donc été calculées.

marégraphe	zone pk officiel	pk	1% du temps	10% du temps	25% du temps	50% du temps	75% du temps	90% du temps	100% du temps
		202	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
		203	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
		204	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
		205	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
		206	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
		207	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
Pont de l'Arche	202-213	208	5,40	6,05	6,50	7,10	7,80	8,40	9,90
		209	5,40	6,05	6,49	7,09	7,79	8,39	9,91
		210	5,40	6,04	6,48	7,08	7,78	8,38	9,92
		211	5,40	6,04	6,47	7,07	7,77	8,37	9,93
		212	5,40	6,03	6,46	7,06	7,76	8,36	9,94
		213	5,40	6,03	6,45	7,05	7,75	8,35	9,95
		214	5,40	6,02	6,45	7,05	7,75	8,35	9,95
		215	5,40	6,02	6,44	7,04	7,74	8,34	9,96
		216	5,40	6,01	6,43	7,03	7,73	8,33	9,97
		217	5,40	6,01	6,42	7,02	7,72	8,32	9,98
		218	5,40	6,00	6,41	7,01	7,71	8,31	9,99
elbeuf	214-224	219	5,40	6,00	6,40	7,00	7,70	8,30	10,00
		220	5,35	5,95	6,36	6,97	7,67	8,27	9,94
		221	5,31	5,91	6,33	6,95	7,65	8,24	9,87
		222	5,26	5,86	6,29	6,92	7,62	8,20	9,81
		223	5,22	5,82	6,25	6,89	7,59	8,17	9,75
		224	5,17	5,77	6,22	6,86	7,56	8,14	9,68

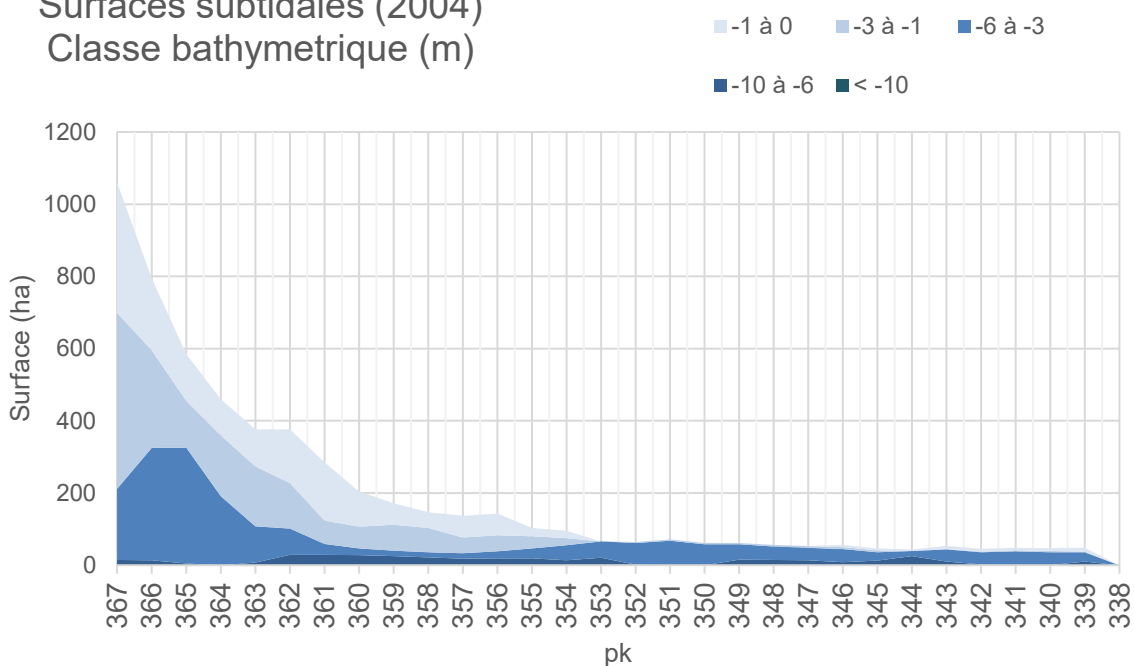
Figure A1. Exemple de donnée de niveau d'eau par point kilométrique (ligne) et classe de temps d'émersion (colonne)

H.1 Evolution des zones subtidales





Surfaces subtidales (2004)
Classe bathymetrique (m)



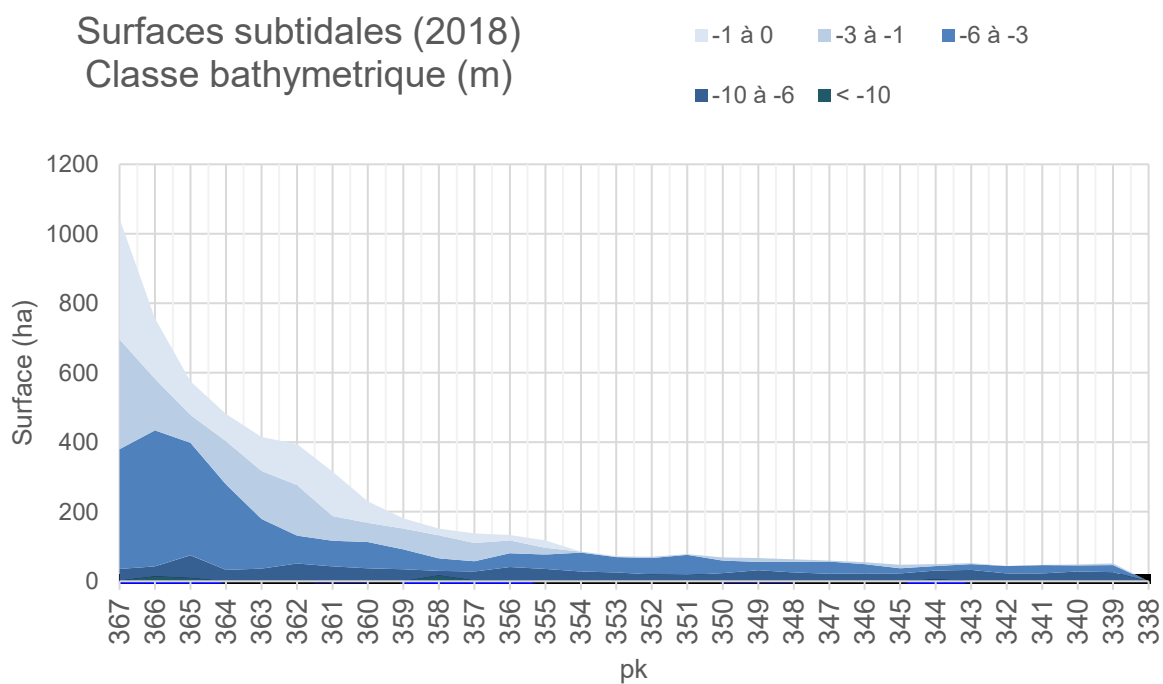
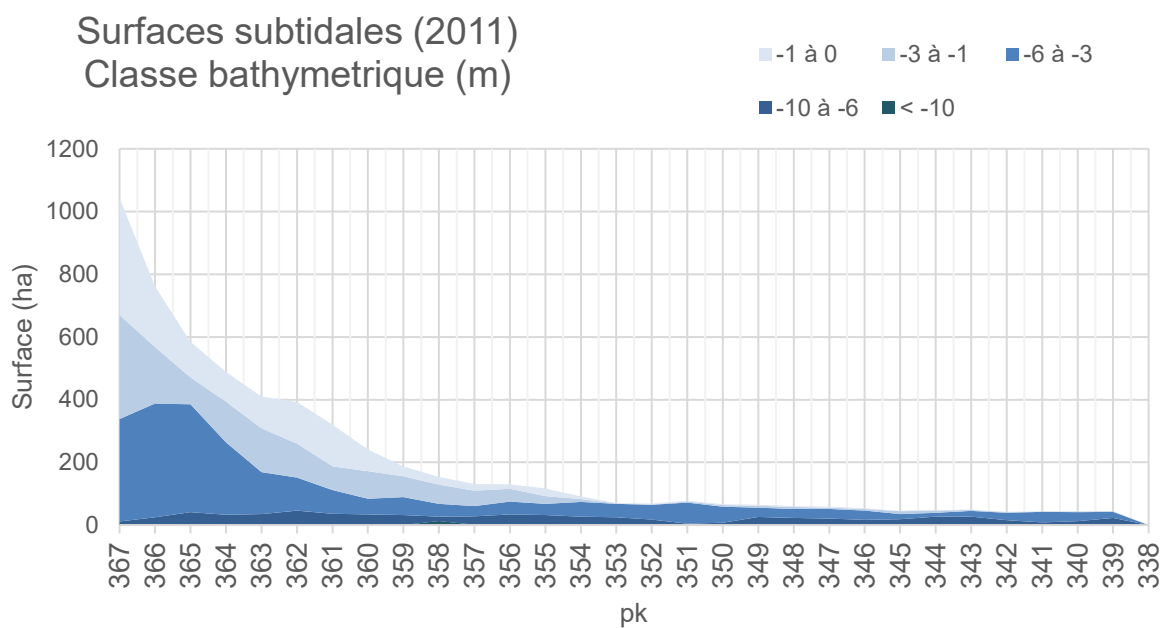
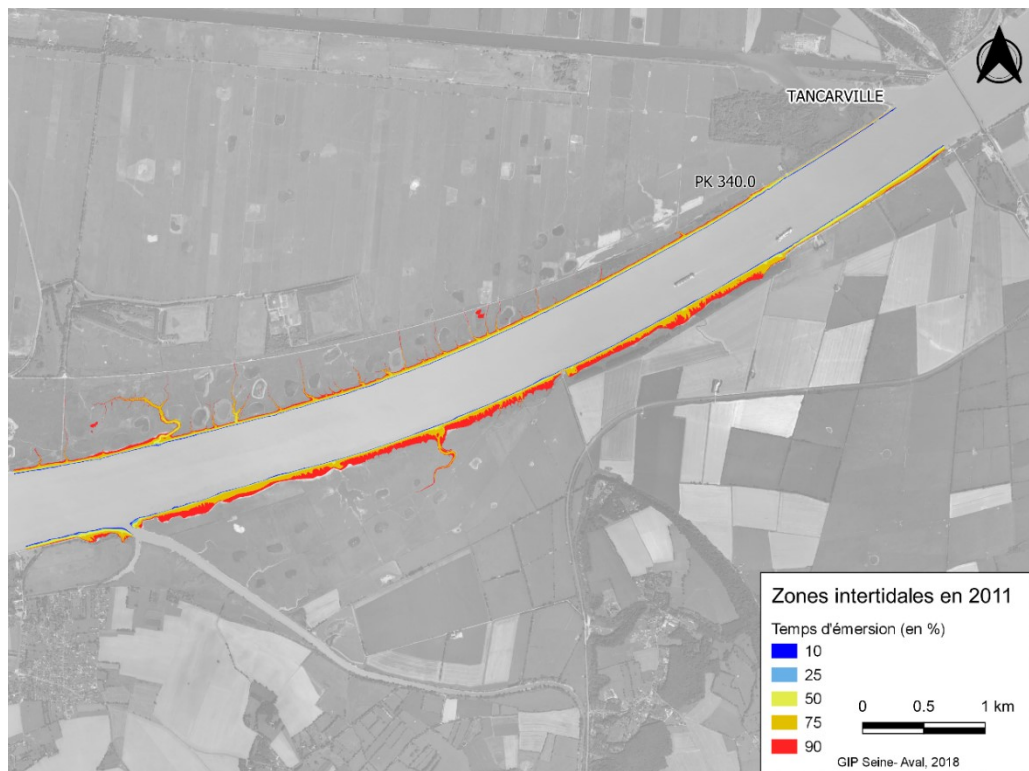
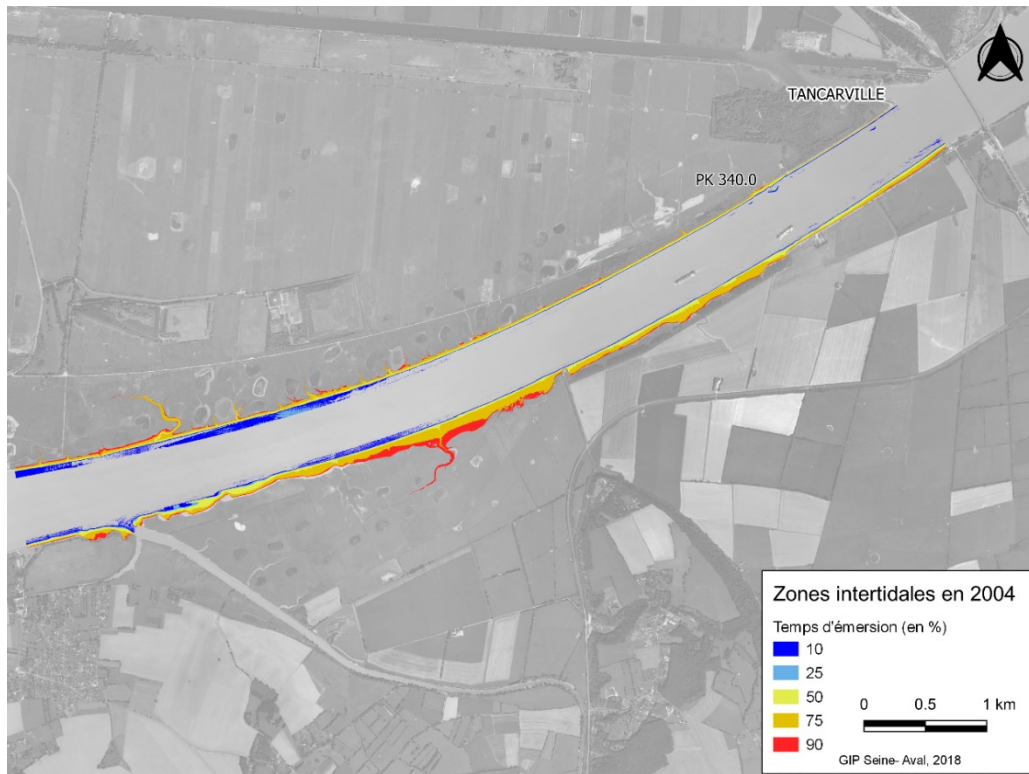


Figure A2. Structuration des zones subtidales dans le secteur saumâtre de la Seine en 2004 et 2011

H.2 Evolution des zones intertidales

H.2.1 Secteur amont de l'embouchure

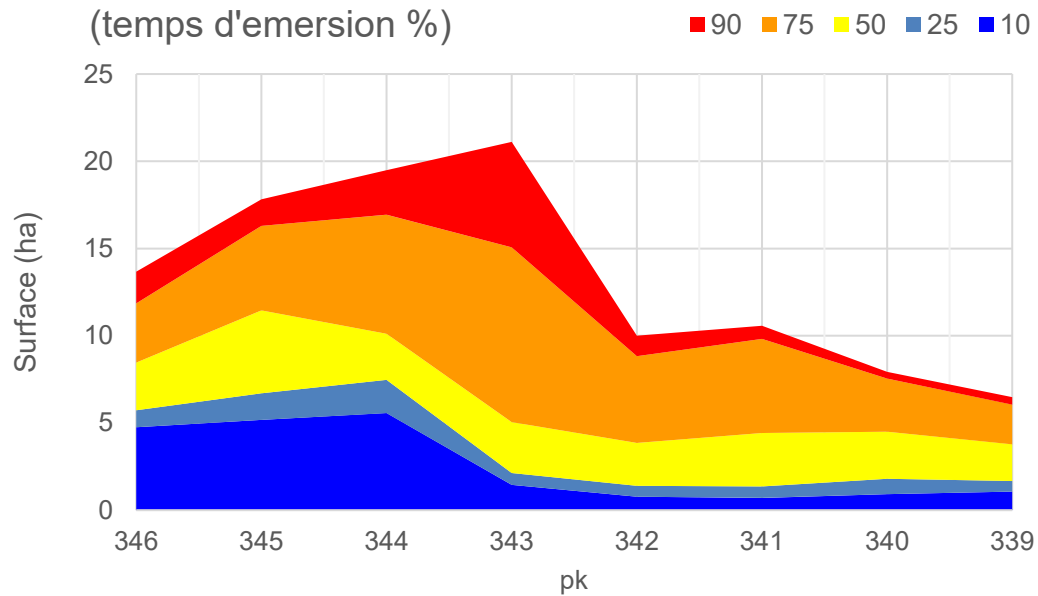




Surfaces intertidales (2004)

Secteur amont

(temps d'emersion %)



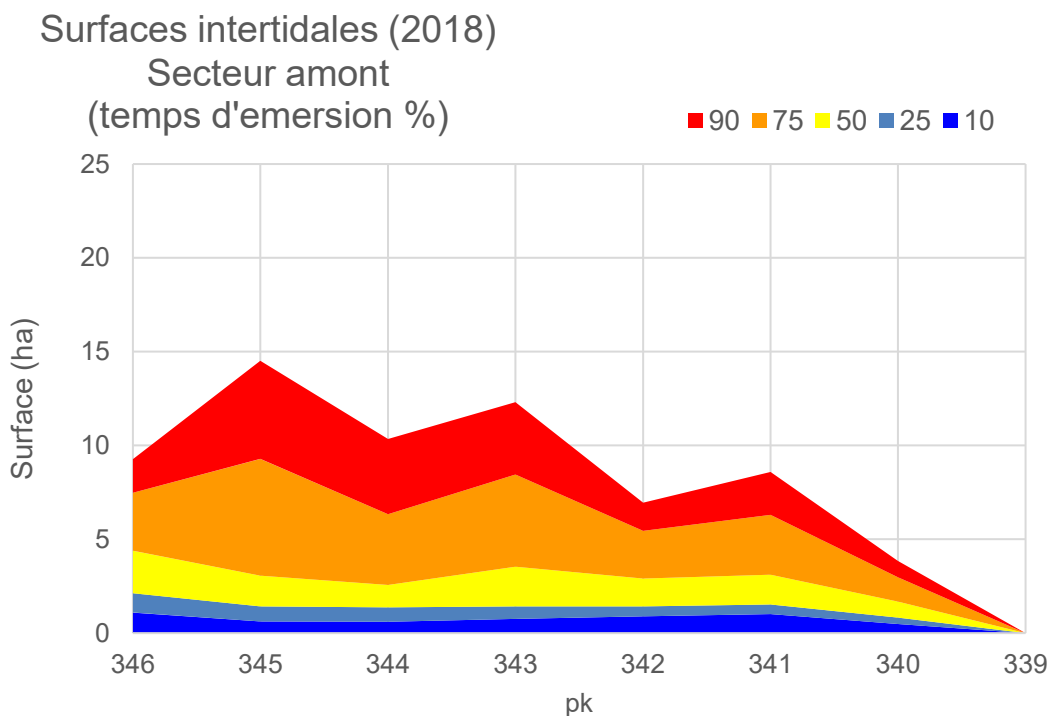
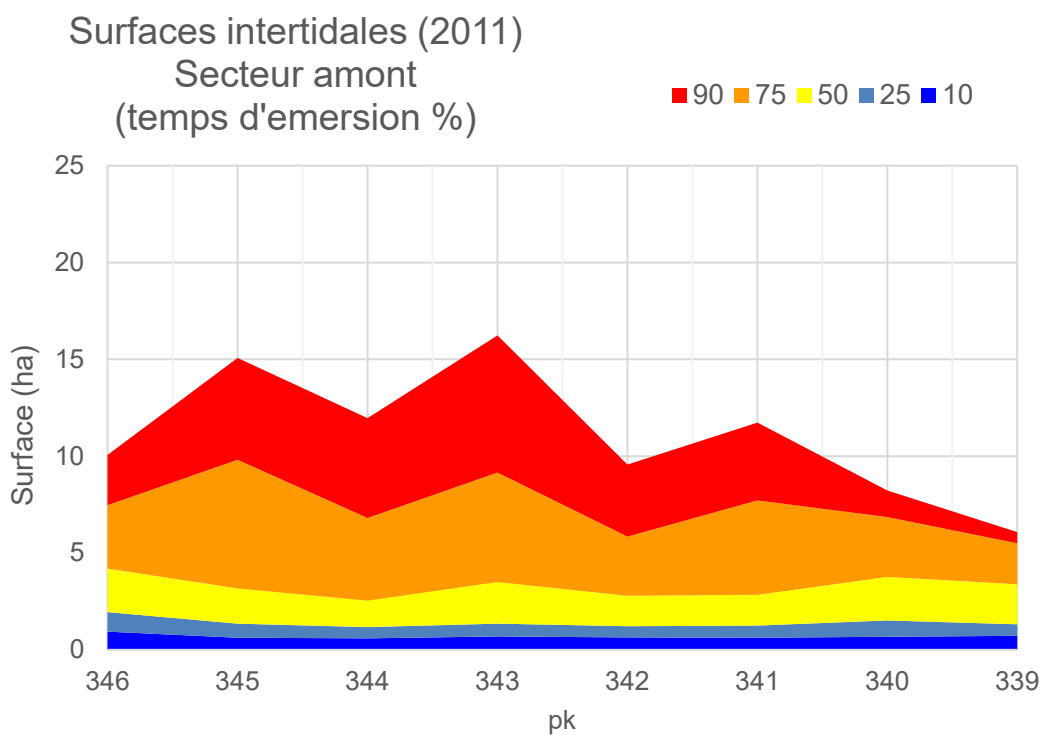
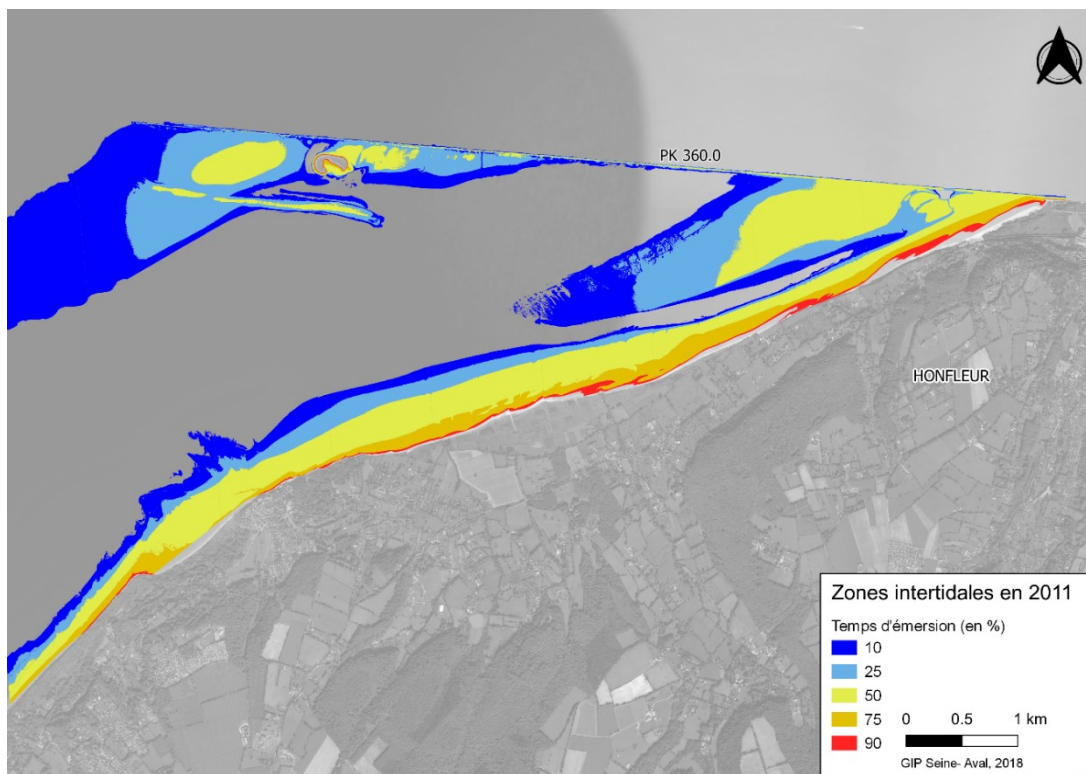
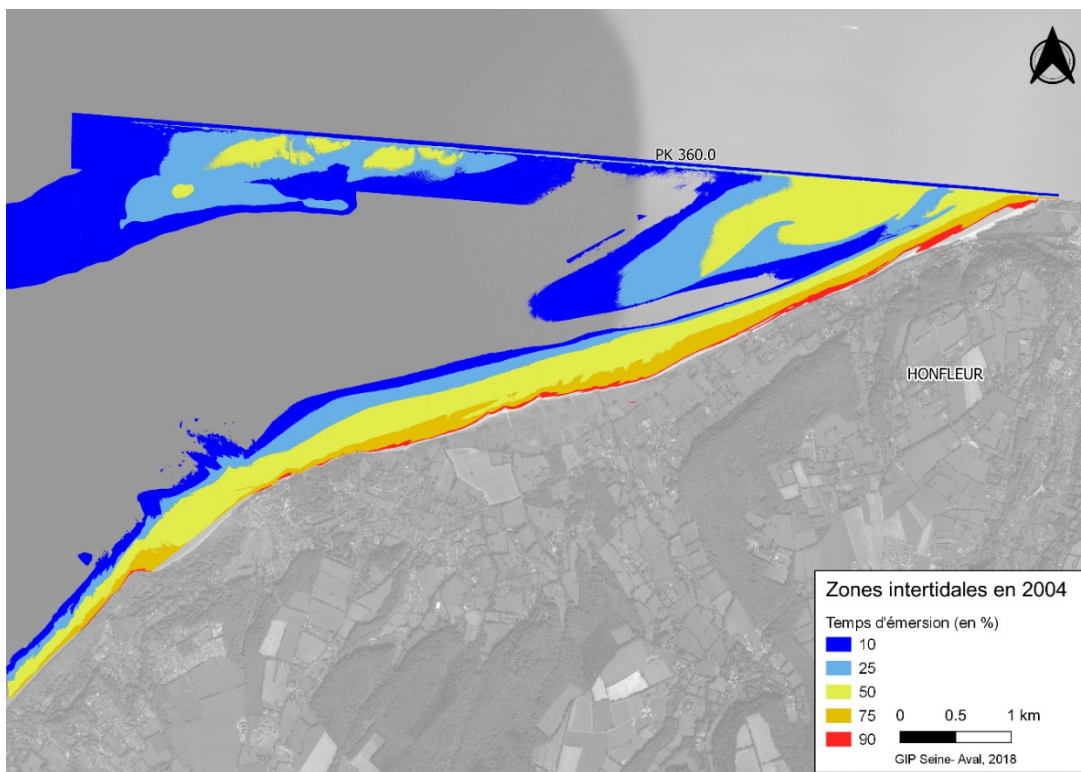
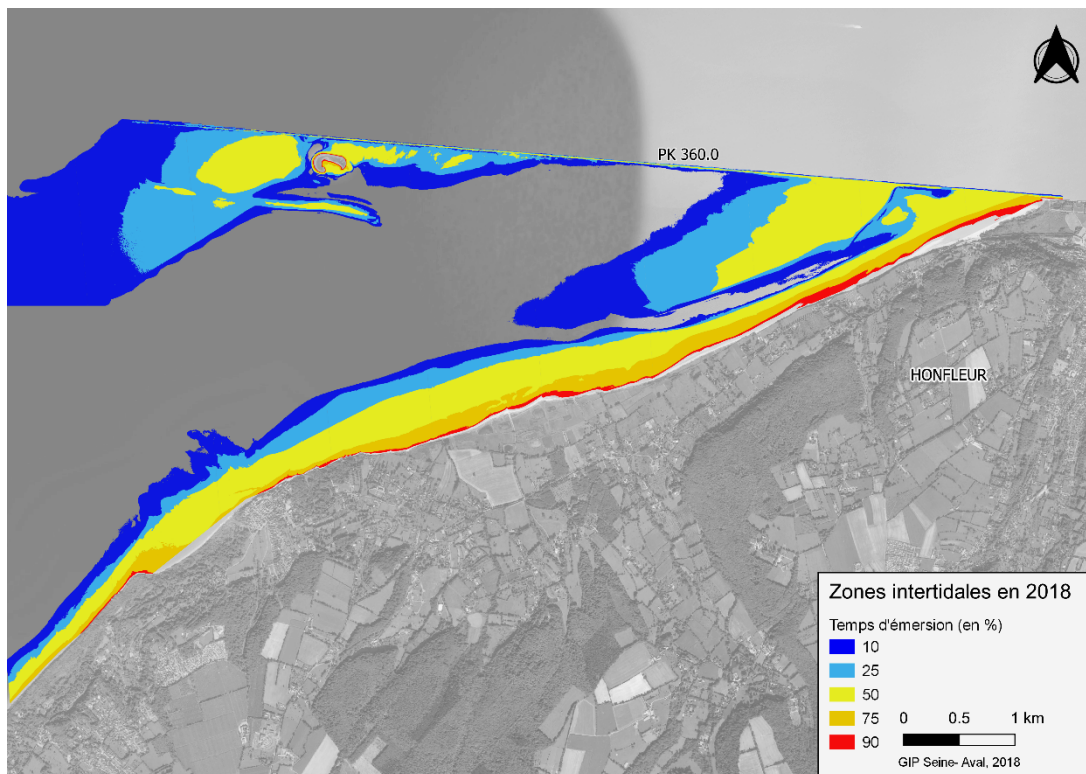


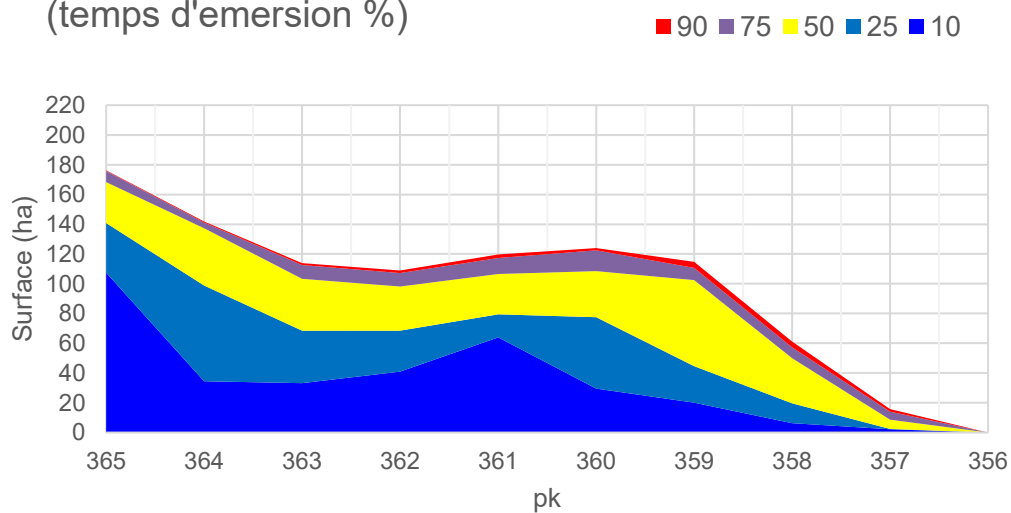
Figure A3. Structuration des zones intertidales dans le secteur mésohalin de la Seine selon leur temps d'émergence (%) en 2004 et 2011

H.2.2 Embouchure Rive Sud

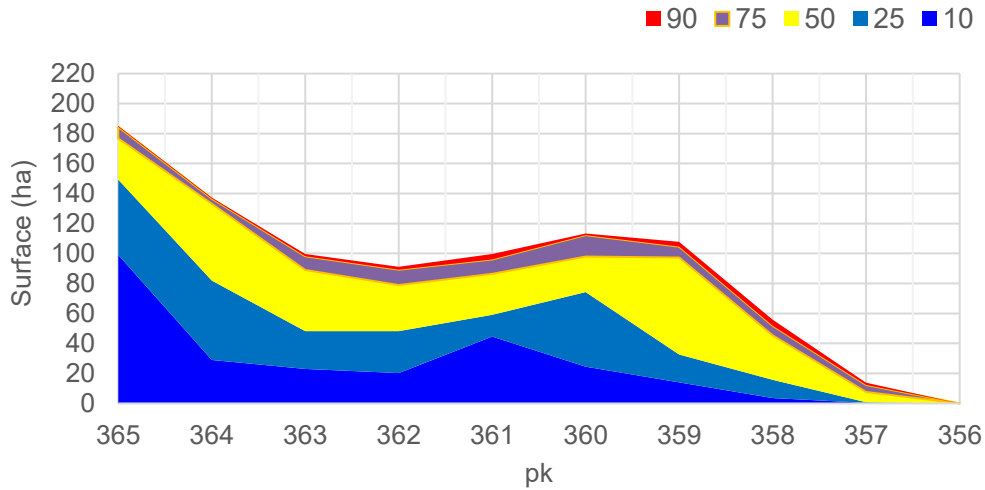




Surfaces intertidales (2004)
 Embouchure - secteur sud
 (temps d'emersion %)



Surfaces intertidales (2011)
Embouchure - secteur sud
(temps d'emersion %)



Surfaces intertidales (2018)
Embouchure - secteur sud
(temps d'emersion %)

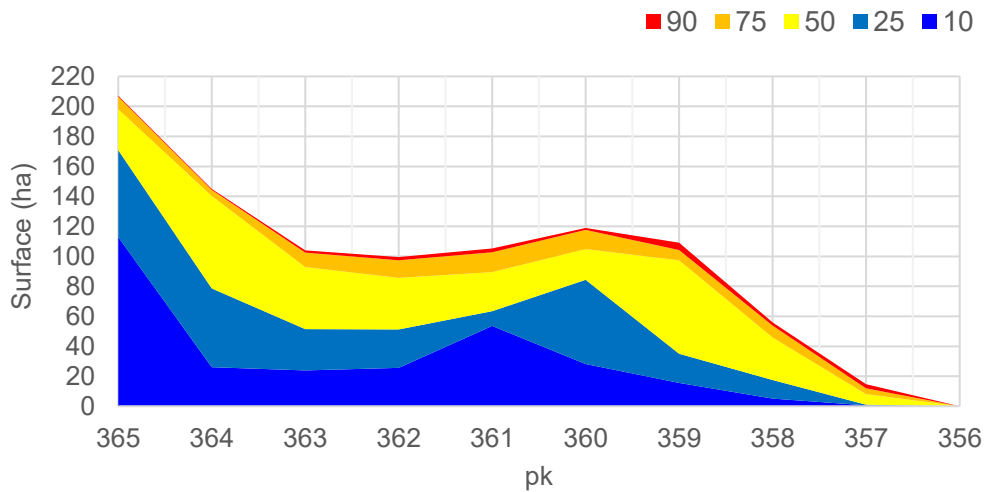
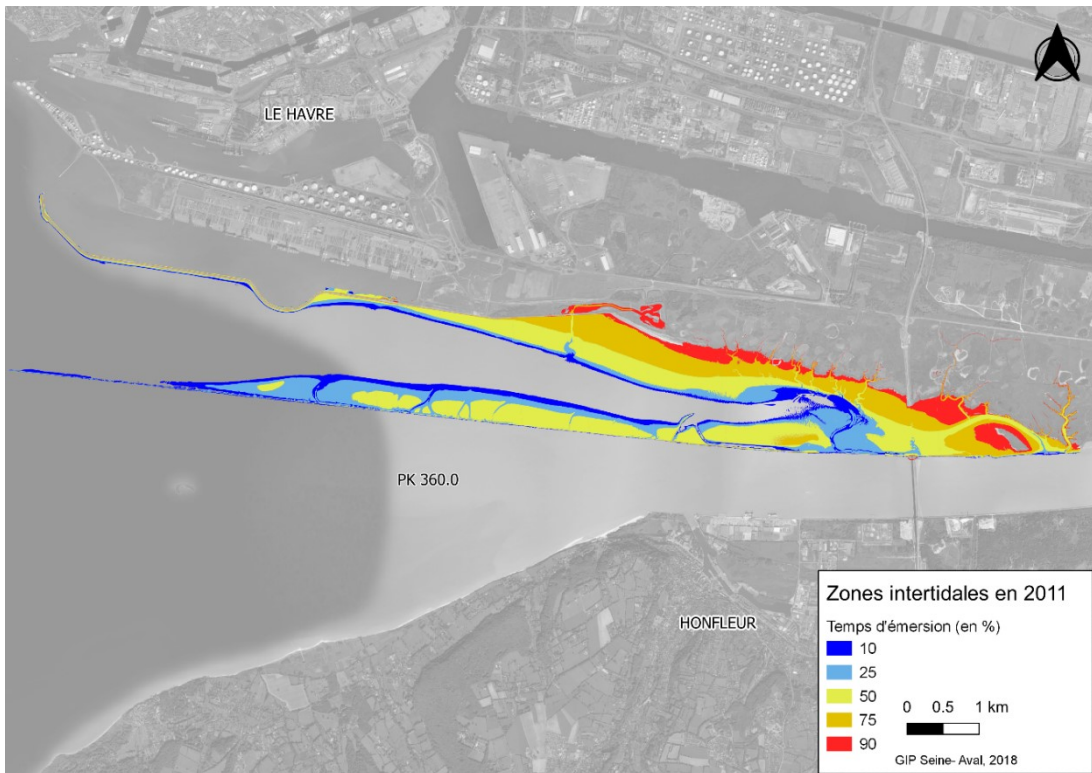
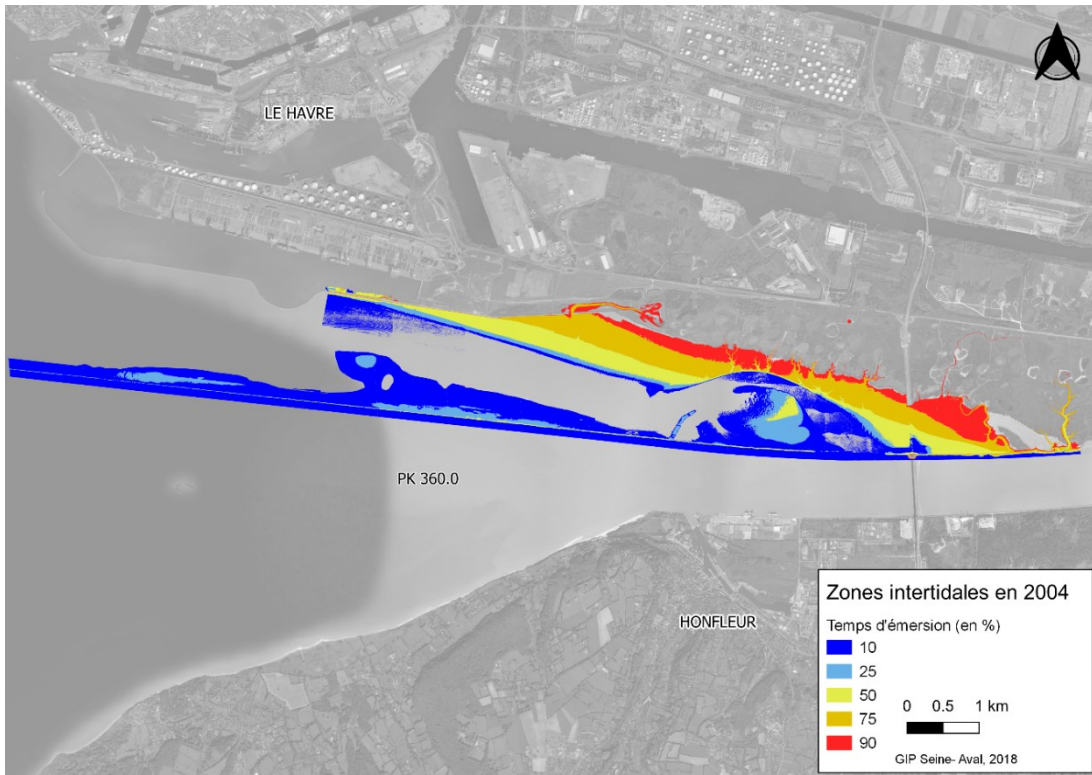
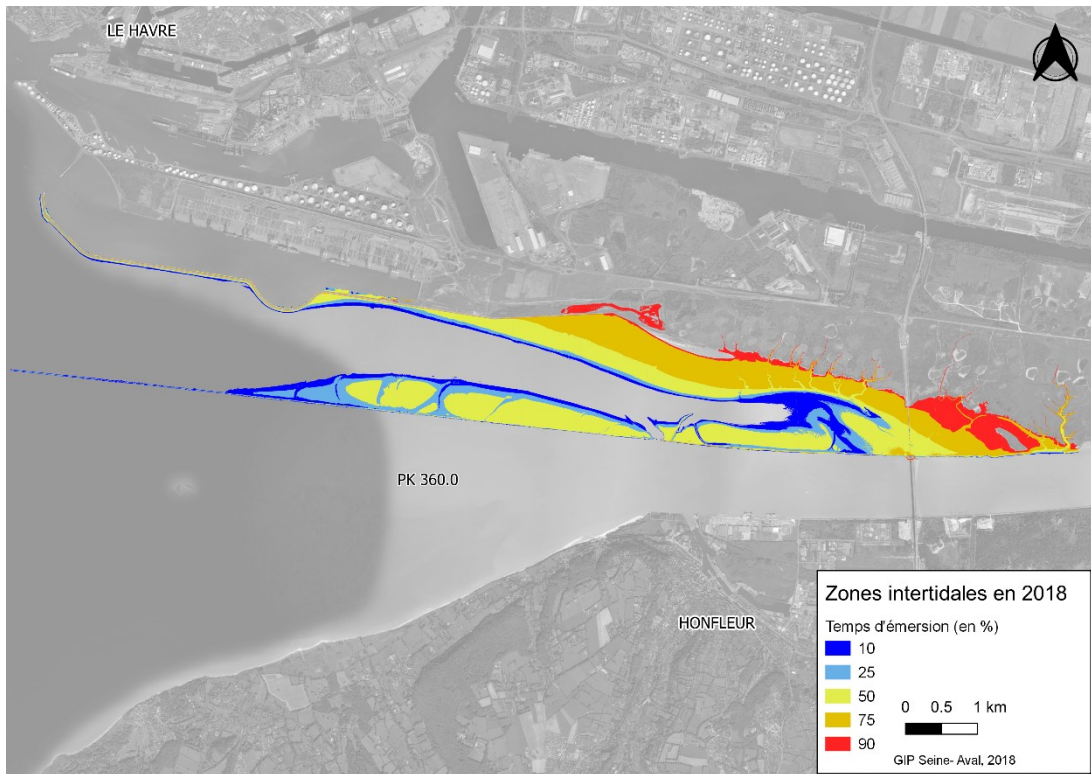


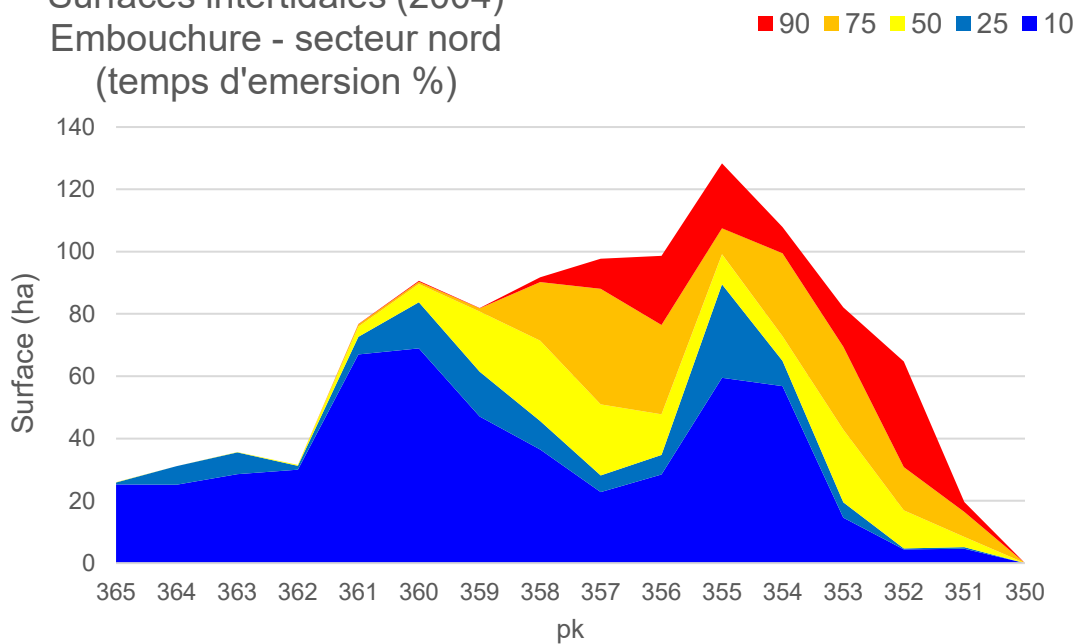
Figure A4. Structuration des zones intertidales dans le secteur de l'embouchure (rive sud) de la Seine selon leur temps d'émersion (%) en 2004, 2011 et 2018

H.2.3 Embouchure Rive Nord





Surfaces intertidales (2004)
Embouchure - secteur nord
(temps d'emersion %)



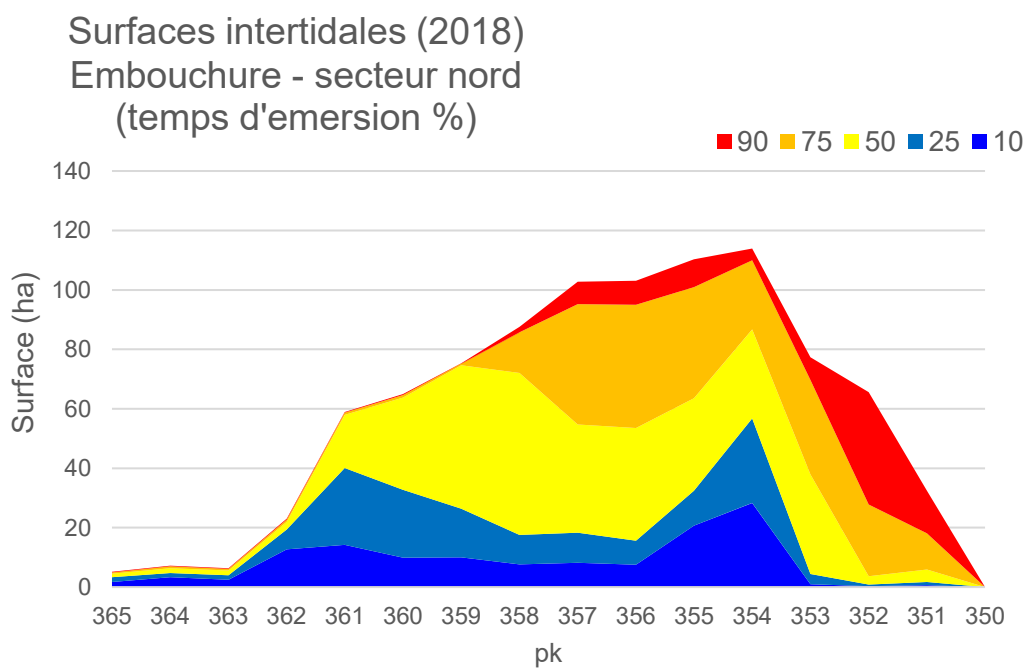
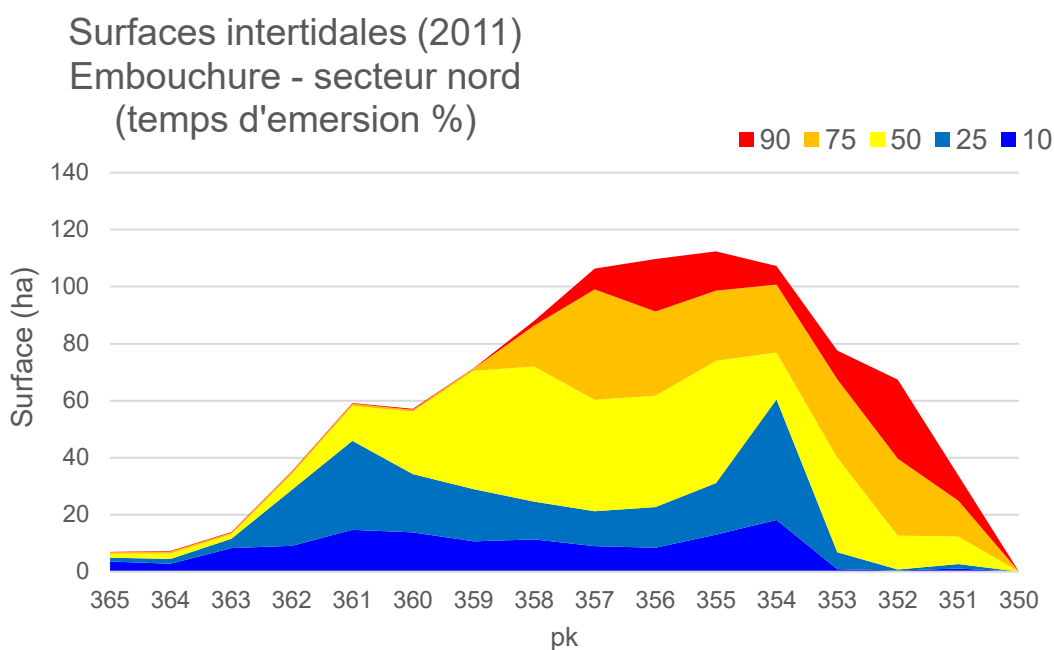


Figure A5. Structuration des zones intertidales dans le secteur de l'embouchure (rive nord) de la Seine selon leur temps d'émersion (%) en 2004, 2011 et 2018

POUR PLUS D'INFORMATIONS SUR LE GIP SEINE-AVAL

www.seine-aval.fr

CONTACT

Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval
Hangar C – Espace des Marégraphes
CS 41174
76176 ROUEN Cedex 1
Tél : 02 35 08 37 64
gipsa@seine-aval.fr

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

MUNTONI M. 2020. PROPOSE : Potentialités de RestauratiOn des habitats clés pour les POissons dans l'estuaire de la SEine. Rapport d'étude du GIP Seine-Aval. 83 pp.

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 : gipsa@seine-aval.fr

Les membres financeurs du GIP Seine-Aval sont :

