

Projet Seine-Aval 7 **REEL**

« Renforcement des connaissances sur l'anguille
Européenne au service de la restauration des
habitats de l'Estuaire de La Seine »

Septembre 2023

Coordination : Marion OLIVRY

Co-Auteurs : Nils TEICHERT, Thomas TRANCART, Alexandre CARPENTIER, Anthony ACOU,
Manuel MUNTONI, Nicolas BACQ et Eric FEUNTEUN



TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	6
CHAPITRE 1. L'ESTUAIRE DE LA SEINE	7
1 L'estuaire et ses ensembles hydro-géo-morphologiques	7
2 Habitats naturels et occupation des sols	9
3 Usage de l'estuaire de Seine	12
4 Qualité des eaux de l'estuaire	13
CHAPITRE 2. L'ANGUILLE EUROPEENNE (<i>ANGUILLA ANGUILLA</i>)	14
5 Présentation de l'espèce : généralités, morphologie et description biologique	14
6 Cycle de vie	15
6.1 Larve leptocéphale	16
6.2 Civelles	16
6.3 Anguille jaune	16
6.4 Anguille argentée	17
7 Variabilité des traits d'histoire de vie de l'anguille	18
7.1 Dimorphisme sexuel	18
7.2 Variation du sex-ratio	18
7.3 Influence biogéographique et du bassin versant	19
7.4 Influence de l'habitat de croissance	19
8 Menaces	21
8.1 Pêche et braconnage	21
8.2 Parasitisme et prédation	22
8.3 Obstacles à la migration	23
8.4 Perte d'habitats	24
8.5 Altération de la qualité de l'eau et des habitats	25
8.6 Changement climatique	26
9 Mesures de conservation : plan de gestion	27
CHAPITRE 3. ETAT DES CONNAISSANCES SUR L'ANGUILLE DANS L'ESTUAIRE DE SEINE	31
10 Etat général de la population à l'échelle de l'estuaire et comparaison avec d'autres systèmes	31
11 Répartitions spatio-temporelles détaillées des anguilles dans l'estuaire	34
11.1 Cours d'eau principal	34
11.2 Habitats latéraux	35
11.3 Affluents de l'estuaire	40
12 Utilisation et rôles des habitats de l'estuaire	46
13 Comparaison de l'état de la population d'anguilles dans l'estuaire de Seine avec d'autres systèmes similaires	48

14	Sources de pression sur l'anguille dans l'estuaire de Seine	50
14.1	Pression de pêche	50
14.2	Pression biologique : parasitisme, prédation et compétition	51
14.3	Obstacles à la migration	54
14.4	Perte d'habitat	60
14.5	Altération de la qualité des habitats	63
14.6	Changement climatique	70
CONCLUSION		73
15	Conclusion sur la répartition spatiale et temporelle des anguilles et le rôle des habitats de l'estuaire	74
16	Conclusion sur les pressions qui pèsent sur la population d'anguilles dans l'estuaire de Seine	76
LISTE DES ILLUSTRATIONS		79
BIBLIOGRAPHIE		81

SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET

- **Equipe 1** : Muséum National d'Histoire Naturelle, Dinard
 - Marion Olivry
 - Nils Teichert
 - Thomas Trancart
 - Eric Feunteun
- **Equipe 2** : GIP Seine-Aval
 - Manuel Muntoni
 - Nicolas Bacq
- **Equipe 3** : Université de Rennes
 - Alexandre Carpentier
- **Equipe 4** : UMS Patrinat
 - Anthony Acou

PARTICIPANTS AU SUIVI DE PROJET

Personnes ayant contribué au suivi du projet ou ponctuellement à un atelier de travail (en ordre alphabétique des structures d'appartenance)

Agence de l'eau Seine Normandie

Johanna MESQUITA, Fanny OLIVIER, Marie-Pierre PINON

Cellule de Suivi du Littoral Normand

Sylvain DUHAMEL

Fédération de l'Eure pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique

Germain SANSON

Fédération de Seine-Maritime pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique

Ivan MIRKOVIC

HAROPA Port de Rouen

Claire BERREVILLE

IRSTEA Bordeaux

Jeremy LOBRY (co-président du Comité Scientifique du GIP Seine-Aval)

Office Français de la Biodiversité

Mathieu ANFRAY, Stéphane MAUGENDRE, Gwenola DE ROTON,

Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Maritime

Maxime ARCHERAY, Florian ROZANSKA

Reserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de Seine

Thomas LECARPENTIER

Seine-Normandie Migrateurs

Sébastien GRALL

INTRODUCTION

Dans le cadre de son programme d'activité 2021-2026, le GIP Seine-Aval souhaite établir un bilan des connaissances sur l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) dans la basse vallée de Seine et en particulier sa zone estuarienne.

L'anguille est une espèce emblématique, classée en danger critique d'extinction par l'UICN. Elle est caractérisée par un cycle biologique complexe, partagé entre le milieu marin, où se déroulent la reproduction et la phase larvaire, et les milieux aquatiques continentaux, où se déroulent la croissance et la maturation sexuelle. Les vallées estuariennes constituent des zones clés supportant d'une part les fonctions de migration (colonisation et dévalaison) et d'autre part la fonction de croissance pour cette espèce. Ainsi, les estuaires sont considérés comme des corridors écologiques lors de la colonisation du bassin versant par les civelles et les anguillettes (montaison entre mai et juillet) et en sens inverse au moment de la migration de reproduction des anguilles sub-adultes (dévalaison entre octobre et janvier). Ces phases critiques sont sensibles à la présence de barrières physiques (ex. barrage, digues, ...) ou physico-chimiques (ex. hypoxie, contaminants, rejets d'effluents, travaux de dragage, assèchement de plans d'eau ...) qui peuvent compromettre le succès de la migration. Les conditions de vie estuarienne de l'anguille, et donc des futurs reproducteurs, dépendent des caractéristiques des habitats : leur connectivité et leur capacité d'accueil d'un point de vue quantitatif (surface disponible et accessibilité, arrangement spatial...) et qualitatif (qualité trophique, contamination chimique, présence de parasites). L'ensemble de ces facteurs peuvent affecter les performances individuelles permettant d'accomplir le cycle de vie de l'espèce.

Dans ce contexte, ce rapport propose d'établir un bilan des connaissances sur l'anguille, dans la basse vallée de Seine et en particulier sa zone estuarienne. Cette synthèse permettra de dresser un premier bilan global de l'information disponible sur l'anguille européenne en estuaire de Seine. Des informations sur le rôle de l'estuaire dans l'écologie de l'anguille, la répartition spatiale des individus dans les différents habitats disponibles et surtout les pressions, propres à l'estuaire, qui menacent la survie de l'espèce seront mobilisées. L'objectif est de créer un cadre partagé pour définir les objectifs d'un programme de recherche dont la finalité est double : (i) améliorer les connaissances sur l'utilisation des habitats estuariens de cette espèce emblématique (ii) préciser les objectifs et modalités de restauration des habitats estuariens. En effet, cette réflexion se fonde sur le postulat selon lequel l'amélioration de la capacité d'accueil des habitats estuariens pour l'anguille repose non seulement sur la continuité écologique longitudinale mais aussi sur la disponibilité d'habitats fonctionnels, de leur accessibilité et de leur qualité.

Ce besoin de connaissances sur l'estuaire de la Seine fait écho i/ aux orientations du Plan National en faveur des Migrateurs Amphihalins qui met en avant le besoin d'améliorer les connaissances sur les milieux marins et de transition, ii/ aux actions du PLAGEPOMI 2022-2027 relatives au suivi de l'état de la population d'anguilles et iii/ à la disposition 1.6.3 du SDAGE 2022-2027 qui fait état de besoin de connaissances sur les pressions affectant les populations de migrateurs amphihalins et leurs habitats notamment en milieux estuariens.

CHAPITRE 1. L'ESTUAIRE DE LA SEINE

1 L'estuaire et ses ensembles hydro-géo-morphologiques

L'estuaire de la Seine est défini par la zone d'influence de la marée dynamique sur le cours d'eau, soit les 170 derniers kilomètres du fleuve (Fisson et al., 2012). Il est délimité en amont par le barrage de Poses (le barrage le plus en aval sur la Seine) et en aval par la partie orientale de la baie de Seine (limite nord : latitude du Cap de la Hève ; limite ouest : méridien de Ouistreham) (Figure 1). Latéralement, les estuaires comprennent des plaines alluviales, en particulier des digues et des zones humides associées, ainsi que la frange littorale et la zone maritime proche. L'espace qui recueille les eaux de ruissellement et d'infiltration alimentant la partie estuarienne de la Seine s'étend sur une superficie de 11 500 km² (Fisson et al., 2012). Le Tableau 1 détail les caractéristiques de l'estuaire de la Seine.



Figure 1 : Carte de l'estuaire de la Seine (Fisson et al., 2012)

Tableau 1 : Caractéristiques hydromorphologiques de l'estuaire de la Seine (Source : (Fisson et al., 2012))

	Superficie du bassin versant du fleuve	Superficie du bassin versant intra-estuarien	Influence de la marée	Pénétration de la salinité	Marnage maximal	Débit moyen
Seine	79 000 km ²	11 500 km ²	160 km (Poses)	40 km (Vieux-Port)	7,5 m (Le Havre)	400 – 500 m ³ /s

L'estuaire de la Seine peut être décomposé en quatre ensembles hydro-géo-morphologiques principaux comme le montre la Figure 2 (Guézennec et al., 1999; Lavabre & Fisson, 2013) :

- Le lit mineur qui correspond à l'espace occupé par l'écoulement du cours d'eau, hors évènement hydrologique exceptionnel. Il est séparé du lit majeur par les

berges et, dans ce contexte estuarien, inclut la zone intertidale. Il peut être découpé selon un gradient de salinité qui détermine en grande partie les biocénoses qui pourront coloniser les différents milieux aquatiques rencontrés :

- L'estuaire limnique (salinité < 0.5 g/l) : de Poses à Vieux-Port,
- L'estuaire saumâtre (salinité entre 0.5 et 30 g/l) : de Vieux-Port à Honfleur,
- L'estuaire marin (salinité > 30 g/l) : d'Honfleur à la proche baie de Seine ;

- La plaine alluviale qui correspond à la zone topographique basse comprise entre le lit mineur et les terrasses alluviales ; le haut de la zone intertidale (ou la berge) composant la limite avec le lit mineur. La plaine alluviale est structurée par le substrat qui déterminera les biocénoses rencontrées :
 - La plaine alluviale alluvionnaire,
 - La plaine alluviale tourbeuse ;
- Les terrasses alluviales qui se composent d'alluvions anciennes ;
- Les coteaux qui se composent de terrains sédimentaires crayeux caractérisés par de fortes pentes ; le point de changement géologique entre alluvions récentes et anciennes composant la limite entre la plaine alluviale et le coteau.

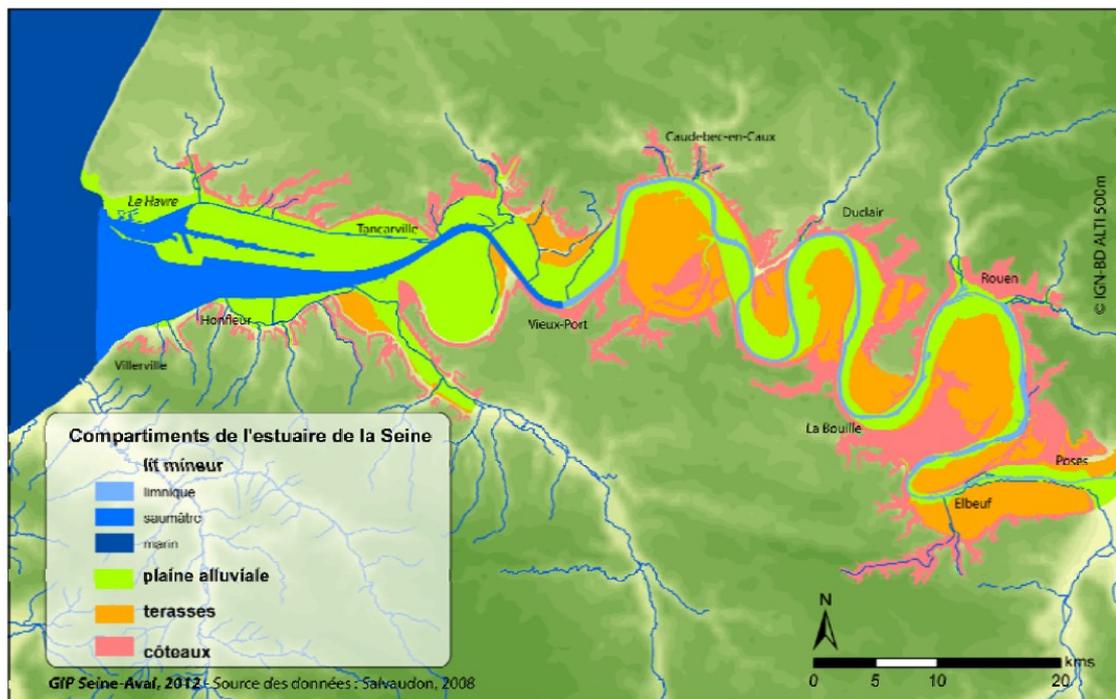


Figure 2 : Zonation hydro-géo-morphologique de l'estuaire de la Seine

2 Habitats naturels et occupation des sols

L'estuaire de la Seine se répartit sur les départements de la Seine-Maritime, de l'Eure du Calvados et de l'Eure et Loir (pour l'Eure). Le lit mineur et la plaine alluviale de l'estuaire

de la Seine sont composés pour 39% de terrains agricoles (19 958 hectares), pour 26% de surfaces en eau (13 131 hectares), pour 23% de terrains artificialisés (11 575 hectares) et pour 12% de forêts et de milieux semi-naturels (6 010 hectares) (Fisson et al., 2012).

A l'interface entre le milieu marin et le milieu fluvial d'une part, et le milieu aquatique et terrestre d'autre part, les estuaires sont des écosystèmes très dynamiques caractérisés par une mosaïque d'habitats très diversifiés. Pour cette étude, un intérêt particulier a été porté à certains types habitats mentionnés dans les rapports comme étant utilisés par les anguilles. A savoir : le cours d'eau principal (ou lit mineur), les vasières, les filandres, les affluents du cours principal, les marais et les fossés.

- Le cours d'eau principal :

Le cours d'eau principal correspond au chenal principal de navigation. Il s'étend sur 160 km de long, de l'embouchure au barrage de Poses (Fisson et al., 2012). Il est séparé de la plaine alluviale par les berges naturelles ou artificialisées. Depuis le XIXème siècle les aménagements réalisés au sein du chenal ont modifié sa morphologie et l'ont, à terme, uniformisé. En effet, la largeur du cours d'eau principal se trouve aujourd'hui normalisé ainsi que la profondeur qui est régulièrement maintenue par les travaux de dragage réguliers. La portion du chenal située entre Poses et Rouen est composée d'eau douce mais le marnage, bien que faible, y est encore présent. La profondeur y est d'au moins 4 mètres pour les coefficients de marée les plus bas afin de maintenir la navigation fluviale. La ripisylve y est bien développée sur les berges peu artificialisées, ainsi qu'un grand nombre d'îles, de bars morts, de plages et de vasières. Entre Rouen et Vieux-Port, l'eau est encore douce. Le chenal y est plus profond avec 10,7 mètres de tirant d'eau, permettant ainsi aux navires commerciaux d'atteindre le port de Rouen. Les berges y sont majoritairement artificialisées. Enfin, la partie du chenal situé entre Vieux-Port et Honfleur ou Villerville (limite dépendante du coefficient de marée et du débit) correspond à la zone saumâtre et donc au siège du bouchon vaseux de l'estuaire. La profondeur est de 10,7 mètres également. Le chenal s'élargit à mesure que l'on s'approche de l'embouchure avec une distance de 600 mètres entre les berges à Tancarville et de 16 km entre Sainte-Adresse et Trouville-sur-Mer. Les surfaces intertidales de cette zone sont très importantes et représentent pas moins de 1000 hectares (Fisson et al., 2012).

Le cours d'eau principal inclut la zone intertidale et englobe donc les vasières et les filandres.

- Les vasières :

Les vasières sont des habitats du lit mineur de l'estuaire. Leur surface totale est de 1000 hectares et elles sont présentes sur l'ensemble du linéaire (Figure 3). Les plus grandes zones sont situées à l'embouchure, particulièrement en rive droite (GIP Seine-Aval, 2013). Ces milieux sont des zones de nurserie pour une multitude d'espèces (oiseaux et poissons notamment) car ils présentent une forte productivité benthique (microalgues, mollusques et crustacés) (GIP Seine-Aval, 2013). Au sein des zones intertidales on retrouve également un certain nombre de filandres.

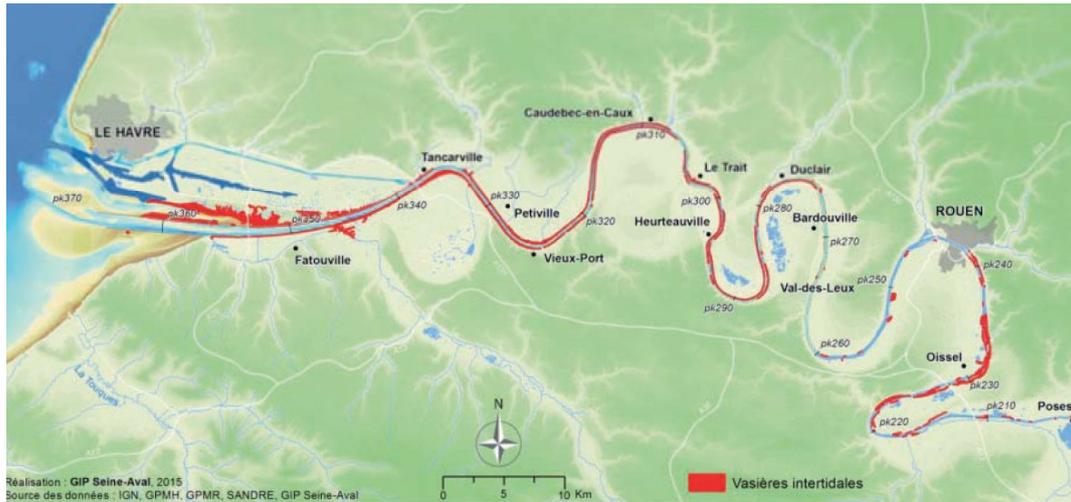


Figure 3 : Les vasières intertidales de l'estuaire de la Seine

- Les filandres :

Les filandres sont des chenaux naturels d'alimentation et de vidange des zones intertidales latérales, plus ou moins importantes, qui font partie intégrante du système hydraulique. Elles sont totalement noyées à marée haute et totalement exondées à basse mer, souvent subsiste un mince filet d'eau en écoulement (Lesourd et al., 2012). Ainsi il apparaît que les filandres sont des zones de stockage et sources de vases liées à la dynamique du bouchon vaseux (GIP Seine-Aval, 2013). En effet, dans un contexte de constante diminution, elles constituent des surfaces non négligeables de vasières intertidales. De plus, les filandres assurent des connexions entre le fleuve et les annexes hydrauliques (Lesourd et al., 2012) et servent de corridor pour les espèces animales et végétales. Un autre rôle fondamental des filandres est lié à leur productivité (primaire et secondaire). En effet le réseau trophique en place (zoobenthos) est favorable pour les poissons et les oiseaux. De par leur rôle biologique, ces milieux servent de zones refuges temporaires pour une trentaine de taxons piscicoles (Lesourd et al., 2012). En 2013, Un constat montre que suite à des travaux d'aménagement, le nombre de filandres a fortement régressé (Baillout, 2013). La préservation du fonctionnement de ces filandres, voire leur création ou leur restauration, est donc essentielle pour ces systèmes écologiques.

- Les affluents du cours principal :

Au sein de l'estuaire de la Seine une vingtaine de cours d'eau (affluents) se jettent dans le chenal. Sur la rive droite, les affluents de la Seine sont nombreux, mais de faible débit. Les principaux sont la Lézarde, le Commerce, la Sainte-Gertrude, la Rançon, l'Austreberthe, le Cailly, le Robec, l'Aubette et l'Andelle. Sur la rive gauche, les affluents sont moins nombreux mais leur débit est plus important, il s'agit principalement de la Risle et de l'Eure (GIP Seine-Aval, 2008b).

- Les marais :

Par définition un marais est une formation paysagère où le sol est recouvert, en permanence ou par intermittence, d'une couche d'eau stagnante, généralement peu profonde

et en partie envahi par la végétation. Ils sont présents dans la plaine alluviale et regroupent une grande diversité d'habitats. En effet, les marais sont souvent dominés par des prairies humides mais sont également composés de forêts alluviales caractérisées par la ripisylves ; d'eaux closes telles que les mares, les gabions, les ballastières ainsi que les fossés non connectés ; de roselières ; ...

- Les fossés :

Par définition un habitat est appelé « cours d'eau » s'il répond à ces quatre critères :

- Un écoulement indépendant des eaux de pluies et un débit suffisant une majeure partie de l'année
- Un lit mineur identifié d'origine naturelle incluant un cours d'eau naturel rendu artificiel
- La présence d'une faune aquatique (représentée au moins par des invertébrés)
- La présence d'une végétation aquatique

Les fossés ne sont donc pas clairement définis dans la législation. Ils correspondent à tous les autres chenaux permettant l'évacuation des eaux ne correspondant pas aux critères évoqués précédemment. Le fossé est un ouvrage d'origine anthropique, dont la fonction principale est le drainage des terrains agricoles. Initialement créés pour drainer les parcelles trop humides et évacuer les eaux de la Seine lors des crues, les fossés ont été transformés pour de nouveaux usages (agriculture, industrie, urbanisation). Un fossé est alors soumis aux mêmes « règles » qu'un cours d'eau. Lorsqu'ils sont en eau, les fossés jouent un rôle d'habitat et de corridor biologique permettant de relier des habitats fragmentés (Joly, 2009). Ce rôle s'inscrit dans l'objectif de trame verte et bleue. La connexion entre ces réseaux hydrauliques et la Seine avant les grands endiguements revêtait une importance considérable pour les populations piscicoles. Ces réseaux permettaient la colonisation et l'accomplissement des différentes étapes du cycle de vie des espèces inféodées à ces milieux (Boittin et al., 2011). Un fossé non entretenu aboutit à un comblement de celui-ci. Cependant il n'existe pour d'obligation réglementaire concernant l'entretien des fossés mais une modification d'un fossé est obligatoirement soumise à autorisation/ déclaration.

Au sein de l'estuaire de Seine la gestion des niveaux d'eau dans ces réseaux hydrauliques diffère selon le territoire concerné. Par exemple, sur le périmètre de la Réserve Naturelle Nationale de l'estuaire de Seine (RNNES) le niveau d'eau dans le marais endigué est entièrement régulé par des vannes. La gestion hydraulique de cette zone diffère selon la saison. Elle est subdivisée en quatre secteurs (secteur des diguettes, secteur des prairies subhalophiles, le secteur des prairies du Hode et le secteur de Cressenvale). Un cahier des charges encadre cette gestion selon le schéma de principe présenté ci-dessous (Figure 4) (RNNES, 2018, Plan de Gestion). Les usages rendent également la gestion hydraulique optimale difficile car les besoins des usagers peuvent différer selon la saison. Du point de vue des exploitants agricoles par exemple, la mise en assec des prairies humides du printemps à la fin d'automne est nécessaire pour permettre la pousse de la végétation et la mise en pâture du bétail. Cette gestion est en contradiction avec les objectifs environnements car à cette période l'avifaune inféodée aux zones humides est en nidification. Ainsi la baisse rapide des niveaux d'eau compromet le succès de reproduction (prédation, isolement du nid) (Fisson et al., 2012).

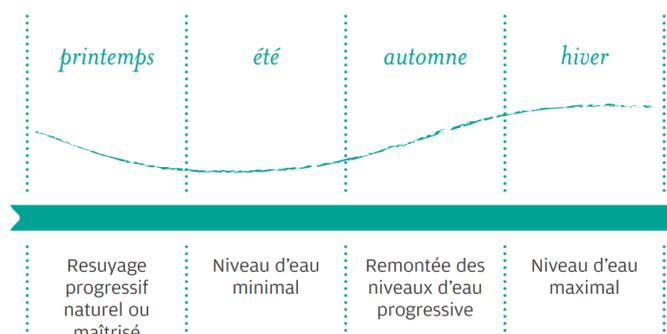


Figure 4 : Schématisation de la gestion des niveaux d'eau dans le marais endigué

3 Usage de l'estuaire de Seine

Les grands estuaires des zones tempérées ont été aménagés depuis plusieurs siècles et de nombreux usages sont associés à ces milieux (navigation, exploitation halieutique ou agricole, dilution des rejets aqueux, ...). Les usages liés à l'estuaire de la Seine sont nombreux, qu'ils aient une valeur marchande (pêche professionnelle, navigation, épuration des rejets, protection contre les inondations, constructions d'habitations avec vue sur Seine, croisières impressionnistes, ...) ou non commerciale (production artistique personnelle, balade en bord de fleuve, loisirs nautiques, ...).

La navigation commerciale est l'un des usages principaux. En effet, la navigation sur la Seine permet de relier la mer à l'amont du bassin versant à la baie de Seine. Elle joue un rôle majeur dans l'exportation des produits agricoles et dans la réponse aux besoins en produits manufacturés et en énergie du bassin versant. Le Grand Port Maritime de Rouen est ainsi le premier port d'exportation céréalière en Europe et le Grand Port Maritime du Havre joue un rôle majeur dans le trafic de conteneurs et l'approvisionnement en produits pétroliers. Au fur et mesure des travaux d'aménagement, débutés dès le XIX^{ème} siècle, le chenal de navigation a été stabilisé et approfondi (dragage), passant de 2.50m en 1842 à 8m en 1945 et 12,60m en 2007. Cela a permis à des navires de plus en plus imposants de remonter la Seine jusqu'à Rouen en toute sécurité et a engendré un accroissement du trafic, particulièrement en condition de vives-eaux (coefficient de marée de 115). Dans ce contexte (celui d'un anthroposystème complexe), le maintien des processus écologiques fondamentaux compatibles avec les usages et services écosystémiques constitue un enjeu majeur (Fisson et al., 2012).

L'activité agricole menée dans la plaine alluviale est importante, et les pratiques sont en partie liées au fonctionnement hydrologique de l'estuaire (variation des niveaux d'eau, présence de sel sur les terrains à l'embouchure, ...) (Fisson et al., 2012).

L'activité de pêche exercée en baie de Seine est également dépendante de l'estuaire pour les espèces y réalisant une partie de leur cycle de vie. C'est par exemple le cas de la sole, dont les juvéniles fréquentent notamment les fonds subtidiaux plus ou moins envasés et riches en benthos à l'embouchure de la Seine. De même, les migrateurs comme l'anguille

utilisent l'estuaire de la Seine comme zone de croissance ou de transition pour rejoindre leur zone de reproduction (J. Morin et al., 2010).

L'estuaire de la Seine est enfin le siège de nombreux usages récréatifs, que ce soit 1) des activités nautiques (pratique instituée de la voile, du kayak, de l'aviron, du motonautisme, activité de baignade ou de ski nautique) ; 2) des temps de loisirs sur les berges et le littoral (promenades à pied, à vélo, en roller, à cheval sur les quais ou les chemins de halage ; pauses contemplatives en bord de Seine ; plages, promenades et sites du littoral avec leur tradition de bains de mer ; activités de chasse, pêche, cueillette,...) ou ; 3) une mise en spectacle du fleuve (Armada avec des animations sur l'eau et les quais à Rouen et la « grande parade » de Rouen à la mer ; évènements ponctuels utilisant la Seine comme support avec Rouen plage, la foire Saint Romain ou les feux d'artifice tirés sur les berges ou les ponts,...) (Sirost et al., 2008, 2012; Sirost & Féménias, 2012).

4 Qualité des eaux de l'estuaire

Les causes de pollutions sont diverses dans l'estuaire de la Seine. Le bassin versant amont est une source majoritaire de polluants, mais ceux-ci proviennent également des zones intra-estuariennes (pôles urbains, zones industrielles, terrains agricoles en bord de Seine), ainsi que de la remise en suspension de sédiments anciens contaminés lors d'épisodes de crues, de tempêtes ou lors de travaux. Le bouchon vaseux joue quant à lui un rôle de filtre, stocke et transforme les contaminants. Il retient les germes microbiens et les micropolluants par adsorption sur les particules fines et les sédiments : certaines substances y sont piégées alors que d'autres sont modifiées et expulsées vers l'aval (Fisson et al., 2012). La qualité des habitats est altérée tout d'abord par des épisodes de déficit historique en oxygène et chronique apparaissant en période estivale et automnale et mettant en péril la survie d'un grand nombre d'organismes (barrière parfois infranchissable entre l'océan et les eaux continentales pour les poissons migrateurs tels que la truite de mer ou l'anguille) (Billen et al., 1999). Cependant, aucune zone d'hypoxie n'a d'ailleurs été observée par le réseau de suivi mensuel de la qualité des eaux de la Seine depuis 2007, mais une succession d'années marquées par des faibles débits, des températures estivales élevées et des apports importants en matières biodégradables à la Seine pourraient remettre en cause ce fragile équilibre (AESN & DDTM76, 2011). De plus, les apports en nitrates restent à des niveaux toujours problématiques (~80 000 t/an à Poses) (Fisson, 2014; Muntoni, 2020a REPERE) et le bassin de la Seine est classé en zone vulnérable pour ce paramètre (Fisson et al., 2012). On retrouve également une contamination persistante de l'environnement par certains métaux comme le plomb, le zinc et surtout le cadmium et le mercure (AESN & DDTM76, 2011; Boust et al., 2012; Fisson, 2012b; Lachambre & Fisson, 2007) ainsi que par les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dont les concentrations restent aujourd'hui extrêmement élevées mais avec une décroissance des teneurs observées de l'amont vers l'aval et la baie de Seine (GIP Seine-Aval, 2008b). Les PolyChloroBiphényles (PCB) posent également problème et sont encore retrouvés dans tous les compartiments physiques et biologiques de l'estuaire (Fisson et al., 2012). Enfin, on retrouve aussi d'autres contaminants tels que les micropolluants, les pesticides ou bien les plastiques qui sont d'autant de polluants susceptibles d'altérer la survie des organismes aquatiques vivants dans l'estuaire de la Seine (AESN & DDTM76, 2011; Boust et al., 2012; Fisson, 2012, 2021; Fisson et al., 2012, 2016; Lachambre & Fisson, 2007).

CHAPITRE 2. L'ANGUILLE EUROPEENNE (*ANGUILLA* *ANGUILLA*)

5 Présentation de l'espèce : généralités, morphologie et description biologique

L'anguille européenne est un poisson migrateur amphihalin thalassotoque (Adam et al., 2008; Bruslé, 1994; Elie & Rochard, 1994). Elle se reproduit en mer et réalise sa phase de croissance dans les eaux continentales (Keith et al., 2011).

- Répartition

Son aire de répartition est très vaste (Figure 5) (C. Durif, 2003). Elle s'étend de son site de ponte : la mer des Sargasses en Atlantique ouest (Amilhat et al., 2016; Schmidt, 1925), jusqu'à la côte ouest du continent européen et nord-ouest du continent africain. On la retrouve également en Islande et dans le bassin méditerranéen, 6000 km plus loin (Elie & Rochard, 1994; Tesch, 2003). Ubiquiste et opportuniste, c'est l'espèce ichthyologique colonisant la plus grande diversité d'habitats, disponibles depuis la mer, sur l'ensemble du territoire français (Laffaille et al., 2003, 2004).

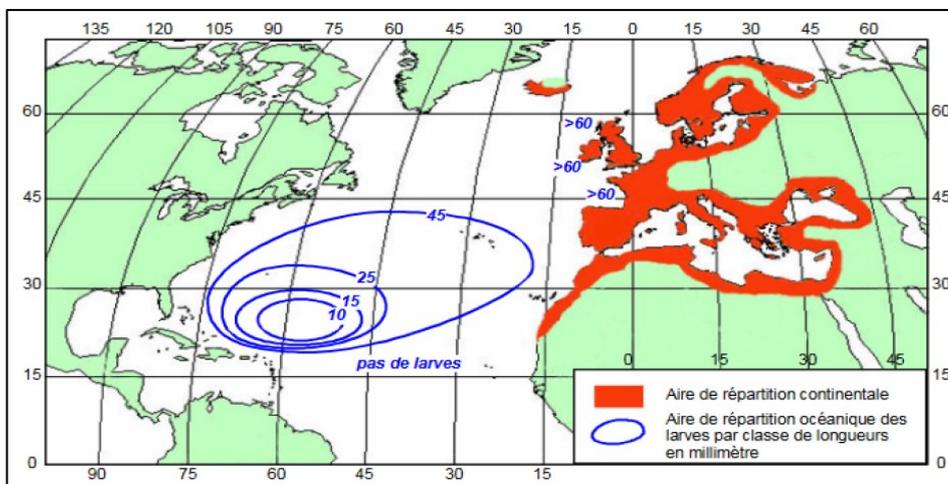


Figure 4 : Aire de répartition de l'anguille européenne (adaptée de Germain (1927) pour l'aire continentale et Schmidt (1922) pour la répartition océanique des larves. Source: Patrick LAMBERT, 2005.)

- Morphologie

D'aspect serpentiforme, l'anguille européenne est une espèce aisément reconnaissable. Son corps est constitué d'une partie antérieure cylindrique et d'une région caudale aplatie (C. Durif, 2003; E. Feunteun et al., 2011). Sa nageoire dorsale fusionne avec les caudales et les pectorales pour former une nageoire unique allant de l'anus au milieu du dos. Elle possède également des nageoires pectorales bien développées en arrière des branchies (Hirschinger, 2015). Des petites écailles apparaissent en grandissant et son corps est recouvert d'un mucus abondant lui permettant de se déplacer par reptation (Keith P. et al., 2020).

- Régime alimentaire

L'anguille est un prédateur qui possède un régime alimentaire très varié. Au début de leur vie, les larves leptocéphales se nourrissent d'organismes planctoniques pendant leur migration transatlantique, (Riemann et al., 2010) mais une fois sur le continent, elles deviennent omnivores et consomment par exemple des algues, des bryozoaires, des annélides polychètes, des larves et des adultes d'insectes (diptères, trichoptères, éphéméroptères et odonates), des mollusques (moules et gastéropodes), des crustacés décapodes et des poissons (Pasquaud et al., 2010; Tesch, 2003). En grandissant, les individus peuvent se spécialiser vers un régime majoritairement composé d'invertébrés ou de poissons (Cucherousset et al., 2011) mais leur alimentation reste toutefois très opportuniste tout au long de leur vie.

6 Cycle de vie

Le cycle biologique de l'anguille européenne est assez complexe et présente encore quelques zones d'ombres. Néanmoins, celui-ci comporte plusieurs phases clairement établies : au cours de sa vie l'anguille effectue deux migrations transocéaniques (anadrome et catadrome), une phase de croissance continentale (sédentarisation), deux métamorphoses et vraisemblablement, une unique reproduction (Figure 6) (Acou, 2006). La zone de reproduction se trouverait dans la zone de convergence nord Atlantique, communément appelée Mer des Sargasses (Miller et al., 2015, 2019). Des études récentes suggèrent que la zone de reproduction inclut la dorsale médio-atlantique (Chang et al., 2020; Wright et al., 2022).

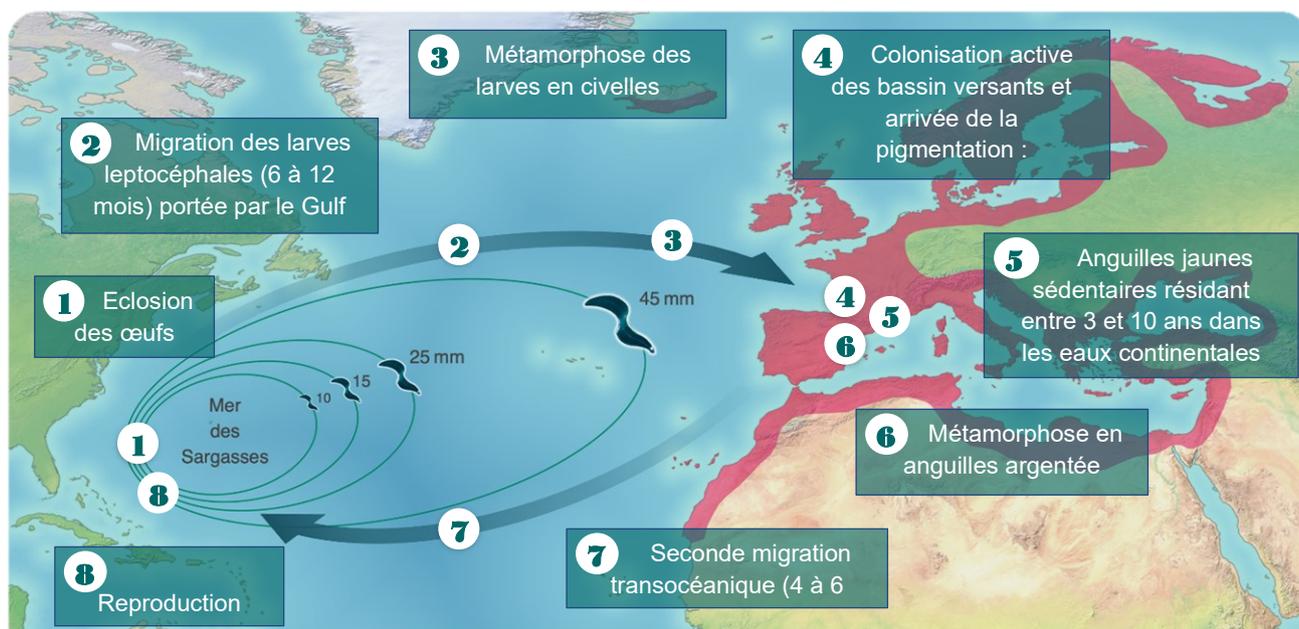


Figure 5 : Répartition et cycle biologique de l'anguille européenne (Association MRM).

6.1 Larve leptocéphale

La reproduction a lieu dans la mer des Sargasses (Chang et al., 2020; Wright et al., 2022), à des profondeurs comprises entre 200 et 400 mètres (Fontaine et al., 1985; Keith P. et al., 2020). A la ponte des œufs suit l'éclosion qui donne naissance aux larves leptocéphales. Leur corps translucide, en forme de feuille de saule est particulièrement adapté à un mode de vie pélagique (Edeline et al., 2005). Les larves entament une migration passive en rejoignant le courant océanique nord-équatorial « le Gulf Stream » et sont portées vers les côtes du Nord-Est de l'Atlantique (A. Kettle & Haines, 2006; LECOMTE-FINIGER, 1994; Neveu, 2021). En modélisant les courants marins à partir de la mer des Sargasses, Bonhommeau et al., (2010) ont estimé que la durée de cette traversée est de 21 mois environ. Pendant cette période, les larves effectuent des migrations nyctémérales, elles restent entre 200 et 300m de profondeur la journée pour éviter les prédateurs et reviennent à environ 25m de la surface la nuit pour se nourrir (Castonguay & McCleave, 1987; Hirschinger, 2015). A l'approche des côtes, les larves mesurent environ 65 mm pour environ 0,2 g. Elles cessent de se nourrir (Edeline et al., 2005; Muchiut et al., 2002) et commencent leur métamorphose (entre 32 et 80 jours selon C.-H. Wang & Tzeng, 1998 et 2000) en civelles (Hirschinger, 2015).

6.2 Civelle

La métamorphose en civelle commence en mer lorsqu'elles arrivent au niveau du talus continental. Elle permet aux jeunes individus de coloniser les milieux continentaux (Edeline et al., 2005). En effet, le corps des civelles est de forme subcylindrique (Muchiut et al., 2002) et elles ont une taille comprise entre 60 et 80 mm (Adam et al., 2008). Elles arrivent entre octobre et mars dans les estuaires d'Europe (Geffroy, 2012). En milieu tidal, les civelles colonisent les bassins versants en utilisant les courants de marée de flot (lors des marées descendantes celles-ci se plaquent au fonds pour lutter contre le courant) (Hirschinger, 2015). Leur corps se pigmente au fur et à mesure qu'elles colonisent les milieux continentaux (P. Prouzet, 2003) alors que l'alimentation est arrêtée (Charlon & Blanc, 1982; Prouzet et al., 2002). Selon Guerault et al., (1991), le stade civelle s'étend sur 3 mois. Lorsque le corps est totalement pigmenté et que la croissance reprend, la métamorphose est terminée et la civelle devient alors une anguillette (taille moyenne de 130mm) (Edeline et al., 2005; Laffaille et al., 2000).

La remontée des civelles est conditionnée par divers facteurs. Notamment, la migration active semble se produire pendant le crépuscule (Bardonnnet et al., 2003, 2005), avec des températures de l'eau supérieures à 10-12°C (Adam et al., 2008; Gascuel, 1986) et pendant les phases de marée montante (Bardonnnet et al., 2003).

6.3 Anguille jaune

Le stade anguille jaune marque généralement la fin de la phase de migration anadrome active des anguilles. Ce stade correspond une phase de croissance somatique et regroupe les plus jeunes anguillettes pigmentées déjà observées en dessous de 100mm jusqu'aux individus avant l'argenture, sans limite de taille. Durant cette étape de la vie, la robe de l'anguille change. Elle devient visqueuse et la couleur de sa peau évolue également pour

devenir « brun olive » du côté dorsal et jaune sur la partie ventrale. A ce stade, les individus sont benthiques (Tesch, 2003) et restent généralement sédentaires. Bien que la plupart des individus restent dans le même milieu, certains peuvent maintenir un niveau de mobilité en eau douce ou en milieu saumâtre (Laffaille et al., 2005), voir même changer de milieu à certaines étapes de leur vie (Daverat et al., 2005; Teichert et al., 2023). Cette période est caractérisée par une forte utilisation des ressources trophiques et une différenciation sexuelle de l'anguille. En effet, la spermatogénèse et l'ovogénèse sont simultanées, mais le développement du sexe mâle est notamment conditionné par un phénomène de densité-dépendance : la production de mâles est majoritaire lorsque les densités de population et la disponibilité des ressources sont fortes (Passakas & Tesch, 1980). Dès que les sujets sont mûres (3 à 9 ans pour les mâles soit 200 à 450 mm pour 20 à 150 g, contre 5 à 35 ans pour les femelles soit 350 à 1000 mm pour 60 à 2100 g), ils s'argentent (E. Feunteun et al., 2011; Oliveira, 1999).

6.4 Anguille argentée

L'argenture est une métamorphose secondaire marquant la fin de la période de croissance continentale et durant laquelle l'anguille devient subadulte, c'est-à-dire présentant les caractéristiques morphologiques d'un adulte mais sans être encore capable de se reproduire (Rousseau et al., 2009). L'anguille prend alors une pigmentation ombre sur le dos et blanche sur le ventre, les nageoires pectorales s'allongent (C. Durif, 2003), la taille de ses yeux augmente (Adam, 1997), sa peau s'épaissit (FDPPMA 29, 2013), la production de mucus cutané augmente (Saglio et al., 1988), sa ligne latérale se développe (Pankhurst & Lythgoe, 1983) et l'activité hormonale augmente (Lecomte-Finiger, 1990; Pankhurst & Lythgoe, 1982). En effet, encore en eau douce, l'anguille est prête à migrer en mer ce qui la met dans un état d'instabilité physiologique. De plus, une phase de répit alimentaire démarre, le tube digestif se dégrade et l'anus se ferme. L'argenture confère donc aux anguilles argentées toutes les aptitudes morphologiques, physiologiques et énergétiques nécessaires pour effectuer la longue migration transocéanique vers la zone de reproduction et initie la maturation des organes géniteurs (C. M. F. Durif et al., 2009). En effet, c'est au cours de la dévalaison que la gamétogénèse se réalise. Une fois arrivées sur place, la reproduction aura lieu entre 200 et 300 mètres de profondeur ce qui marque l'acte concluant leur cycle de vie, accordant ainsi un caractère sémelpare à l'espèce (Westerberg, 1979).

Le déclenchement de l'argenture reste encore mal compris mais semble en partie lié à des facteurs de développement intrinsèques, comme la quantité de lipides, le taux de croissance, la taille ou le poids (Haro, 2003; Larsson et al., 1990; Yokouchi et al., 2018). Ce qui est communément admis dans la littérature, est que le stade jaune est un stade qui vise à atteindre un pourcentage de lipides nécessaires pour réaliser à la fois la migration et la reproduction (sachant qu'elle ne se nourrit plus et qu'elle vivra sur ses réserves). Le seuil en fonction des auteurs peut varier de 10-13% à 35% de lipides (Bourillon, 2021; Larsson et al., 1990; Svedang & Wickstrom, 1997) Le pic de migration est observé en automne (Acou et al., 2009; ICES, 2020a) et ce comportement de dévalaison est associé à de nombreux facteurs environnementaux. En effet, elle se produit généralement lors de phases de nouvelle lune (espèce lucifuge) et dans des conditions de fort débit et de faibles températures (Acou et al., 2009; Bruijs & Durif, 2009; Haro, 2003; Tesch, 2003).



7 Variabilité des traits d'histoire de vie de l'anguille

L'anguille colonise une grande diversité d'habitats sur l'ensemble de son aire de répartition, induisant une variation importante des traits d'histoire de vie, comme la taille et l'âge à l'argenture, la proportion de mâles et de femelles, la fécondité, ou encore le taux de croissance (Bourillon et al., 2022; Daverat et al., 2012; Daverat & Tomás, 2006; Durif et al., 2009; Helfman et al., 1987; Jessop, 2010; Mateo Santos, 2017; Oliveira, 1999; Teichert et al., 2023; Tesch, 2003; Thibault et al., 2007; Vélez-Espino & Koops, 2010; Vollestad, 1992).

7.1 Dimorphisme sexuel

L'expression des traits d'histoire de vie chez les anguilles européennes au stade argenté varie selon le sexe et l'environnement de croissance. En général, les mâles argentés mesurent entre 250 et 480 mm de long (moyenne entre 350 et 430 mm) alors que les femelles ont une taille à l'argenture entre 390 et 1300 mm (moyenne entre 500 et 610 mm) (Durif et al., 2009; Tesch, 2003). L'âge à l'argenture varie aussi considérablement, allant de deux à quinze ans pour les mâles et de quatre à trente ans et plus pour les individus femelles (ACOU et al., 2003; Durif et al., 2009; Tesch, 2003). Les anguilles femelles s'argentent plus tard que les mâles (Tesch, 2003). Ces variations de traits d'histoire de vie traduisent une hétérogénéité environnementale dans les conditions de croissance, à plus ou moins grande échelle (aire de distribution ou bassin versant), et suggèrent l'existence de stratégies différentes pour optimiser les valeurs reproductives entre les sexes (Geffroy & Bardonnnet, 2016).

7.2 Variation du sex-ratio

Durant les premiers stades de vie des anguilles, le sexe est indifférencié jusqu'à ce que les anguilles jaunes atteignent entre 180 et 300 mm. L'hypothèse d'un déterminisme lié aux influences environnementales représente l'hypothèse la plus plausible (Davey & Jellyman, 2005) face à la piste d'un déterminisme génotypique qui semble limité (Cau et al., 1992; Sola et al., 1980; Wiberg, 1983). En effet, un changement dans les conditions environnementales pendant la phase continentale de croissance peut s'accompagner par une modification du sexe-ratio (Bark et al., 2007; Chadwick et al., 2007; Chu et al., 2006; De Leo & Gatto, 1996; JELLYMAN & TODD, 1998; Laffaille et al., 2006; Poole et al., 1990; ROSELL et al., 2005; Wickstrom et al., 1996). Chez les anguilles, il est supposé qu'une productivité élevée induit une croissance rapide et une tendance à la production de mâles. Cependant, le *sex-ratio* semble être subtilement dépendant d'autres facteurs tel que la densité (Davey & Jellyman, 2005). En effet, les observations en milieu contrôlé mettent en évidence l'effet de la densité d'anguilles sur le déterminisme sexuel dès les premières années de croissance, avec une prépondérance de mâles dans des conditions de forte densité (Bertin, 1957; Degani & Kushnirov, 1992; Egusa, 1979; Han & Tzeng, 2006; Roncarati et al., 1997). Les fortes densités d'anguilles contribuent à accroître le stress (CHIBA et al., 2002) et la compétition au sein des cohortes pour l'accès aux ressources alimentaires (Burnet, 1969; Jellyman, 1997; Tesch, 2003). Les mâles montrent alors un taux de croissance supérieur à celui des futures femelles durant leur phase sexuelle indifférenciée, permettant d'accumuler un potentiel reproducteur (valeur reproductrice) plus rapidement et réduire les risques de mortalité associés à la compétition (Davey & Jellyman, 2005). Toutefois, la densité à elle seule n'explique pas toute la variabilité de la croissance chez l'anguille. En effet, Wickins, (1985) montre que des civelles



élevées sans compétition intraspécifique adoptaient des stratégies intrinsèques bimodales, avec des individus à croissance rapide et d'autres à croissance lente.

7.3 Influence biogéographique et du bassin versant

Certains auteurs ont mis en lumière une variation des traits d'histoire de vie à large échelle. Une partie d'entre eux indiquent que les individus femelles possèdent une taille à l'argenteure plus élevée dans les hautes latitudes (Helfman et al., 1987; B. M. Jessop, 2010; Oliveira, 1999; Vélez-Espino & Koops, 2010; Vollestad, 1992). En effet, l'éloignement entre l'aire croissance et la zone de reproduction semble favoriser une croissance plus longue et les individus (mâle et femelle) seraient plus âgés (B. M. Jessop, 2010; Vollestad, 1992). En termes de proportion, les femelles sont plus nombreuses dans les hautes latitudes (Helfman et al., 1987; Vélez-Espino & Koops, 2010). Étant donné que la latitude est un proxy de la distance parcourue, Helfman et al., (1987) ont émis l'hypothèse que cette dominance des femelles aux latitudes septentrionales était due à la plus grande capacité des futures femelles à se disperser. Cependant, le taux de croissance des mâles et des femelles sont négativement corrélés avec la latitude (Helfman et al., 1987; B. M. Jessop, 2010; Oliveira, 1999; Vélez-Espino & Koops, 2010; Vollestad, 1992). La température, plus faible dans les aires de distribution nordique, induit une baisse de la productivité des habitats ce qui pourrait expliquer un taux de croissance plus faible pour les deux sexes (B. M. Jessop, 2010).

L'hypothèse que seule la biogéographie à large échelle contrôle les traits d'histoire de vie des anguilles est nuancée par des études montrant que le sexe-ratio ainsi que la distribution de la taille et du poids moyen des individus présentaient des variations plus importantes à l'échelle des bassins versants (Bertin, 1957; Bourillon et al., 2022; Davey & Jellyman, 2005; Krueger & Oliveira, 1999; Mateo Santos, 2017; Oliveira, 2001; Oliveira & McCleave, 2000; Teichert et al., 2022, 2023). La connaissance actuelle sur les variations de traits d'histoire de vie de l'anguille européenne au sein des bassins versants apporte plusieurs réponses (Daverat et al., 2006, 2012; Davey & Jellyman, 2005; Vélez-Espino & Koops, 2010). Tout d'abord, il semblerait que la proportion de femelles est plus importante dans les habitats situés en amont par rapport aux habitats aval (et inversement pour les mâles) de même que la fécondité, l'âge des individus, le poids et la taille qui sont vraisemblablement en moyenne plus élevés dans les zones amont. Enfin, la densité en anguille diminue vers l'amont avec la distance à l'estuaire (Ibbotson et al., 2002). Ces caractéristiques d'histoire de vie semblent en partie liées aux processus qui expliquent la différenciation sexuelle et ceux régissant les stratégies de croissance.

7.4 Influence de l'habitat de croissance

La température, la distance à la mer, le sexe, l'âge, la salinité et la profondeur peuvent avoir un effet sur le taux de croissance des anguilles européennes (Daverat et al., 2012). De plus, ces mêmes auteurs indiquent que le taux de croissance des anguilles (mâles ou femelles) est plus élevé dans les habitats profonds et proche de la mer. Chez l'anguille, des analyses microchimiques des ratios strontium sur calcium (Sr/Ca) dans les otolithes démontrent que certains individus (mâles et femelles) résident soit uniquement en eaux saumâtres/salées soit uniquement en eaux douces lors de leur phase de croissance alors que certains sont capable d'effectuer des migrations le long du gradient de salinité (Aoyama, 2009; Daverat et al., 2006;

Daverat & Tomás, 2006; Han & Tzeng, 2006; B. Jessop et al., 2002; Morrison et al., 2003; Thibault et al., 2007; Tsukamoto & Arai, 2001; Tzeng et al., 2000, 2003).

L'hétérogénéité des habitats utilisés par les anguilles au cours de leur vie continentale peut avoir un impact sur les traits d'histoire de vie des individus. En effet, les anguilles qui passent plus de temps dans un milieu saumâtre présentent un poids, une taille et une condition plus élevés et s'argentent plus rapidement que celles exclusivement dulçaquicoles (Daverat et al., 2012). Par exemple, le taux de croissance des anguilles européennes dans l'estuaire de la Gironde est de $60,9 \pm 11,7 \text{ mm.an}^{-1}$, contre $52,6 \pm 10,9 \text{ mm.an}^{-1}$ en eaux douces (Daverat & Tomás, 2006). En Camargue, la croissance est de 90 mm.an^{-1} dans la lagune très productive du Vaccares alors qu'elle diminue à $4,6 \text{ mm.an}^{-1}$ dans un canal de drainage d'eaux douces à proximité (ACOU et al., 2003). Cela confirme que les habitats saumâtres, tels que les estuaires, supportent des taux de croissance plus élevés que dans les habitats d'eau douce et offrent probablement des conditions plus favorables pour soutenir la croissance des anguilles. Ainsi, les habitats estuariens dans les écosystèmes tempérés sont beaucoup plus productifs que les rivières. En effet, la température y est plus élevée plus longtemps dans l'année, ce qui souligne l'importance des habitats estuariens pour la croissance des anguilles (Denis, Rabhi, et al., 2022). Plus finement, les petits estuaires possèdent des taux de croissance élevés, similaire à ceux mesurés dans les habitats saumâtres méridionaux, et des CPUE (Capture Par Unités d'Effort) présentes dans la fourchette haute des densités observés dans les grands estuaires (Denis et al., 2022). Ces différences semblent venir des régimes alimentaires distincts entre les grands estuaires et les petits (respectivement crustacés et de poissons) (Denis et al., 2022).

Pour résumer, les zones estuariennes possèdent une forte densité en anguilles et sont des habitats où la compétition intra spécifique est importante et par conséquent un taux de survie réduit. L'étude (Ibbotson et al., 2002) a montré qu'environ deux tiers de la population d'anguille reste en aval de la limite de marée et un tiers en amont. A savoir que certains individus vont passer la totalité de leur cycle de vie dans le domaine saumâtre voir marin, jusqu'à la migration de frai, alors qu'une proportion va migrer en eau douce (Tsukamoto & Aoyama, 1998). La densité ($\text{ind}/100\text{m}^2$) diminue à mesure que la distance avec la limite de marée augmente, quelques soit l'âge des individus (Ibbotson et al., 2002). Au fur et à mesure que l'âge des individus augmente, la distribution de la densité s'aplatit progressivement. Les anguilles plus âgées sont donc retrouvées en densité constante le long du bassin (Ibbotson et al., 2002). Cette relation densité / distance est représentative de la dispersion des anguilles dans l'estuaire et le fleuve. Les individus de l'année sont alors tous présents dans l'estuaire en densité importante et se dispersent rapidement avec une nage orientée vers l'amont (Tesch FW, 1977). Au stade anguille jaune leurs mouvements deviennent plus aléatoires et elles se déplacent aussi bien vers l'aval que vers l'amont (Baras et al., 1998; Ibbotson et al., 2002). La proportion d'anguille plus âgées est plus importante à l'amont. Dans les estuaires, les mâles à croissance rapide prédominent car ils restent moins longtemps sur le continent, alors que les femelles à croissance plus lente sont retrouvées plus en amont, dans des zones moins productives mais de densité et de compétition moindres (Bertin, 1957; Helfman et al., 1987; Mateo Santos, 2017; Oliveira & McCleave, 2000).

8 Menaces

8.1 Pêche et braconnage

En moyenne, 20 000 tonnes d'anguilles Européenne sont exploitées par an dans le monde entier, avec environ 2 milliards d'individus par an capturés en Europe (W. Dekker, 2000; C. , Moriarty & Dekker, 1997). En Asie, et plus particulièrement en Chine, la demande en civelles est très importante. Les prix au kilogramme de civelles vivantes peuvent atteindre entre 600 et 700€ (Adam et al., 2008).

En France, la pêche s'effectue sur tous les stades continentaux de l'anguille (Dekker, 2003) et dans la quasi-totalité des habitats. Bien qu'intense, la pression de pêche n'est pas considérée comme le phénomène principal responsable du déclin de l'espèce (Prouzet, 2003). En revanche, elle a participé à son amplification car la pression de capture des individus n'a pas été adaptée assez vite à la chute des effectifs (Adam et al., 2008). Les pêcheries d'anguille sont principalement localisées sur les cours d'eau des départements de la façade atlantique (bassins Loire et Adour), qui représentent presque 90% du tonnage national de captures. 75% de ces pêcheries sont localisées sur des secteurs de la Loire, de Vendée et des Charentes (PGA, 2007).

On observe une diminution des captures de civelles et d'anguilles jaunes entre 1978 et 2007, quelle que soit la façade considérée, mais le changement le plus important est observé suite à la parution du règlement européen sur l'anguille en 2007 (PGA, 2007). En effet, le nombre de droits de pêche délivrés aux pêcheurs professionnels français a diminué de 57% pour la pêche à la civelle, de 28% pour l'anguille jaune et de 25% pour l'anguille argentée entre 2006 et 2018 (PGA, 2018). Pour la civelle cela correspond à une baisse de 41% d'individus pêchés entre 2004 et 2017. L'étude de Drouineau et al., (2018) estime qu'environ 25 % des civelles arrivées en France ont été capturées par pêche commerciale.

Bien que la pêche ciblant l'anguille argentée impacte directement le nombre d'anguille mature dévalante et par conséquent la production d'œufs, Mateo Santos, (2017) ont montré à l'aide de simulations numériques que les captures d'anguilles pouvaient réduire la densité et, par conséquent, la mortalité associée à cette densité. Ce résultat suggère que la pêche à la civelle pourrait favoriser la production de femelles plus fertiles, ce qui compenserait les pertes dû à la pêche. En revanche, les estimations du recrutement des civelles basées sur les pêcheries sont généralement sujettes à des biais, à la fois d'échantillonnage (méthodes et protocoles) et temporels (saison de pêche). Ils ne permettent donc pas d'évaluer clairement l'abondance de civelle pêchées par rapport à l'abondance total du recrutement (Podda et al., 2022).

Les recommandations du CIEM (Conseil international pour l'exploitation de la mer) de novembre 2021, valable pour les pêcheries 2022, préconisent une interdiction de la pêche à l'anguille. Bien que le repeuplement soit considéré comme une « mesure de conservation » par l'UE (article 7, 8°, du règlement 1100/2007), le CIEM observe que cette opération nécessite une récolte préalable des civelles, ce qui est en contradiction avec son avis préconisant l'arrêt de toute pêche. Par ailleurs, le CIEM précise que le bénéfice net de l'alevinage n'est pas connu. Par conséquent, il considère que les pêcheries pour l'élevage, qui a pour effet de



transférer des civelles d'un bassin à un autre, ne devraient plus être autorisée. La seule exception qui pourrait être admise serait celle de civelles capturées dans le cours aval d'une rivière et transférées en amont de la même rivière. Et ceci sous réserve d'avoir l'assurance que les anguilles adultes pourront ensuite s'échapper pour regagner la mer et le large afin de rejoindre les lieux de reproduction. Or, malgré cette recommandation très stricte, l'UE a interdit la pêche seulement à raison de 3 mois par an (M. Morin, 2022).

Enfin, il a été montré qu'après l'inscription en 2009-2010 de l'anguille européenne dans l'annexe II de la convention pour la régulation du commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), les demandes en anguilles ont favorisé la recrudescence du braconnage, dont la responsabilité sur le déclin n'est pas négligeable (Crook & Nakamura, 2013; Richards et al., 2020). Les pêcheurs illégaux ciblent principalement les civelles pour l'exportation et les anguillettes pour les écloséries. Aucune estimation précise des quantités capturées ainsi que des méthodes de captures est aujourd'hui existante (PGA, 2007).

8.2 Parasitisme et prédation

De nombreux parasites peuvent infester les anguilles. A titre d'exemple, 46 espèces de parasites ont été identifiées comme utilisant les anguilles pour hôte dans un lac danois (Køie, 1988). En France, certains parasites d'*Anguilla anguilla* sont indigènes tel que *Acanthocephalus clavula* et d'autres ont été introduits comme *Anguillicoloides crassus* et *Pseudodactylogyrus sp.* Les parasites natifs semblent avoir moins d'impact sur les traits de vie de l'anguille que les espèces introduites (Gérard et al., 2013; Teichert et al., 2022). *Anguillicola crassus* est un nématode parasite de la vessie natatoire des anguilles et plus particulièrement d'*Anguilla anguilla*. Il a été introduit en Europe suite à l'importation d'anguilles japonaises (*Anguilla japonica*) en Méditerranée (Peters & Hartmann, 1986). Il peut dans un premier temps entraîner une inflammation de la vessie et ainsi provoquer de multiples infections bactériennes, du stress et une perte d'appétit (R. S. Kirk, 2003; Lefebvre et al., 2013). Plus alarmant encore, ce nématode provoque des lésions dans la vessie gazeuse (Adam et al., 2008). En effet, la vessie natatoire devient moins fonctionnelle impactant directement la capacité de nage et mettant en péril la migration transocéanique (Clevestam et al., 2011; Gérard et al., 2013; Palstra et al., 2007; Teichert et al., 2022). De plus, l'infection peut altérer la composition gazeuse de la vessie natatoire, boucher le conduit pneumatique, altérer le fonctionnement de l'organe (R. Kirk et al., 2000; Lefebvre et al., 2013) entraînant une nécrose dans les cas les plus extrêmes (Molnár et al., 1994; Würtz & Taraschewski, 2000). En zone estuarienne, les anguilles argentées semblent moins parasitées que les celles vivant en eau douce (Sauvaget et al., 2003). En effet, l'abondance et la richesse parasitaire y est plus faible car les parasites sont en incapacité de réaliser leur cycle biologique dans cet environnement (Teichert et al., 2022). A l'échelle de l'Europe, les communautés parasitaires et l'abondance des parasites diffèrent selon le site de vie des anguilles (Gérard et al., 2013).

L'anguille européenne possède différents prédateurs en fonction des stades de développement (Bruslé, 1994). Tout d'abord, l'anguille peut être la proie de plusieurs espèces de poissons marins lors de la migration larvaire (cas du congre). Lors de sa phase continentale elle devient la proie d'autres espèces (silure glane, le bar commun, la truite et plusieurs



oiseaux : hérons, cormorans, grèbes et mouettes). Le nombre de prédateur tend à diminuer avec l'augmentation de la taille des individus, ainsi, au cours de sa migration de reproduction, l'anguille peut être prédatée par la loutre d'Europe ou par des mammifère marins (Béguier-Pon et al., 2012; Bruslé, 1994; Carpentier et al., 2009; Feunteun & Marion, 1994; Guillerault et al., 2017; Libois & Rosoux, 1989; Marion et al., 2001; Righton et al., 2016; Wahlberg et al., 2014). Cependant, la prédation chez l'anguille a été peu quantifiée et les connaissances actuelles ne permettent pas d'affirmer si la mortalité par prédation est ou non une des causes aggravantes du déclin de l'espèce. Aucune étude n'a démontré que cette pression affaiblirait le stock d'anguilles (Crivelli., 1998). S'il est raisonnable de penser que les prédateurs natifs ont probablement peu d'impact sur l'anguille à l'échelle des temps géologiques, il reste à vérifier que l'effet de prédateurs introduits comme le Silure.

8.3 Obstacles à la migration

Des estimations récentes portant sur la fragmentation des milieux aquatiques continentaux suggèrent que 63 % des rivières dans le monde ne coulent plus librement et que la moitié de tous les tronçons de rivières ont une connectivité réduite (Grill et al., 2019). En 2020, Belletti et al., (2020) ont inventorié 1,2 millions d'obstacles (dont 61 521 barrages) dans les rivières de 36 pays européens, soit 0,7 obstacles par kilomètre, avec une densité particulièrement élevée en Europe centrale. Le développement de ces obstacles (barrages, déversoirs, buses, digues, ...) a considérablement augmenté entre les années 1950 et 1960 (Miller et al., 2016; Rosenberg et al., 2000). Les débits des rivières ont été régulés à des fins de protection contre les inondations, de navigation et de développement agricole, ainsi que pour la production d'électricité et d'autres utilisations humaines. Cependant, ces modifications ont globalement altéré les conditions géomorphologiques et hydrologiques fluviales (Alexander et al., 2012; Grill et al., 2019). La dégradation, ou même l'interruption, de la connectivité fluviale menace la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en entravant les mouvements d'espèces migratrices (Podda et al., 2022; Raeymaekers et al., 2008; Wofford et al., 2005).

En effet, une des causes les plus importantes de la diminution de la répartition et de l'abondance de l'anguille européenne est la réduction de l'accessibilité des habitats. Les constructions d'obstacles (comme par exemple les barrages) fragmentent les habitats et bloquent l'accès à l'amont des cours d'eau (Adam et al., 2008). L'anguille, de par son activité de migration, constitue un indicateur du fractionnement de la continuité écologique. La colonisation des habitats continentaux par l'espèce est donc directement dépendante de la présence d'obstacles et de leur franchissabilité (Baillout, 2013).

Plus l'obstacle sera difficile à traverser, plus la densité des civelles et des anguilles jaunes en aval de celui-ci va augmenter. Ce phénomène conduit à (1) une compétition accrue entre les individus, entraînant une baisse de la survie (Bevacqua et al., 2011; Vollestad & Jonsson, 1988) (2) une vulnérabilité accrue à la prédation (Agostinho et al., 2012; Drouineau et al., 2015; Garcia de Leaniz, 2008; Larinier, 2001), à la pêche (BRIAND et al., 2005; W. Dekker, 2003) à la propagation de maladie, et (3) à une modification possible du sex-ratio, car la détermination du sexe dépend de la densité (Costa et al., 2008; Davey & Jellyman, 2005; De Leo & Gatto, 1996; Poole et al., 1990; Roncarati et al., 1997; Tesch, 2003). De plus

l'artificialisation des berges des chenaux principaux des cours d'eau a eu pour conséquence de limiter, voir stopper, l'accessibilité aux habitats latéraux.

Les barrages entravent aussi la migration d'avalaison des anguilles argentées (Dekker, 1987) en entraînant des blessures ou des mortalités directes dans les turbines hydroélectriques (Boubée et al., 2001; Winter et al., 2006). En effet, le niveau de mortalité est toujours très important, avec entre 5 et 20 % de mortalité, en fonction du type de turbines. Aussi, l'accumulation de turbines le long d'un axe conditionne le taux d'échappement réel de géniteurs à l'échelle du bassin. En cas de survie, le retard et l'augmentation des coûts énergétiques causée par le franchissement d'obstacles peuvent avoir des effets différés sur le succès de la migration et la fécondité (van Ginneken & van den Thillart, 2000). Les obstacles ont donc le potentiel d'exercer une pression de sélection importante sur la population d'anguille (Mateo Santos, 2017). Bien que les barrages non équipés de turbines n'entraînent pas d'impact direct sur l'intégrité des anguilles car le passage des individus est généralement sûr (Besson et al., 2016), ils peuvent engendrer des retards de migration (Besson et al., 2016; Larinier, 2000; Larinier & Travade, 2002), voir même des arrêts complets (Trancart et al., 2022). Cela entraîne généralement des taux de migration annuels inférieurs par rapport aux rivières non obstruées équivalentes (Acou, 2006; E. Feunteun et al., 2000).

Des passes à poissons ont été construites pour faciliter le franchissement des barrages et permettent ainsi aux poissons d'effectuer leur déplacement sans encombre. Cependant, ces systèmes ne sont pas tous praticables pour les anguilles en montaison et, à ce jour, seulement quelques systèmes spécifiques aux anguilles (rampes à anguilles) ont été aménagés (Adam et al., 2008; BRIAND et al., 2005).

8.4 Perte d'habitats

Les barrages et les déversoirs ne sont pas les seuls facteurs affectant les habitats des anguilles. En effet, au cours des années, les activités anthropiques ont eu pour conséquences de réduire la surface et la disponibilité des habitats continentaux favorables à l'anguille (Kettle et al., 2011; Trancart et al., 2020). Dans les années 1990, ces habitats avaient déjà été réduits de 27 % selon (Moriarty & Dekker, 1997). Cette espèce utilise des rivières, des cours d'eau et des zones humides qui fournissent de multiples services écosystémiques et sont donc fortement exploités par l'homme.

Tout d'abord, le fonctionnement des rivières est devenu de plus en plus artificiel et les niveaux d'eau sont régulés. L'augmentation des prélèvements et des stockages d'eau (pour l'agriculture principalement) ainsi que des sécheresses prolongées aggravées par des températures élevées sont à l'origine d'étiages de plus en plus sévères (Muchiut et al., 2002). Cela provoque une diminution de la capacité d'accueil de ces milieux et l'altération des conditions physico-chimiques. Les débits estivaux ne sont alors plus assez importants pour guider les jeunes civelles débutant leur migration (PGA, 2007). A cela s'ajoute la canalisation des rivières qui a eu pour effet de réduire leur largeur initiale et de supprimer les berges latérales sauvages. Ainsi, la surface utilisable par l'anguille a fortement diminué et l'accessibilité aux annexes fluviales se trouve limitée. Ces habitats privilégiés pour l'anguille se trouvent donc banalisés, détruits ou inaccessibles.



Les marais estuariens et les zones intertidales, habitats typiques des anguilles en aval des bassins versants, ont aussi été impactés. En effet, le drainage et la compartimentation du réseau hydraulique des zones humides pour l'agriculture a provoqué l'assèchement, l'érosion et la sédimentation de ces habitats (Basset et al., 2013; Elliott & Hemingway, 2002; Postel & Richter, 2012). De plus, la présence de clapet limite les entrées d'eau dans le réseau et ne permet donc pas de maintenir des niveaux d'eau suffisant pour tous les stades de vie de l'anguille (une colonne d'eau inférieure à 30cm limite la présence d'anguille supérieures à 300mm (RNNES, Duhamel et al., 2022). La diminution de la surface des zones humides et leur progressive déconnexion du lit mineur constitue certainement un facteur non négligeable dans la diminution de la population d'anguilles européennes (Baisez et al., 2000; Feunteun et al., 1999).

8.5 Altération de la qualité de l'eau et des habitats

La qualité de l'eau, aujourd'hui très dégradée dans de nombreux pays européens, se traduit par une augmentation des risques de mortalité chez l'anguille et constitue bien souvent un obstacle chimique à la migration. En effet, l'anguille étant une espèce sensible aux modifications de l'environnement, les opérations de drainage, de dragage et d'extraction de granulats peuvent perturber la population en place. Au-delà d'engendrer de la destruction des zones refuges d'alimentation et de croissance, ces forçages anthropiques entraînent la remise en suspension de contaminants présents dans les sédiments (Muchiut et al., 2002). L'utilisation accrue de pesticides dans l'agriculture, en particulier dans les zones humides, entraîne la présence de particules polluantes dans les plans d'eau et altère leur qualité (Adam et al., 2008). En plus des pesticides, la pollution des cours d'eau peut être due aux développements industriels qui libèrent des PCB (maintenant interdits mais toujours présents dans les sols) et des retardateurs de flamme (HAP) dans l'environnement aquatique (Adam et al., 2008).

Les anguilles sont vulnérables à la contamination en raison de leur niveau trophique élevé, de leur capacité à stocker les lipides ainsi que de leur caractère bio-accumulateur (C. Belpaire et al., 2011; Brusle, 1991; Geeraerts & Belpaire, 2010; ICES, 2016; Robinet & Feunteun, 2002). Les polluants fréquemment retrouvés dans les anguilles sont : des contaminants organiques (Bilau et al., 2007; Blanchet-Letrouvé et al., 2014; Guhl et al., 2014; Hodson et al., 1994; Kammann et al., 2014; Ohji et al., 2006), des métaux lourds (Maes et al., 2005; Pannetier et al., 2016; Pierron et al., 2008; Yang & Chen, 1996) et des pesticides (Byer et al., 2013; Couillard et al., 1997; Gimeno et al., 1995; Hodson et al., 1994; Privitera et al., 2014). Pour ces raisons, l'anguille est parfois utilisée comme bio indicateur de contamination (Amiard-Triquet et al., 1987; C. , Belpaire & Goemans, 2007; Linde et al., 1996; McHugh et al., 2010). L'assimilation de ces contaminants peut provoquer des réactions plus ou moins graves chez l'anguille. En effet, il y a eu quelques cas de mortalités directes (JDutil, 1984; Dutil et al., 1987), mais dans la majorité des cas, l'impact a un effet subléthal se manifestant par du stress, des lésions tissulaires, des effets sur l'osmorégulation, l'altération du comportement, la perturbation hormonale et des effets génotoxiques (Couillard et al., 1997; Geeraerts & Belpaire, 2010). Cette contamination pourrait avoir un effet sur le déclenchement précoce de l'argenteure et donc de la migration d'avalaison avant même que l'anguille ait eu le temps de stocker l'énergie nécessaire pour entamer la migration transocéanique. A l'inverse, l'anguille



argentée utilise une partie de son énergie dans les mécanismes de détoxification qui pourrait engendrer un retard dans la dévalaison car elle aurait besoin de stocker davantage d'énergie. Qui plus est, lors de cette migration de reproduction, les anguilles puisent dans leurs réserves graisseuses ; les contaminants qu'il contiennent sont alors remobilisés dans leur sang et sont ainsi susceptibles d'affecter la maturation des gonades (Baillon et al., 2015; ICES, 2016; Pierron et al., 2014). Ainsi, en fonction du niveau de contamination, la pollution chimique des habitats peut entraîner une diminution de la fécondité des anguilles, voire à une stérilisation pour les niveaux très élevés (Robinet & Feunteun, 2002). En effet, Bourillon et al., (2022) ont modélisé différents scénarios de contamination sur l'anguille et ils suggèrent que la réduction des concentrations de polluants augmenterait la fécondité des anguilles. Certains contaminants peuvent aussi être transférés à la progéniture lors de la reproduction et sont en mesure d'entraîner une malformation des larves leptocéphales (Byer et al., 2013; Foekema et al., 2016; Rigaud et al., 2016; Robinet & Feunteun, 2002).

Enfin, dans certains habitats continentaux tel que les estuaires la pollution plastique est importante et contribue au cocktail de contaminants chimiques auxquels sont exposées les anguilles.

8.6 Changement climatique

Les variations naturelles du climat sont susceptibles d'affecter l'anguille européenne lors de ses phases océaniques (reproduction, œuf, leptocéphales et anguilles argentées) et continentales (civelles, anguilles jaunes et argentées).

Il est de plus en plus évident que le recrutement de civelles sur le continent est en partie corrélé avec plusieurs paramètres océaniques et atmosphériques (Bonhommeau et al., 2008; Díaz et al., 2018; Durif et al., 2011; Friedland et al., 2007; Kettle et al., 2008, 2011; Knights, 2003). Tout d'abord, l'arrivée des civelles en Europe est inversement liée à la température (Díaz et al., 2018; Durif et al., 2011; Knights, 2003) et à la production primaire en mer des Sargasses (Bonhommeau et al., 2008). Selon Bonhommeau et al., (2008), les changements de régimes thermiques et de productivité observés au cours des quarante dernières années pourraient avoir altéré la disponibilité des ressources alimentaires et, par conséquent, la survie des larves migratrices. De plus, la diminution de l'intensité des vents, les changements dans la stratification océanique thermohaline et le déplacement vers le Nord de l'isotherme 22,5 °C dans la mer des Sargasses sont aussi des facteurs pouvant expliquer la réduction de la productivité océanique et de la vitesse de transport des larves (Friedland et al., 2007; Knights, 2003). La survie des larves leptocéphales est également affectée par le processus cyclique qu'est l'oscillation Nord-Atlantique (NAO). En effet, celle-ci tend à modifier l'intensité des courants marins dans l'océan Atlantique lors de ses phases de variation positive en période hivernale (Díaz et al., 2018; C. M. F. Durif et al., 2011; Friedland et al., 2007; Kettle et al., 2008).

Au moment du recrutement continental, Lopes et al., (2021) et Borges et al., (2019) ont montré une résistance au stress oxydatif lié à l'augmentation des températures et à l'acidification des masses d'eau, ainsi qu'une modification du comportement de migration chez des civelles en milieu contrôlé. Certaines prédictions sur le changement climatique suggèrent que l'aire de répartition continentale de l'anguille européenne pourrait se déplacer vers le nord-



est (Díaz et al., 2018; LASSALLE & ROCHARD, 2009). La colonisation se ferait alors davantage en direction de la Mer Noire, de la Mer Égée et de la Péninsule Scandinave. À l'inverse, le transport larvaire vers le sud serait réduit et le bassin méditerranéen deviendrait ainsi défavorable pour l'anguille (Díaz et al., 2018).

Aux phénomènes océaniques, s'ajoute la réduction des précipitations et des débits qui pourraient impacter la phénologie et la survie des anguilles argentées (Kettle et al., 2008, 2011). En effet, le changement climatique peut affecter indirectement les débits fluviaux (Arnell, 1999; Milly et al., 2005) en modifiant les régimes de précipitations (Kettle et al., 2011). Le régime de drainage est également modifié par le prélèvement d'eau à usage anthropique, tel que l'agriculture et d'autres processus industriels (Postel & Richter, 2003; Verreault et al., 2012). Le débit fluvial et les précipitations sont des déclencheurs importants (directs ou indirects) de la migration des anguilles argentées (Acou et al., 2008; Boubée et al., 2001; Bruijs & Durif, 2009; Drouineau et al., 2017; DURIF & ELIE, 2008; Reckordt et al., 2014; Trancart et al., 2013). En conséquence, un débit fluvial élevé va contribuer à augmenter la vitesse de migration (Tesch, 2003; Vøllestad et al., 1986), alors qu'un débit réduit va la retarder. Il se peut même que les anguilles soient stoppées jusqu'à l'année suivante si les conditions environnementales ne sont pas favorables (Drouineau et al., 2017; C. Durif, 2003). Dans certains fleuves européens, l'augmentation de la température de l'eau au printemps et la baisse des débits dû aux changements environnementaux s'observent déjà (Arevalo et al., 2020). Enfin, les processus NAO et ENSO (« El Nino Southern Oscillation ») pourraient également créer des changements dans les régimes de précipitation en Europe et sont susceptibles d'altérer les comportements de migration chez l'anguille (A. J. Kettle et al., 2008).

En quelques chiffres, en France, entre 1901 et 2000, l'augmentation moyenne des températures est comprise globalement entre 0,7 et 1,1°C. En 2020, cette augmentation est de 2,3°C par rapport à la moyenne 1961-1990 avec une moyenne annuelle de 14,1°C. Cette moyenne est dépassée de 0,4°C en 2022 (14,5°C), année la plus chaude jamais enregistrée (MétéoFrance, 2023 Bilan climatique de l'année 2022).

9 Mesures de conservation : plan de gestion

De nombreuses études ont constaté un déclin de la population d'anguille depuis les années 1980 (Dekker, 2003; Dekker, 2003; Moriarty, 1986; Moriarty & Dekker, 1997). Le nombre de civelles recrutées a brutalement diminué de plus de 90 % entre 1980 et 2011 (Bornarel et al., 2018; W. Dekker & Casselman, 2014; ICES et al., 2020) et le niveau moyen de recrutement de 2004 à 2008 était de seulement 8% de celui des années 1970. La situation française confirme le diagnostic européen d'un stock en diminution. Cette diminution est visible à la fois sur le recrutement en civelle (baisse de 8% par an depuis 1980), mais également sur le stock d'anguille installé en milieu continental (baisse de 3,4 % par an depuis 1983 sur les stations les plus favorables). Compte tenu du faible nombre de suivis de dévalaison en France et de la variabilité naturelle de ce phénomène, la tendance à la baisse est moins visible sur l'anguille argentée (PGA, 2007).

Les menaces qui pèsent aujourd'hui sur l'anguille européenne sont multiples, synergiques et fortement liées à l'activité humaine (Bruslé, 1994; Drouineau et al., 2018;

Jacoby et al., 2015; Limburg & Waldman, 2009). En fonction de leur stade de vie, les anguilles sont confrontées aux changements climatiques et à leurs effets sur les océans (Arevalo et al., 2020; Bonhommeau et al., 2008a, 2008b; Díaz et al., 2018; Durif et al., 2011; Friedland et al., 2007; Kettle et al., 2008, 2011; Knights, 2003; LASSALLE & ROCHARD, 2009), à la pêche et au braconnage (Bruslé, 1994; Dekker, 2003; Dekker, 2018; Richards et al., 2020), à la destruction et à la fragmentation des habitats favorables (Kettle et al., 2011; Trancart et al., 2020) et à la détérioration de leur qualité (Belpaire, 2008; Belpaire et al., 2016; Belpaire et al., 2009; Bruslé, 1991; Clevestam et al., 2011; Geeraerts & Belpaire, 2010; Kirk, 2003; Robinet & Feunteun, 2002). Hiérarchiser l'importance des causes de mortalité reste difficile (Drouineau et al., 2018; Feunteun & Prouzet, 2020; Miller et al., 2016) et certaines sources de pressions comme la pollution ou le changement climatique sont probablement sous-estimées (Belpaire et al., 2019; Feunteun & Prouzet, 2020).

Face à ces menaces plusieurs plans de gestion ont vu le jour. Pour répondre aux obligations réglementaires européennes, un Plan National de Gestion de l'Anguille (PGA) a été instauré en 2009 pour une durée de trois ans renouvelables. Le PGA est composé d'un volet national, garantissant un cadre de travail homogène, et d'un volet local, permettant d'adapter le plan aux caractéristiques de chaque territoire. La France est ainsi divisée en neuf unités de gestion de l'anguille (UGA), dont celle de Seine-Normandie. Ce PGA inclue à minima des mesures de réduction des activités de pêches (commerciales et de loisirs), d'amélioration de la continuité écologique des bassins-versants et de la gestion des turbines hydroélectriques, de transports d'anguilles argentées vers les zones en aval des bassins, de lutte contre les prédateurs et enfin des mesures de soutien aux sous-populations d'anguilles par des opérations de repeuplement (Council of the European Union, 2007; Feunteun & Prouzet, 2020). À ce jour, 19 plans de gestion ont été validés par la commission européenne déclinant de nombreuses mesures de conservation à l'échelle des neuf unités de gestion de l'anguille (UGA) (ICES et al., 2020b) dont la Seine-Normandie (DRIEE Ile-de-France, 2016). La conservation de l'anguille est également renforcée en 2008 par l'inscription de l'espèce *A. anguilla* à l'annexe II de la convention de Washington (ou convention CITES) comme étant « en danger critique d'extinction » à l'échelle de son aire de distribution et en France, ce classement a été confirmé récemment en 2019 (UICN, 2019). La Figure 7 retrace la chronologie des mesures de gestion mises en place pour l'anguille européenne sur le territoire français métropolitain.

Aujourd'hui, la plupart des objectifs atteints par le PGA français concernent la mortalité par la pêche et le repeuplement. Du point de vue de la lutte contre la pollution, la contamination des anguilles par les PCB est régulièrement évaluée et si les niveaux sont trop élevés, la consommation d'anguilles est interdite localement (MEEDM, 2018). Enfin, l'amélioration de la continuité écologique a fait l'objet de longs travaux pour classer et identifier les structures d'impact prioritaires pour les anguilles. Feunteun & Prouzet, (2020) et Belpaire et al., (2019) conseillent d'intensifier les efforts de gestion sur d'autres causes de mortalité aujourd'hui largement sous-évaluées, à savoir, la restauration de la continuité écologique (seulement 17,5 % des obstacles en conformité parmi les 19,6 % des structures ciblées comme prioritaires en France), le rétablissement des habitats de vie de l'anguille (continentaux et marins), et la réduction de la pollution et du parasitisme.



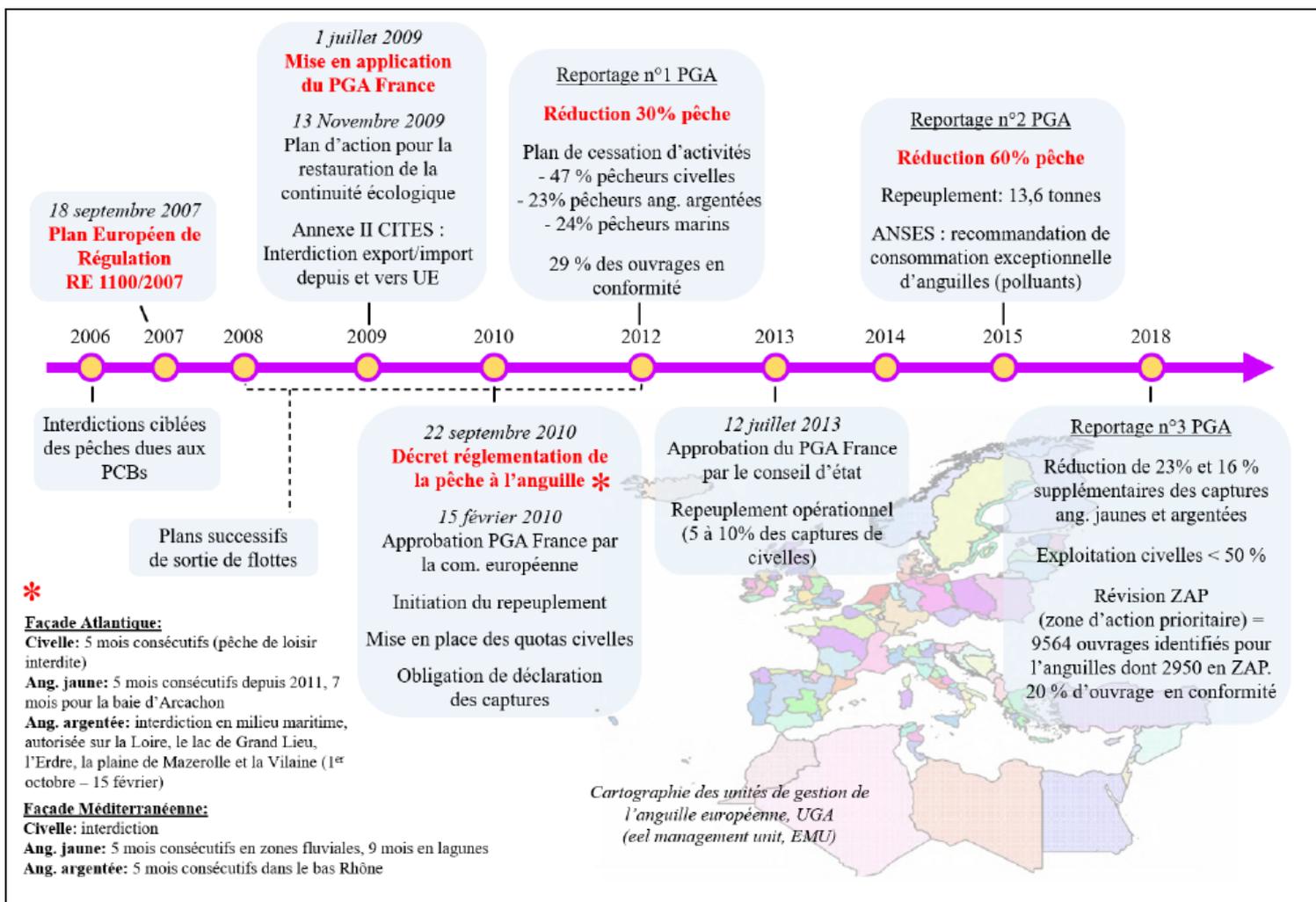


Figure 6 : Chronologie des plans de gestion sur l'anguille européenne mis en place en France métropolitaine depuis 2006 jusqu'à 2018

Du point de vue du l'UGA Seine-Normandie, le Plan de gestion des poissons migrateurs du territoire Seine-Normandie a été renouvelé et couvre la période 2022-2027. Il s'agit d'étoffer les actions préexistantes et d'en développer de nouvelles sur le territoire, à savoir :

1. La **réalisation des campagnes de terrain**, concentrées sur les Indices d'Abondance anguilles et saumons, via de nombreuses opérations de pêches électriques sur des fleuves côtiers ou sur le bassin de la Seine. Ces inventaires renseignent sur l'état des populations à l'échelle des bassins suivis.
2. Les **dénombrements en continu au niveau des stations de contrôles**, des migrateurs qui s'engagent dans les hydrosystèmes.
3. Le **suivi des anguilles** s'engageant sur l'axe Seine au niveau du barrage de Poses sur les deux rives.
4. La **poursuite et le développement des relevés de frayères** sur les cours d'eau normands, avec trois espèces ciblées (truite de mer, lamproie marine et lamproie fluviatile) apportant des informations complémentaires (front de colonisation, nombre de géniteurs, ...)

5. La **planification d'une campagne de prélèvements d'ADN environnemental** à l'échelle du bassin de la Seine (reportée suite à un nombre trop faible de géniteurs) avec l'aide de nos fédérations adhérentes.
6. Le **déploiement d'un réseau de suivi de la thermie des cours d'eau**, paramètre particulièrement important dans le développement et la répartition des migrateurs.
7. Le **lancement des campagnes de terrain de relevés de faciès d'écoulement** des cours d'eau, permettant de connaître et de cartographier les potentialités des milieux vis-à-vis de la faune piscicole et d'estimer les productions théoriques.
8. La **contribution aux opérations de restauration de la continuité écologique** des cours d'eau, soit en s'investissant dans les aménagements/suppressions en tant que maître d'ouvrage ou assistant maître d'ouvrage, ou bien en effectuant des évaluations des effets des travaux.
9. La **participation au programme d'étude SAMARCH**, notamment par le lancement d'une étude sur la distribution spatio-temporelle et la caractérisation du régime alimentaire des cormorans, ainsi que par la participation et à l'organisation de meetings et d'un colloque à portée internationale.
10. La **poursuite de la collaboration entre SEINORMIGR et l'INRAE dans le cadre de l'étude CONSACRE** visant à analyser d'un point de vue global et local, la continuité écologique piscicole de l'axe Seine. Les captures, indispensables pour procéder aux marquages acoustiques des poissons, sont effectuées par SEINORMIGR sur le site du barrage de Poses. (Seinormigr, 2021a)

CHAPITRE 3. ETAT DES CONNAISSANCES SUR L'ANGUILLE DANS L'ESTUAIRE DE SEINE

10 Etat général de la population à l'échelle de l'estuaire et comparaison avec d'autres systèmes

D'après une modélisation (EDA 2.2.1) nationale des abondances d'anguilles argentées réalisée par Briand et al., (2018), le bassin Seine-Normandie est le plus gros producteur d'anguilles argentées, soit 152 tonnes. Il représente 25% de la production naturelle nationale. Cette production se répartie de façon équitable entre la Seine amont et l'estuaire et ses affluents (ProFish & CEREMA, 2016). Ces chiffres soulignent déjà l'importance de l'estuaire de Seine et de ses cours d'eau dans la production d'anguille et surtout sa responsabilité dans la préservation de cette espèce (ProFish & CEREMA, 2016).

Les anguilles arrivent dans l'estuaire de la Seine au stade civelle et, pour certaines, s'y établissent jusqu'à leur dévalaison, alors que les autres rejoignent les habitats d'eau douce en amont du bassin versant. Ainsi, toutes les gammes de taille peuvent être observées au sein de ses différents habitats. Comme attendu, le stade anguille jaune est le plus largement représenté, avec des individus généralement de taille inférieure à 300 mm et d'âges compris entre 3 et 4 ans. Ces individus sont immatures et ne présentent pas de comportement de dévalaison. Ils sont, pour certains, susceptibles d'être encore en phase de colonisation (Morin et al., 2010). En effet, les anguilles en phase de colonisation qui traversent le barrage de Poses présentent des tailles différentes. Seule une faible proportion des individus qui franchissent l'obstacle sont issus d'un recrutement de l'année (41% en rive droite et 29% en rive gauche en 2022, même tendance en 2021) et la tendance est en baisse depuis 2018. Cette observation souligne que la plupart des anguilles restent au moins un an dans l'estuaire de la Seine avant d'atteindre le barrage de Poses (Brasseur, 2022).

L'anguille occupe pratiquement tous les habitats aquatiques du fleuve, mais les abondances restent très variables dans l'espace et le temps (variations saisonnières et interannuelles). Sur l'estuaire de Seine, les informations concernant la distribution des abondances sont limitées au lit mineur, et sont principalement issues du suivi DCE (Duhamel, 2019). Dans ce contexte, le secteur sous influence du bouchon vaseux, et notamment le secteur mésohalin, correspond à la zone d'abondances maximales. Dans ce secteur, l'anguille s'atteste au 3^{ème} rang des CPUEs numériques (Duhamel, 2022). Néanmoins, la quantité d'anguilles présentes sur le lit mineur tend à diminuer le long du gradient longitudinal de l'aval vers l'amont, avec des densités plus faibles à partir de Rouen que sur les parties en aval (Duhamel et al., 2006, Duhamel, 2019, Duhamel, 2022). Cette tendance est en accord avec Ibbotson et al., (2002) qui montrent une diminution de la densité vers l'amont. Une répartition de même type est également observée au sein des affluents de l'estuaire. Sur les zones avals, les individus de taille inférieure à 300mm sont prépondérants et suggèrent la présence de jeunes individus en phase de colonisation, alors que les populations en amont de Rouen se composent d'une part plus importante d'anguilles résidentes (Duhamel et al., 2012).

Contrairement au lit mineur, le lit majeur et les habitats latéraux ne font pas l'objet d'un suivi systématique et présentent une couverture informative plus fragmentée et hétérogène d'un point de vue spatio-temporel. Le manque d'information précises sur la distribution des

abondances et des classes de taille ne permet pas de construire une vision d'ensemble à l'échelle de la vallée de l'utilisation des habitats estuariens par cette espèce.

Néanmoins, des études plus récentes se focalisant sur la fonctionnalité des habitats latéraux dans le territoire de la Réserve Naturelle de l'Estuaire de Seine soulignent la présence d'une importante densité d'anguilles dans les marais endigués (Duhamel et al., 2013 ; Duhamel et al., 2022).

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 et les signaux détectés sont fonction de la pression de pêche et de la sélectivité des engins. Ainsi, les comparaisons sur l'abondance n'est pas possible mais elle 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 (Muntoni, 2020b).

Au-delà des variations spatiales, le suivi par pêche électrique organisé dans le cadre du Réseau anguille a montré une baisse de 28% de l'abondance d'anguille entre 2010 et 2020 à l'échelle de l'ensemble de la Normandie (200 stations de pêches réparties sur les fleuves côtiers normands et affluents de la Seine). Plus précisément, bien que le nombre de jeunes anguilles (<150mm) augmente légèrement (+15%), le nombre d'individus âgés (>450mm) diminue fortement, et leur abondance moyenne a été quasiment divisée par deux depuis 2010 (-41%). Cette tendance est retrouvée plus localement au sein des affluents de l'estuaire de Seine où le programme de monitoring du PGA français mis en place par Seinormigr a révélé une diminution progressive des effectifs des individus de taille supérieure à 450mm (La Risle, la Corbie, l'Andelle, l'Eure, l'Austreberthe, la Rançon et la Ste-Gertrude) depuis le début du suivi (2010) (Seinormigr, 2021b). Cette diminution met en évidence un non-remplacement des individus matures partis vers la mer ou morts sur la zone de croissance. Le déficit de renouvellement de la population est induit par un recrutement trop faible de jeunes civelles ou à une survie altérée dans les zones de croissance, ne permettant pas un renouvellement suffisant pour maintenir des densités stables (Seinormigr, 2022). Au niveau de l'estuaire de Seine, les évaluations temporelles des abondances d'anguilles sont essentiellement réalisées au niveau des ouvrages de franchissement, qui permettent l'installation de dispositifs de comptage. En 2021, le dénombrement des anguilles en montaison au niveau du barrage de Poses, effectué grâce au dispositif de rampe à anguille en rive droite, a révélé un effectif de 70 258 individus, soit la moins bonne année depuis le début du suivi sur cette rive en 2018 (476 958 pour la meilleure en 2018) (Seinormigr, 2021a). En 2022 en revanche, le nombre d'anguille franchissant le barrage de Poses a augmenté de 415% par rapport à 2021 (Tableau 2). Cette hausse a également été constatée sur la Garonne et la Dordogne avec une augmentation respective de 519% et 299% (données MIGADO) (Brasseur, 2022). Cette année reste cependant particulière si l'on prend en compte les fortes températures mesurées durant l'été (période de montaison).



Tableau 2 : Bilan migratoire depuis 2014 par rive : effectifs totaux et CPUE. * : effectifs et CPUE retenue au 30 septembre 2022.

Bilan migration anguille à Poses depuis 2014				
	Rive Gauche		Rive Droite	
	Effectifs	CPUE	Effectifs	CPUE
2014	12 395			
2015	4 916			
2016	13 642			
2017	10 566			
2018	32 128	163	476 958	3 223
2019	3 471	18	379 875	2 021
2020	742	5	134 972	828
2021	3 814	54	70 258	343
2022	35 967*	213*	343 426*	1 887*

A retenir 1 : Etat général de la population d'anguille de l'estuaire

- La production de géniteurs dans le bassin de la Seine est estimée autour de 25% de la production française (données de modélisation)
- Tous les stades de vie continentaux sont présents dans l'estuaire (civelle, anguille jaune, anguille argentée) avec une majorité d'anguilles jaunes immatures
- Les anguilles colonisent tous les habitats de l'estuaire (cours d'eau principal, affluents et le réseau hydraulique associé)
- Diminution de l'abondance d'anguille d'aval en amont (avec davantage d'individus résidents en amont de l'estuaire et des affluents)
- Diminution du recrutement à Poses depuis 2018
- Diminution des anguilles de taille supérieure à 450mm dans les affluents de l'estuaire depuis 2010
- La majeure partie des jeunes anguilles ont au moins un an lorsqu'elles arrivent à Poses : soit elles s'établissent dans l'estuaire, soit elles traversent le barrage de Poses à la recherche d'habitats plus en amont

La population d'anguille présente dans l'estuaire de la Seine semble présenter une tendance à la baisse. Cependant, aucune étude nous permet de connaître la proportion de civelle qui reste dans l'estuaire par rapport à celle qui franchit le barrage de Poses. La diminution du recrutement au niveau de cet ouvrage semble donc indiquer soit une diminution globale du recrutement à l'échelle de l'estuaire, soit une augmentation de la proportion de civelle qui reste dans l'estuaire. De plus, une diminution du nombre d'individus adultes/matures est observée dans les habitats amonts liée à un non renouvellement de la population dans ces zones. Encore une fois, soit le recrutement dans l'estuaire a diminué, se répercutant ainsi sur les abondances de géniteurs, soit la survie des jeunes individus est altérée dans les zones de croissance impliquant une réduction des effectifs en amont. Mesurer le nombre de civelles qui entre dans l'estuaire permettrait de connaître la proportion d'anguilles qui reste dans ces habitats et donc d'estimer la productivité de l'estuaire de Seine.

11 Répartitions spatio-temporelles détaillées des anguilles dans l'estuaire

11.1 Cours d'eau principal

L'anguille est globalement présente sur toute l'étendue du chenal principal (en bleu, Figure 8), mais sa distribution n'est pas homogène sur le plan longitudinal et varie dans le temps. Plus précisément, il existe une hétérogénéité saisonnière avec des abondances plus faibles en hiver sur toute la zone estuarienne (ADAM & ELIE, 1994; Duhamel et al., 2005). A cette saison, une grande quantité d'individus a vraisemblablement migré vers d'autres habitats réduisant ainsi l'abondance par rapport aux saisons chaudes (Duhamel et al., 2005). Les CPUE d'anguille remontent à l'approche de l'été en lien avec l'arrivée des nouvelles cohortes (Duhamel et al., 2022). Au printemps et en été, deux zones apparaissent comme les plus peuplées : l'une entre le pôle aval et Duclair et l'autre en l'aval de l'agglomération de Rouen (en orange, Figure 8). Il est possible que la nature des berges influe sur l'abondance de l'espèce au sein de la masse d'eau. La présence de substrats hétérogènes, constitués de cailloux ou de blocs favorise la présence de l'anguille en phase de repos diurne. Ces faciès sont fréquents dans la zone portuaire de Rouen, mais aussi plus en aval, de façon plus éparse, dans la zone endiguée (Duhamel et al., 2005). La partie aval, entre le pont de Normandie et l'embouchure, fait l'objet d'un suivi annuel des populations de poissons depuis 2000. Les captures sont réalisées au chalut à perche (3 mètres de long). Ce suivi met en évidence une diminution significative des abondances (CPUE) d'anguilles entre 2000 ($3,0 \pm 9,8 \text{ ind. ha}^{-1}$) et 2020 ($0,3 \pm 1,3 \text{ ind. ha}^{-1}$). Jusqu'à la fin des années 2000 la distribution spatiale montrait des valeurs maximales au niveau de l'embouchure et l'amont de la fosse Nord. Or, depuis 2010, l'anguille se concentre plutôt dans la zone centrale endiguée. Les individus capturés en 2019 et en 2020 sont majoritairement des anguilles jaunes immatures (Duhamel & Balay, 2020, 2022).

Sur le gradient latéral de l'estuaire, le taux de présence des anguilles est toujours supérieur aux abords des enrochements, des pieds de digue et des remblais constitués de blocs (Duhamel et al., 2004 ; Morin et al., 2010). En effet, ces habitats constituent des zones refuges où les jeunes anguilles peuvent se reposer à l'abri des courants et des prédateurs, avant de reprendre une activité de nourrissage ou de migration vers l'amont. La distribution des tailles montre une relation positive avec la profondeur, ainsi les plus grands individus sont retrouvés préférentiellement dans les secteurs les plus profonds (i.e. au centre du chenal), alors que les plus petits affectionnent plutôt les secteurs moins profonds tel que les berges (Muntoni, 2020). L'étude de suivi des populations piscicoles dans l'estuaire réalisée en 2004 par la CSLN a montré que l'anguille est l'espèce la plus fréquemment pêchée que ce soit en milieu profond (pêche au guideau) mais aussi sur les zones plus rivulaires (pêche électrique). La comparaison des abondances d'anguilles entre le milieu profond et rivulaire s'avère délicat aux vues des différentes techniques de pêche utilisées (Duhamel et al., 2005).



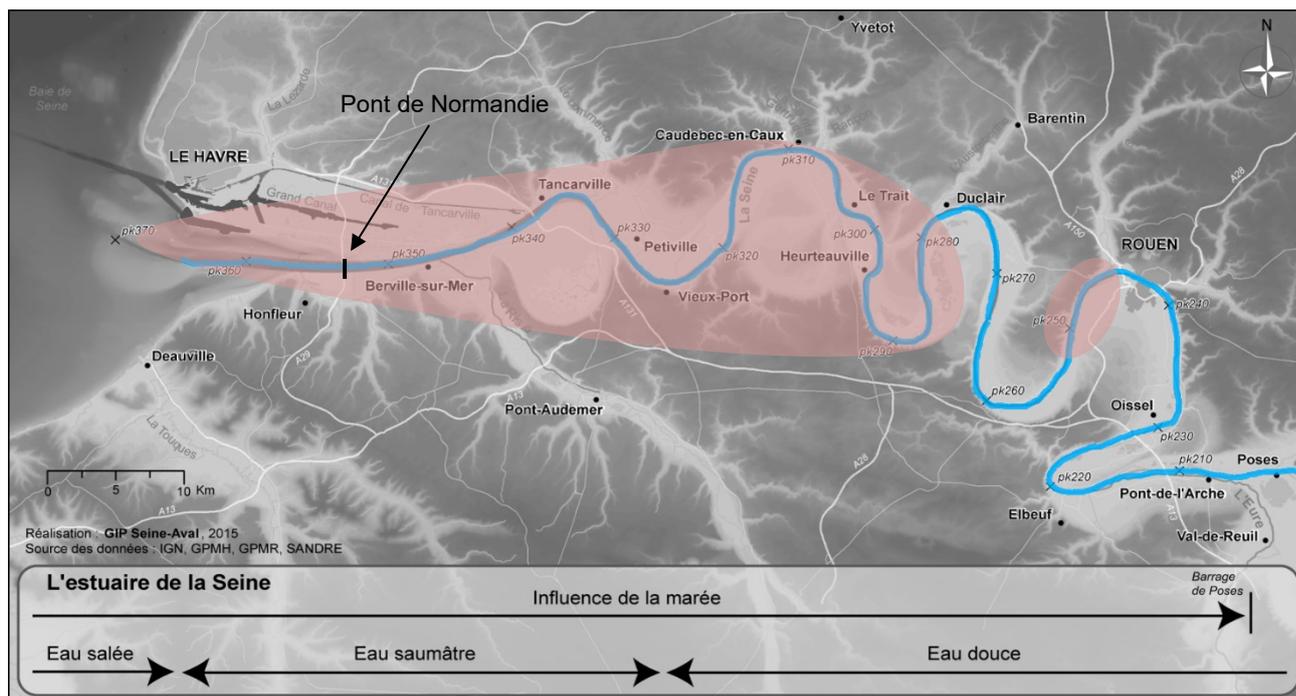


Figure 7 : Carte du lit mineur de l'estuaire de la Seine (en bleu) et des zones présentant la plus forte abondance d'anguille en été (orange) (Source : modifié à partir d'une carte du GIPSA 2015)

A retenir 2 : Répartition dans anguilles dans le cours d'eau principal

- Technique de pêche variable avec la profondeur : guideau, pêche électrique, verveux (+filet maillant)
- Variabilité spatiale et temporelle sur le plan transversal et longitudinal de l'abondance peu précise
 - o Abondance globalement faible en hiver
 - o Printemps / Été : 2 zones plus peuplées (Embouchure – Duclair et Aval Rouen)
 - o A l'embouchure : ↘ de l'abondance d'anguille entre 2000 et 2020
 - o Relation positive taille – profondeur (méthodes de pêche différentes)

11.2 Habitats latéraux

La Figure 9 découpe les grandes zones d'habitats latéraux retrouvées dans l'estuaire de la Seine. La répartition spatiale des anguilles au sein de ces zones est détaillée ci-après.

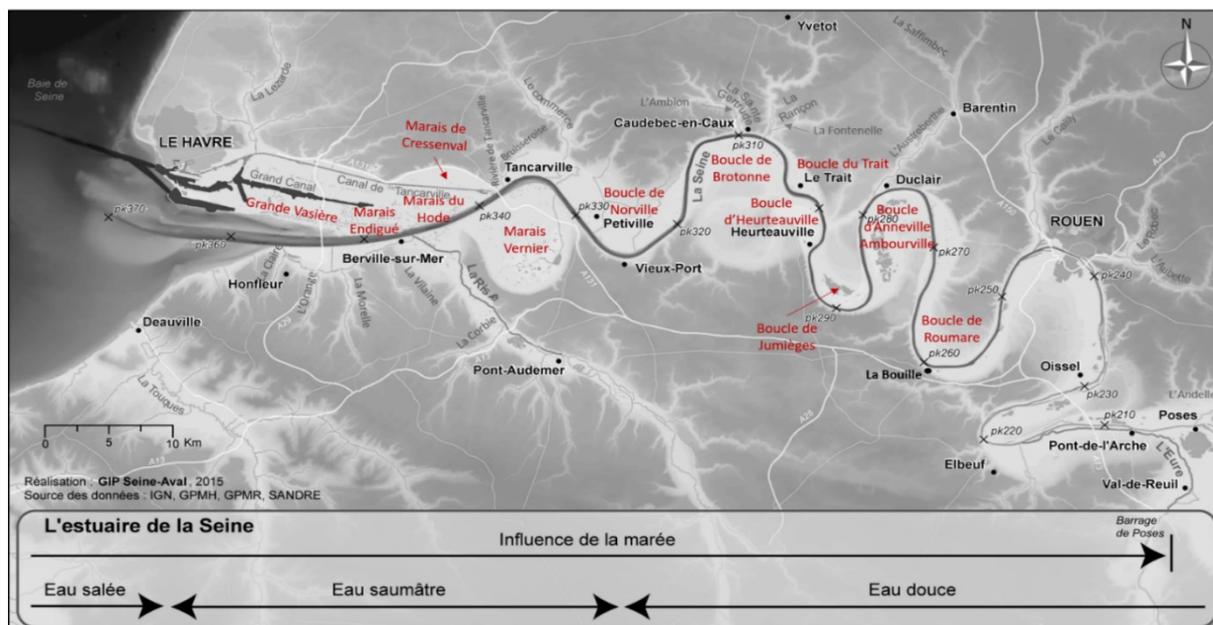


Figure 8. Carte des grands groupes d'habitats latéraux de l'estuaire de la Seine (en rouge les zones mentionnées dans le rapport) (Source : modifié à partir d'une carte du GIPSA 2015)

La répartition des anguilles au sein des habitats latéraux de l'estuaire n'est pas uniforme dans l'espace et dans le temps. Au sein de **la Grande Vasière** (à l'ouest du pont de Normandie), l'analyse des abondances montre un déclin significatif depuis 2008 (année charnière) jusqu'à devenir totalement absente en 2015 (Duhamel & Balay, 2022). A l'est du pont de Normandie, le **Marais endigué** est constitué d'un réseau de fossés dans lequel la population d'anguilles présente une prédominance d'individus immatures de taille inférieure à 300mm, soit 65% de l'effectif total, en 2020 (pêche au verveux). Les anguillettes de moins de 150mm sont bien représentées, ce qui n'est pas le cas en 2021 pour la même période (juin). Pour les deux années de suivi aucune civelle n'a été capturée (tailles comprises entre 50 et 80mm). La structure de la population d'anguille dans le marais ne s'apparente pas à une population résidente (dominance d'individus >300mm). L'occupation maximale a lieu au printemps et pendant la saison estivale et chute en automne. Cette forte variation saisonnière des abondances d'anguilles pourrait s'expliquer par une migration relativement passive liée aux vidanges de fin d'hiver ou active liée à une baisse des niveaux d'eau lorsque le niveau de la nappe alluviale baisse en été (Duhamel et al., 2022).

Au sein du Marais endigué, on retrouve un peu plus à l'est, au sud du canal de Tancarville, le **Marais du Hode** qui héberge également une population d'anguilles constituée essentiellement d'individus de taille inférieure à 300mm (Duhamel, 2013 ; Muntoni, 2020). Au nord du canal, l'anguille est la seule espèce migratrice amphihaline capturée par pêche électrique dans le **Marais de Cressenval**. Cependant, sa densité moyenne a diminué entre 2005 ($37,3 \pm 0,0$ ind/100m²) et 2016 ($11,7 \pm 8,0$ ind/100m²). De plus, sur la même période, un vieillissement de la population a été observé avec une diminution des individus en phase de migration catadrome (<300m) et une augmentation de la population sédentarisée (>450 mm). Ceci semble mettre en évidence des discontinuités écologiques importantes entre la Seine et ce marais (Muntoni, 2020). Toutefois, l'évaluation de la population piscicole du marais de Cressenval réalisé par le PnrBSN en 2016 montre un bon recrutement en juvéniles (< 300mm) mais seulement sur la station échantillonnée à l'aval du marais (ruisseau de cressonnière – aval). Une discontinuité écologique semble apparaître entre les stations aval et les stations

amont du marais (Rozanska, 2017). La présence d'individus de plus petite taille (110mm) dans le marais salé a été démontrée à travers l'utilisation de verveux de 4mm de maille (Duhamel et al., 2017 ; Duhamel et al., 2022).

En rive gauche, **le réseau de fossés et de filandres en connexion avec La Risle** paraît adapté aux anguilles mais les CPUE observées sont relativement faibles (0,6 ind/verveux/jour) et se caractérisent par des classes de tailles diversifiées. En effet, en 2020 de jeunes individus (<300m), ainsi que des adultes installés, en phase de croissance ont été retrouvés dans les verveux. En revanche, l'espèce n'est pas présente sur toutes les stations échantillonnées, on la retrouve préférentiellement dans des fossés stagnants et à faible courant, qui représentent des zones de repos dans lesquelles elles peuvent s'établir et réaliser leur phase de croissance (Daigurande & Quendo, 2020).

Plus en amont de l'estuaire et toujours en rive gauche, le **Marais Vernier** abrite une population non négligeable d'anguilles. Avec 268 km de linéaire de fossés et 60 ha de plans d'eau (Rozanska, 2010), ce marais présente une capacité d'accueil considérable vis-à-vis de cette espèce. Néanmoins, au sein de la **Grand'Mare et de ses annexes hydrauliques**, une baisse significative des effectifs d'anguilles a été observée depuis 2003 et jusqu'en 2011 (les CPUE passent de 8,5 à 0,55 ind/verveux/jour), suivie d'une légère stabilisation, et d'un petit « sursaut » en 2015 (CPUE 1,82 ind/verveux/jour). Les CPUE estimées par verveux ont révélé une diminution de 58% des densités d'anguilles entre 2015 et 2019 (0,76 ind/verveux/jour). La majorité des anguilles capturées en 2019 ont une taille supérieure à 350mm, elles sont donc en phase de sédentarisation. Un vieillissement de la population d'anguilles a été mis en évidence en 2015 (Rozanska, 2015a), puis confirmé en 2019 avec 92% des individus capturés ayant une taille supérieure à 450 mm. A l'inverse, dans le **canal Saint Aubin**, principal exutoire du marais tourbeux de Marais Vernier la population s'apparente à une population jeune où 65% des individus capturés présentent des tailles inférieures à 150 mm. Le recrutement y est donc important en comparaison à la population résidente du marais tourbeux (Muntoni, 2020; Rozanska, 2010). Cependant, l'étude de faisabilité réalisé en 2016 sur la restauration de la continuité écologique du canal Saint-Aubin a montré qu'une partie des civelles reste bloquée et ne migre pas vers l'amont (Egis, 2016). L'évolution de la population d'anguilles dans le canal Saint-Aubin reste difficile à établir en raison des diverses méthodes d'échantillonnage utilisées. En effet, en 2010 l'échantillonnage a été réalisé par pêche électrique tandis qu'en 2013 il a été fait par verveux et par ADNe en 2015 (Marchalot et al., 2017). L'évaluation piscicole réalisée par le PnrBSN sur **les réseaux hydrauliques du Marais Vernier** a montré que, sur un fossé lentique, au cœur du système hydraulique, plusieurs anguilles ont été capturées par verveux avec une majorité de jeunes individus, de taille inférieure à 300m. Le fait de pêcher de jeunes anguilles au centre du marais Vernier tourbeux témoigne d'une bonne colonisation du réseau de fossé par l'espèce mais révèle une déconnexion entre la Grand'Mare et le réseau hydraulique. A noter que deux mois après cette pêche, le fossé a été asséché en raison d'une baisse des niveaux d'eau indiquant qu'il s'agit d'un habitat temporaire pour cette espèce (Daigurande & Quendo, 2020). Finalement, il semblerait que l'utilisation du Marais Vernier par l'espèce soit différente en fonction du stade de vie. Il est possible que les individus les plus âgés se concentrent dans le plan d'eau et les annexes hydrauliques principales tandis que les plus jeunes individus, encore en phase de colonisation s'aventurent plus facilement dans les réseaux hydrauliques du marais (Daigurande & Quendo, 2020). La présence de jeunes anguilles, capturées au sein du réseau hydraulique et de la Grand'Mare est donc révélateur que la colonisation est tout de même possible, bien que celle-ci soit fortement limitée par les



barrières écologiques (vannage, clapet) présentes sur le canal Saint Aubin (Rozanska, 2020a). D'autre part les stations situées sur le fossé se jetant dans le Seine au niveau du pont de Tancarville faisant partie de la zone alluvionnaire du Marais Vernier n'a pas montré la présence d'anguille (Baillout, 2013).

Ensuite, la **boucle de Norville**, en rive droite, se compose de nombreuses filandres, d'un réseau de fossés primaires et, plus en amont, d'une rivière : le Théluet. Un échantillonnage piscicole par verveux a permis de mettre en évidence la présence de l'anguille notamment dans les filandres, directement en communication avec la Seine, dans lesquelles 29 individus ont été retrouvés en 2020, comparé à un seul individu en 2013 (Baillout, 2013; Daigurande & Quendo, 2020). En revanche, les fossés sont souvent asséchés rendant difficile la colonisation de ces milieux par les anguilles et peuvent engendrer de la mortalité (Daigurande & Quendo, 2020).

Sur la **boucle de Brotonne** une seule anguille a été capturée par verveux en 2013 dans une filandre, ce qui n'a pas permis d'attester de l'utilisation de cet habitat par l'espèce (Baillout, 2013). En revanche, la PnrBSN a réitéré l'expérience en 2020 sur une filandre ayant fait l'objet d'un réaménagement en février 2020 par le Grand Port Maritime de Rouen (dans le cadre d'un projet visant à renaturer la berge artificielle) et sur un fossé, tous deux directement connectés à la Seine (Daigurande & Quendo, 2020). Au total, 15 et 27 anguilles ont été capturées par verveux respectivement dans les deux habitats avec une majorité d'anguilles adultes (taille moyenne > 350mm), même si des individus de toutes tailles sont représentés. Cependant, même si le fossé semble abriter des anguilles, il est alimenté en eau uniquement à pleine mer et lors de coefficients de marée modérés à grands. La colonisation de ce secteur par l'anguille y est donc difficile en raison de la vidange totale à basse mer et de l'absence de connexion avec d'éventuels plans d'eau. Il reste donc un habitat qui n'est que ponctuellement utilisé par l'anguille (Daigurande & Quendo, 2020).

Sur la **boucle du Trait**, des anguilles sont présentes dans une filandre mais absentes dans la mare et le fossé principal en 2020 (verveux) alors qu'elles y étaient présentes lors d'un inventaire par nasse en 2019. Les fluctuations des abondances dans ce secteur pourraient être dues aux faibles niveaux d'eau dans les mares en période estivale (Daigurande & Quendo, 2020). Ensuite, sur **la boucle d'Heurteauville**, les anguilles sont présentes sur le canal d'Heurteauville en amont de la buse à double clapet et sur un canal de bordure. En 2013, 33 anguilles avaient été recensées sur la boucle. Seule l'une d'entre elles avait une taille inférieure à 400 mm. La présence d'une population résidente pourrait s'expliquer par l'accessibilité au site garantie par un clapet anti-retour positionné sur le canal principal. Ce clapet est entrouvert en 2020, rendant possible la colonisation des fossés par l'anguille. Cependant, seules 6 anguilles ont été capturées par verveux sur l'ensemble des 5 stations inventoriées. Des juvéniles (<300mm) ont été observés parmi elles, mais ces effectifs restent faibles au vu de la capacité du milieu (Daigurande & Quendo, 2020).

Sur la **boucle de Jumièges** l'anguille est présente dans des fossés isolés du plan d'eau du marais mais qui sont connectés temporairement à des mares de chasse. Le seul fossé connecté au plan d'eau et faisant la connexion en période d'étiage ne contient pas d'anguille (Daigurande & Quendo, 2020).

Au sein de la **boucle d'Anneville-Ambourville**, les inventaires piscicoles de 2013 ont montré que malgré la présence de clapets antiretours sur presque tous les exutoires, la colonisation piscicole des réseaux de fossés est possible. Ces fossés étant ponctuellement en connexion avec les ballastières, le transfert d'individus entre les plans d'eau et le fleuve est possible (Baillout, 2013). En 2020, la connectivité entre les ballastières et le fleuve s'explique uniquement par la présence d'une buse non équipée de clapet au niveau de l'exutoire. Sur cette boucle, le peuplement piscicole présent dans les réseaux hydrauliques semble donc dépendant des connexions existantes entre les fossés et les ballastières. Par ailleurs, il est possible que ces connexions fluctuent avec les saisons. En hiver lorsque le niveau de la nappe est au plus haut, certains fossés connectés aux ballastières se mettent en eau et pourraient devenir alors des habitats temporaires pour les anguilles. Cette dernière hypothèse n'a pas pu être testée car la précédente étude a été réalisée en période d'étiage (Daigurande & Quendo, 2020).

En 2020, la **boucle de Roumare**, n'a pas pu être inventoriée en raison d'un assèchement total de tous les fossés sélectionnés (Daigurande & Quendo, 2020). En 2013, les stations échantillonnées n'ont permis la capture que d'un faible nombre d'anguilles (11 individus). Cette faiblesse des captures montre une connexion peu fonctionnelle des fossés avec le fleuve (Baillout, 2013).

En amont de La Bouille et jusqu'à Poses, peu d'études ont été réalisées sur les habitats latéraux de l'estuaire et leur utilisation par l'anguille européenne.

A retenir 3 : Répartition des anguilles dans les habitats latéraux

- La technique de pêche utilisée pour la capture des anguilles dans ces habitats est **préférentiellement le verveux de 10 mm de maille** mais celle-ci implique des **biais d'échantillonnage** car elle **ne permet pas de capturer les individus de taille inférieure à 237mm** (soit les civelles, anguillettes et certaines anguilles jaunes). Cependant, des suivis spécifiques aux marais salés, ont démontré que **l'usage de verveux de 4mm de maille a permis de capturer de façon fiable des individus à partir de 110 mm**. Au vu de ces biais, il est important de rappeler que dans le cadre du Forum des Marais Atlantiques, il existe une démarche de standardisation des protocoles en marais.

- Il existe de **fortes variations saisonnières de présence d'anguilles** dans les réseaux de fossés. Elles sont dues à des **vidanges** de ceux-ci, à une augmentation de la **température** qui engendre un assèchement ou bien à **l'action de la marée** qui ne permet la mise en eau des fossés qu'à certains coefficients.
- **Après Rouen** les habitats latéraux ne sont pas échantillonnés

Peu d'études sont menées dans les fossés et canaux comparés au cours d'eau (ANRAS et al, 2020)

- Ce manque de données peut être expliqué par le fait que contrairement aux rivières et plans d'eau, **les marais ne bénéficient pas de protocoles normalisés pour les suivis piscicoles**



11.3 Affluents de l'estuaire

Les principaux affluents de l'estuaire de la Seine ont fait l'objet d'études impliquant l'anguille au cours des 10 dernières années. Les captures ont toujours été réalisées par pêche électrique que ce soit par le Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normandes ou par Seinormigr. Les 15 affluents mentionnés dans ce rapport sont présentés sur la carte ci-dessous (Figure 10).

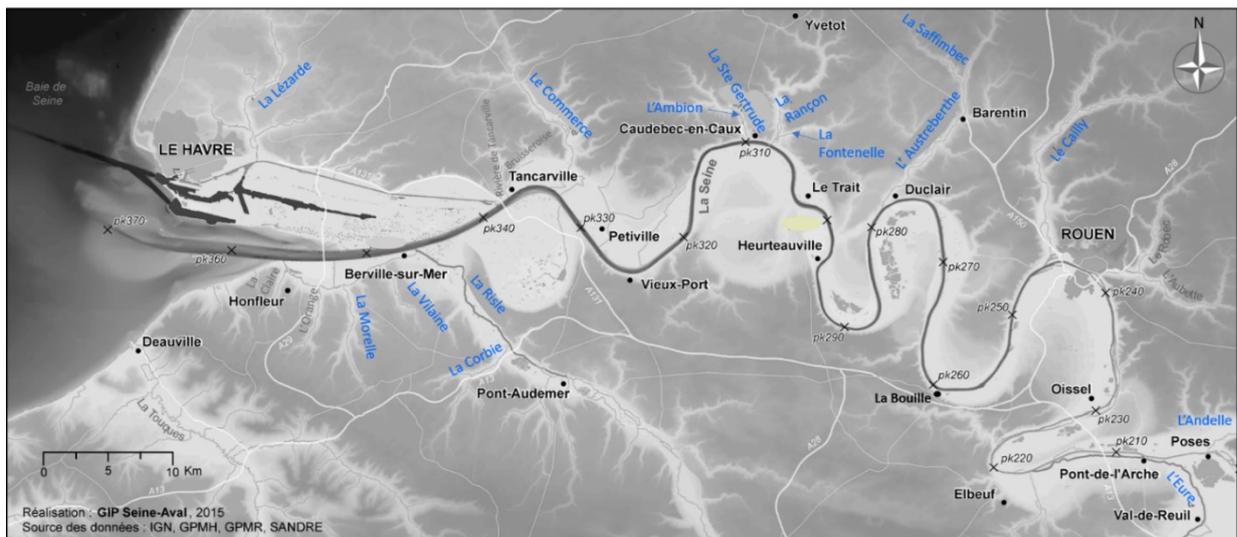


Figure 9 : Carte des principaux affluents de l'estuaire de la Seine (en bleu les affluents mentionnés dans le rapport) (Source : modifiée à partir d'une carte du GIPSA 2015)

D'aval en amont, on retrouve tout d'abord la Morelle et la Vilaine, deux petits cours d'eau au niveau de l'embouchure de l'estuaire en rive gauche dont l'échantillonnage par pêche électrique a été réalisé pour la première fois en 2021. Sur **la Morelle**, les abondances d'anguilles sont relativement faibles avec une moyenne de 0,27 ind/EPA. Aucun individu de taille inférieure à 300mm n'a été capturé au-delà de Fiquefleur-Equainville ce qui signifie que seulement 33% du cours d'eau est colonisé pour des anguilles migrantes. Au vu de la proximité du cours d'eau avec la mer, il serait pourtant attendu de constater des abondances plus élevées de jeunes individus. Sur sa partie aval, la Morelle circule dans une zone de marais industrialisée, dispersée par un réseau de canaux et bras artificiels et rejoint la mer via deux exutoires : le port de Honfleur et le canal Nord- Sud, tous deux entravés par des ouvrages très impactants. Plusieurs obstacles sont également présents tout le long de son cours (Seinormigr, 2021b). **La Vilaine** se jette dans le canal de retour à la mer qui est connecté à l'aval de la Risle maritime (à proximité de l'estuaire). Bien que le canal de retour soit entravé par un vannage-seuil partiellement ouvert à marée-basse, on observe des abondances d'anguilles bonnes en aval du cours d'eau (2 ind/EPA avec une majorité de jeunes entre 150 et 300mm). L'abondance s'affaiblit en amont mais reste tout de même correcte avec 0,43 ind/EPA sur le point le plus amont. Le front de colonisation active se situe à 77% du cours d'eau mais les civelles n'atteignent que 34% de celui-ci. L'ouvrage du Château de la

Pommeraye limite leur progression. Cependant, à l'amont de cet ouvrage, il n'existe pas de frein majeur à la migration (Seinormigr, 2021b).

Toujours en rive gauche, **la Risle** est un affluent majeur de l'estuaire ou plusieurs stations sont échantillonnées chaque année depuis 2010 par pêche électrique. Après une légère diminution du front de colonisation en 2016 (Seinormigr, 2016), les anguilles occupent actuellement seulement 32% du bassin de la Risle. Cependant, la limite d'observation des individus de l'année (<150mm) s'inscrit dans une tendance de progression vers l'amont (14%) (Seinormigr, 2021b). L'abondance moyenne des anguilles diminue depuis le début du suivi en 2010 quel que soit leur stade de vie (Figure 11). L'abondance des anguilles femelles (> 450 mm) est en baisse sur l'ensemble des stations depuis ces douze dernières années, alors qu'elles étaient déjà faibles aux débuts des suivis. Cette tendance peut s'expliquer par un déficit de recrutement, malgré une légère augmentation en 2017 (Seinormigr, 2016), et par des difficultés de progression des individus migrants au sein des hydrosystèmes. Ce qui conduit, par non-renouvellement, à la disparition progressive des plus gros individus partis se reproduire (Seinormigr, 2021a).

Sur **la Corbie**, cours d'eau secondaire se jetant dans la Risle, les abondances d'anguilles (pêche électrique) retrouvent un niveau moyen très faible en 2021 (0,12 ind/EPA), au même titre que l'année 2019, malgré une légère hausse en 2020. Le front de colonisation active représente seulement 29% du bassin, soit 3,4km depuis la zone tidale et cette limite de répartition régresse. Tous les indicateurs d'abondance suivent une tendance à la baisse, comme le montre la densité sur la Figure 11, sur ce petit affluent de la Risle maritime pourtant directement connecté à l'estuaire de Seine (Seinormigr, 2021b). En effet, tout comme pour la Risle les abondances en anguilles femelles matures montrent une tendance à la baisse (Seinormigr, 2021a).

En 2016, pour la première fois, un inventaire a été réalisé sur **la Lézarde** (affluent le plus en aval débouchant sur le canal de Tancarville) et sur **la commerce** (en amont de Tancarville). Les abondances qui ont été estimées par pêche électrique sont très faibles (en moyenne 0,16 ind/EPA sur la Lézarde et 0,03 ind/EPA sur la commerce), et le front de colonisation active (individus migrants) est respectivement de 56% et 0%. Compte-tenu de la proximité immédiate de ces cours d'eau avec la mer, les jeunes anguilles devraient être abondantes, mais des difficultés d'accès semblent limiter leur présence (Seinormigr, 2016).

L'évaluation en pêche électrique réalisée par le PNR Boucles de la Seine Normande sur **l'Ambion** et **la Sainte-Gertrude**, situées en aval de Caudebec-en-Caux, en 2017 a montré une densité moyenne plutôt faible de la population d'anguilles (3 ind/100m²), occasionnée par la présence de différents ouvrages situés en aval de ces deux cours d'eau et limitant la montaison de l'espèce. Cependant, il a été constaté une très légère augmentation de cette densité depuis 2012 (2,4 ind/100m²) notamment en termes de jeunes anguilles en migration sur le bassin versant (individus <300mm) (Rozanska, 2018c). Seinormigr effectue également un suivi tous les trois ans, sur la base de pêche électrique, au niveau de la Sainte-Gertrude. En 2021, ils ont observé des anguilles de moins de 150 mm pour la seconde fois consécutive à Caudebec et le nombre d'anguilles migrantes a significativement augmenté (dont < 150 mm) depuis 2018. Il est à noter qu'un individu de moins de 150 mm a été capturé à Maulévrier, station la plus en amont du bassin, ce qui est une première depuis le début du suivi. Les seuils situés sur l'aval de la Saint-Gertrude n'ayant pas encore été aménagés, ces individus ont pu



accéder à la Sainte-Gertrude via l'Ambion en passant par un canal de liaison en centre-ville de Caudebec. En effet, la connexion de l'Ambion avec la Seine a été aménagée en 2015 (Seinormigr, 2021b).

La Rançon et la Fontenelle sont deux affluents situés entre Caudebec-en-Caux et le Trait. Sur ces cours d'eau toutes les captures ont été réalisées par pêche électrique. En 2021, les effectifs d'anguilles dans **la Rançon** sont faibles sur la première station aval (0,53 ind/EPA) comparé aux années précédentes (environ 1 ind/EPA). On y retrouve une majorité de jeunes anguilles en phase de colonisation active (<300mm), alors que sur la station amont une seule anguille migrante a été capturée (Seinormigr, 2021b). Sur **le Perroy**, petit affluent de la Rançon, une quasi absence de recrutement en 2018 a été observée, probablement liée à la présence d'un ouvrage (moulin du Haut Pas) très difficilement franchissable pour l'espèce (Rozanska, 2018b). Sur **la Fontenelle**, une évaluation a été réalisée par le PnrBSN en 2015 et a montré que, même si l'anguille représente près de 55 % de l'effectif piscicole total, elle voit sa densité diminuer depuis 2011 (51 ind/100m² en 2011 contre 41 en 2015). Cette baisse est déjà observée entre 2004 et 2011 (139 ind/100m² en 2004 (Rozanska, 2015c)). En 2018 comme pour les années précédentes, les anguilles en phase de colonisation (<300mm) étaient majoritaires sur les stations de la Fontenelle. Même si les densités sur les stations du secteur renaturé de la Fontenelle ont légèrement augmenté cette année-là, les densités restent globalement faibles (20,5 ind/100m²) en comparaison de celles observées en 2004 sur la station « aval » (Rozanska, 2018b).

Sur **l'Austreberthe**, un cours d'eau juste en aval du Duclair, le nombre d'anguilles jaunes, capturées par pêche électrique, a baissé de 44% depuis 1983 et continue à décroître de 3,4% chaque année (ONEMA & CEMAGREF, 2010). La densité en anguilles décroît rapidement vers l'amont du cours d'eau, jusqu'à avoir une densité nulle au niveau de Pavilly. En effet, aucune anguille n'a été pêchée dans la rivière de **Saffimbec** (Rozanska, 2015b). En 2016, une opération de repeuplement a été réalisée sur cet affluent, après avoir attesté d'une diminution du recrutement en 2015. Un total de 51,65 kg de civelles, soit 150 000 individus, ont été répartis sur le bassin, à l'amont d'un obstacle bloquant toute colonisation par les plus jeunes anguilles. Un suivi a été initié pour suivre l'efficacité de l'opération à 6 mois, 1 an et 3 ans après le déversement. Le taux de survie est estimé entre 3 et 4,4 % après 6 mois sur l'Austreberthe (selon les méthodes d'estimation) (Seinormigr, 2016). En 2021, on retrouve les mêmes tendances qu'en 2016 avec des effectifs d'anguilles relativement élevés sur la plupart des stations (en moyenne 0,84 ind/EPA) mais la densité a diminué (Figure 11). Une forte diminution a été observée localement entre Villers-Ecalles et Pavilly. La rupture de continuité survient cependant avant Villers-Ecalles avec l'ouvrage du Paulu. En effet, si l'on considère que les individus migrants capturés étant tous très probablement issus du repeuplement de 2016, les effectifs d'anguilles sont toujours faibles voir nuls à l'amont (Seinormigr, 2021b). **Le Cailly**, un cours d'eau situé juste en aval de Rouen, a aussi fait l'objet d'une opération de repeuplement en 2013. L'état initial a révélé qu'aucune anguille n'était présente avant le repeuplement. Le suivi un an plus tard a montré une densité d'anguilles de 13,02 ind/100m² et un suivi était normalement prévu pour 2017 (Seinormigr, 2015).

Plus en amont, deux affluents majeurs se jettent dans l'estuaire. Le premier est **l'Eure** dont l'abondance en anguille est bonne sur les stations les plus en aval (1 ind/EPA avec majoritairement des jeunes entre 150 et 300mm) ce qui traduit une évolution positive par rapport à la moyenne récente. Cependant, elle chute et devient très faible en amont à cause



l'ouvrage du Moulin Fricaux. Les individus de taille supérieure à 300mm sont préférentiellement retrouvés sur les stations amont. Le front de colonisation est situé à Mortreuil ce qui correspond à environ 42% du cours d'eau (Seinormigr, 2021b). Le deuxième affluent et dernier avant le barrage de Poses est l'Andelle, libre d'accès depuis l'estuaire, l'aval de l'Andelle présente un recrutement fluvial non-négligeable avec 130 individus de l'année (<150mm). Cependant, dès 8 kilomètres en amont, les niveaux d'abondance chutent. La colonisation des individus des civelles et anguilles jaunes (<300mm) régresse. Le stock d'individus matures (>450mm) est faible et continue de chuter (de 0,16 ind/EPA en 2011 à 0,03 ind/30EPA en 2021). La limite de répartition progresse, comme en témoigne la capture de 2 individus âgés sur la dernière station très en amont. Néanmoins, la structure en taille, l'abondance et la répartition démontrent un problème de renouvellement et une fragmentation de l'habitat sur l'Andelle. La majorité des indicateurs d'abondance suivent une tendance à la baisse comme le montre la densité (Figure 11) (Seinormigr, 2021b).

Le suivi des abondances d'anguilles dans les affluents de l'estuaire de Seine n'est pas réalisé à la même fréquence pour tous les cours d'eau. Quatre cours d'eau font état d'un suivi annuel opéré par Seinormigr : La Risle, La Corbie, l'Eure et l'Andelle. Les suivis sur les 11 autres cours d'eau sont réalisés de façon ponctuelle (généralement tous les trois ans) par Seinormigr ou par le Parc National Naturel des Boucles de la Seine Normande (PnrBSN). Parmi les quatre rivières présentant une chronique de donnée supérieure à 10 années, deux cours d'eau présentent des effectifs en baisse : la Risle (Mann-Kendall test, $\rho = -0.66$, $n = 12$, $p = 0.003$) et la Corbie ($\rho = -0.52$, $n = 11$, $p = 0.029$), alors que l'Eure ($\rho = 0.20$, $n = 10$, $p = 0.474$) et l'Andelle ($\rho = -0.13$, $n = 12$, $p = 0.582$) présentent des densités relativement stables (Figure 11). Si l'on se base seulement sur la dernière année de suivi effectué sur chaque affluent (Tableau 3) les densités moyennes estimées vont de nulle à moyenne (de 0 à 20 ind/100m²) sur 11 des 15 affluents, selon les classes de densités définies par l'OFB et Seinormigr (Figure 12). Les cours d'eau présentant des densités moyennes supérieures à 20 ind/100m² sont La Risle, La Fontenelle, La Vilaine et L'Austreberthe. Pour ces deux derniers affluents la densité est « forte » (Figure 12) car elle dépasse les 40 ind/100m² (Tableau 3).

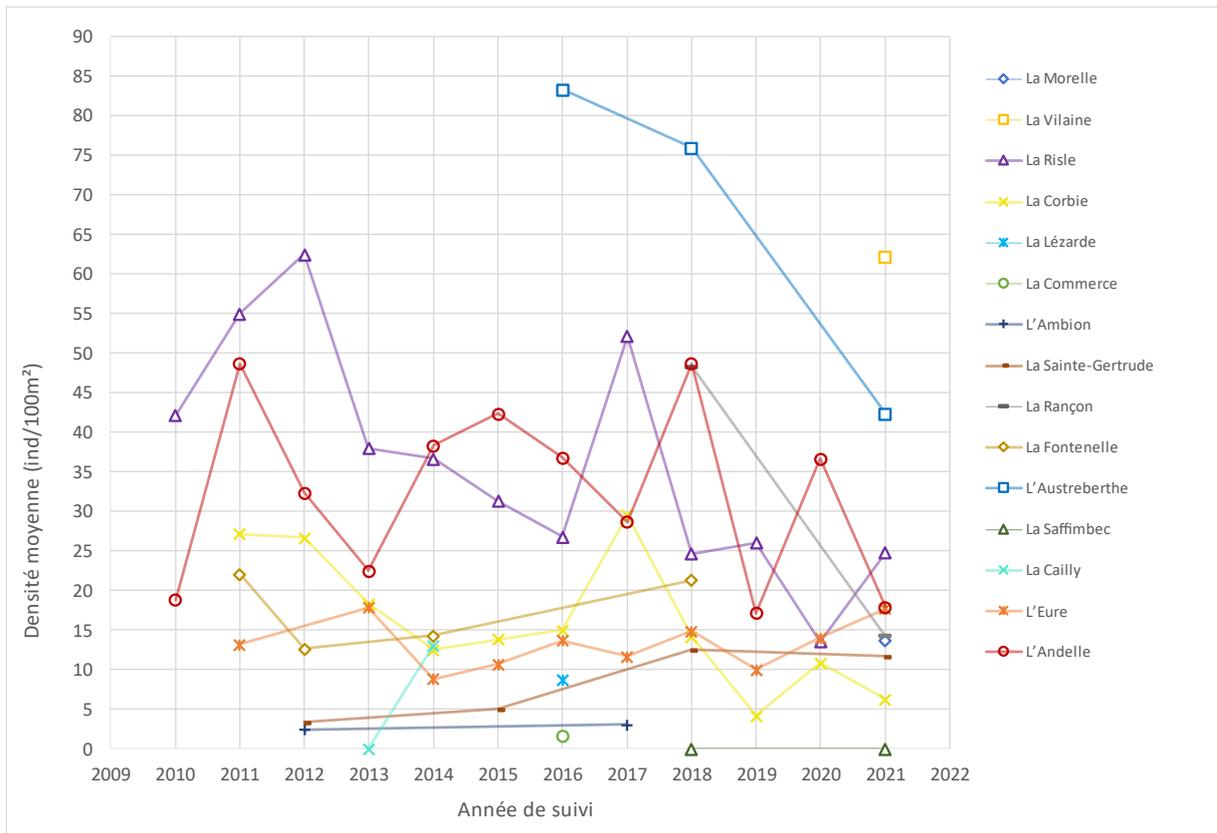


Figure 11 : Variation temporelle des densités moyennes d'anguilles (ind/100m²) au sein des 15 affluents principaux de l'estuaire de la Seine. Les densités sont calculées selon l'équation de Laffaille et al. 2003 (Nb ind moyen par EPA x 50) (Sources : suivis Seinormigr et PnrBSN)

Tableau 3 : Abondance (ind/30EPA) et densité (ind/100m²) moyenne d'anguilles tous stades de vie confondus mesurées dans les 15 affluents principaux de l'estuaire de Seine au cours de la dernière année de suivi. Les classes de densités utilisées sont celles définies par l'OFB et Seinormigr 2010 (Figure 12). Les densités sont calculées selon l'équation de Laffaille et al. 2003 (Nb ind moyen par EPA x 50) (Sources : suivis Seinormigr et PnrBSN)

Affluents	Classe de densités (dernière année de suivi)	Nombre moyen d'anguilles capturées (ind/EPA) (Dernière année de suivi)	Densité estimée (ind/100m ²) (Dernière année de suivi)	Année(s) de suivi
La Morelle		0,27	13,75	2021
La Vilaine		1,24	62,22	2021
La Risle		0,50	24,81	2010-2021
La Corbie		0,13	6,25	2011-2021
La Lézarde		0,18	8,75	2016
La Commerce		0,03	1,66	2016
L'Ambion		/	3,00	2002, 2012, 2017
La Sainte-Gertrude		0,23	11,66	2002, 2012, 2015, 2018, 2021
La Rançon		0,28	14,17	2018,2021
La Fontenelle		/	20,5	2004, 2011, 2012, 2015, 2018
L'Austreberthe		0,85	42,33	2018,2021
La Saffimbec		0	0	2018,2021
La Cailly			13,02	2013, 2014 (repeuplement)
L'Eure		0,35	17,72	2016-2021
L'Andelle		0,36	17,92	2016-2021

Classe de qualité	(niveau)	Nombre d'anguilles capturées par station (30 EPA/points)
	nulle	0
	très faible]0-5]
	faible]5-10]
	moyenne]10-20]
	assez forte]20-40]
	forte]40-80]
	très forte]80-160]
	excellente	> 160

Unité de Gestion Anguille Seine-Normandie 2010 - SEINORMIGR

Figure 12 : Classes d'abondances / densités d'anguilles définies sur les cours d'eau normands (OFB – SEINORMIGR 2010)



12 Utilisation et rôles des habitats de l'estuaire

Au cours de sa vie continentale, l'anguille utilise le lit mineur de l'estuaire de la Seine pour différentes fonctions écologiques. Ce secteur constitue dans un premier temps une **zone de transition**, notamment pour les civelles et anguillettes, qui vont s'y déplacer pour accéder aux zones plus en amont dans le but de trouver un habitat de croissance. Certains habitats du chenal servent aussi de **zones de repos**, tel que les enrochements grossiers et les interstices d'infrastructures. Les anguilles se cachent durant le jour, tandis que la nuit elles affectionnent plutôt les zones plus profondes du chenal à la recherche de leurs proies (Muntoni, 2020b; Rochard et al., 2012). En estuaire, les zones présentant des habitats diversifiés, avec des hauteurs d'eau conséquentes, et des fonds de sable-coquillers semblent donc être plus attractives pour cette espèce (Rochard et al., 2012). En amont de Rouen, l'estuaire est plus sinueux avec de nombreuses îles et bras morts et le niveau de naturalité des berges est supérieur conférant à cette zone une forte diversité de micro-habitats potentiellement profitables à l'anguille (Duhamel et al., 2005a et 2005b ; Duhamel et al., 2012; Rochard et al., 2012). De plus, les bassins latéraux portuaires semblent aussi constituer des habitats temporaires de repos, tel que le bassin au bois entre la rive sud de Rouen et la presqu'île de Rollet, notamment pour les individus adultes (>350mm) (Duhamel et al., 2018). Ainsi, l'anguille semble capable d'alterner des phases de présence dans le chenal et sur les berges jusqu'en zone intertidale, depuis l'aval jusqu'à l'amont de l'estuaire (Duhamel et al., 2012). En revanche, l'utilisation des habitats par les jeunes stades (<300mm) au sein du cours d'eau principal de l'estuaire de Seine n'est décrite que pour certains secteurs. Notamment, les suivis effectués sur le lit mineur à travers l'utilisation du guideau avec des mailles de 5 mm montrent que la contribution aux captures totales des anguilles de taille comprise entre 80-120 mm reste faible, notamment par rapport aux classes de tailles supérieures (200-350mm). Cette tendance semblerait s'inverser pendant la période entre avril et juillet, qui fait enregistrer les abondances maximales d'anguilles de taille comprise entre 80 et 120 mm.

L'une des stratégies adoptées par les anguilles pour faire face aux conditions changeantes des estuaires soumis à marée consiste à rester sur les berges à faible profondeur présentant des habitats diversifiés. Dans ces zones, les jeunes individus ont plus de chance de trouver des eaux plus calmes, des abris et de la nourriture. Par exemple, les débouchés de filandres peuvent constituer des **refuges** de basse mer (GIP Seine-Aval, 2013), l'arrivée du flot ne les conduit pas forcément à retourner dans le fleuve, mais aussi à se déplacer vers les habitats latéraux qui se trouvent alors à leur portée (Duhamel et al., 2022). L'utilisation des habitats latéraux peut être avantageuse pour les anguilles car ces milieux annexes montrent de fortes potentialités pour la croissance des individus. En effet, ces milieux offrent une alternance d'habitats à forte productivité et d'**habitats de repos** qui correspondent aux besoins écologiques de cette espèce (Muntoni, 2020b). De ce fait, une partie non négligeable d'anguilles accède à la zone intertidale puis aux filandres, aux marais salés, ainsi qu'aux marais doux. Grâce à leur embouchure assez basse permettant une inondation précoce et une exondation tardive, les filandres de l'estuaire de la Seine constituent un axe de passage pour d'autres habitats et représentent une source d'alimentation non négligeable pour les anguilles (GIP Seine-Aval, 2013). Cependant, le comblement des vasières conditionne l'avenir de certaines filandres et leur rôle de nourricerie pour les petits juvéniles. Il conditionne aussi l'accès aux anguilles jaunes, qui ne pénètrent plus dans les filandres dès lors que leur seuil d'accès dépasse une certaine altitude (Duhamel et al., 2012).



L'utilisation des marais par les anguilles semble différente en fonction de leur stade de vie. Les individus les plus âgés ont tendance à se concentrer sur les plans d'eau et les annexes hydrauliques principales, qui jouent le rôle **d'habitat de croissance** pour l'espèce (Baillout, 2013), tandis que les plus jeunes vont davantage s'aventurer dans les réseaux hydrauliques du marais. Ces réseaux peuvent être considérés comme des habitats à part entière en tant que zone d'alimentation et croissance mais ils jouent surtout le rôle de **corridors écologiques** entre les différents milieux aquatiques (Joly, 2009). En drainant l'eau ils permettent la circulation des individus entre les différents milieux qui, sinon, se trouveraient isolées. Ces connexions peuvent être pérennes ou ponctuelles. En effet certains réseaux sont asséchés en période estivale, ce qui peut restreindre la mobilité des individus et des populations. D'autres réseaux présentent des écoulements uniquement en période de crues ou pendant les épisodes de flot des marées à forts coefficients, ce qui crée des accès exceptionnels (Baillout, 2013; Daigurande & Quendo, 2020). D'autres habitats se situent dans un entre deux entre habitats latéraux et lit majeur de l'estuaire. C'est le cas des « sources bleues » (commune d'Aizier/Vieux-Port) qui, d'après la forte densité de juvéniles présente (<150mm), semble être un **milieu refuge** important pour les jeunes en migration (Rozanska, 2020b).

A retenir 5 : Fonctions écologiques des habitats

Cours d'eau (principal et affluents):

- **Zone de transition** pour les individus migrants : nage active vers l'amont ou vers des habitats connexes
- **Zone de repos** au niveau des berges fragmentées et des enrochements

Habitats latéraux :

- **Les filandres** sont des **habitats temporaires, riches en nourriture** qui servent de **nourricerie** notamment pour des anguilles migrantes
- **Les marais** présentent :
 - o Des **plans d'eau et des annexes** qui accueillent des **individus sédentaires** (>300mm)
 - o Des **réseaux hydrauliques** (fossés) qui jouent le rôle de **corridor écologique** pour les individus plus **jeunes** (<300mm)
 - Les **variations saisonnières** jouent sur la pérennité de ces habitats

A ce stade, l'utilisation des habitats de l'estuaire de Seine par les anguilles est un sujet qui demande à être approfondi. En effet, les fonctions écologiques des différents habitats mentionnés dans ce chapitre ne sont que des hypothèses déduites des informations disponibles dans la littérature. Aujourd'hui, peu d'études fournissent des éléments de réflexion autour de l'utilisation des habitats de l'estuaire de Seine par l'anguille.

De plus, le chapitre III.3 montre que les habitats estuariens sont d'une importance capitale pour les anguilles notamment en termes de croissance. Cependant dans l'estuaire de la Seine les traits de vie des anguilles sont très peu évalués lors des études piscicoles. Ainsi, aucune information n'est disponible concernant la croissance des individus au sein de chaque habitat, leur âge, leur régime alimentaire, leurs déplacements, etc.

13 Comparaison de l'état de la population d'anguilles dans l'estuaire de Seine avec d'autres systèmes similaires

Sur les autres grands bassins versants de France (i.e. bassin de la Loire et de la Garonne-Dordogne), le recrutement 2021 s'avère être meilleur que l'année précédente (plus 63% sur la rivière Vienne et plus 23% sur la Dordogne, données LOGRAMI et MIGADO). Les résultats concernant la Seine ne semblent donc pas refléter la majorité des grands bassins versants français (Neveu, 2021). En revanche, concernant les anguilles argentées, la Loire et la Garonne possèdent une production de même ampleur que le bassin Seine-Normandie (environ 25% de la production nationale) (ProFish & CEREMA, 2016). Le modèle EDA 2.3 réalisé grâce aux données récoltées dans le cadre du projet SUDOANG montre que la densité d'anguilles est significativement plus importante dans l'estuaire de la Loire avec un proportion plus importante de jeunes individus (Figure 13).

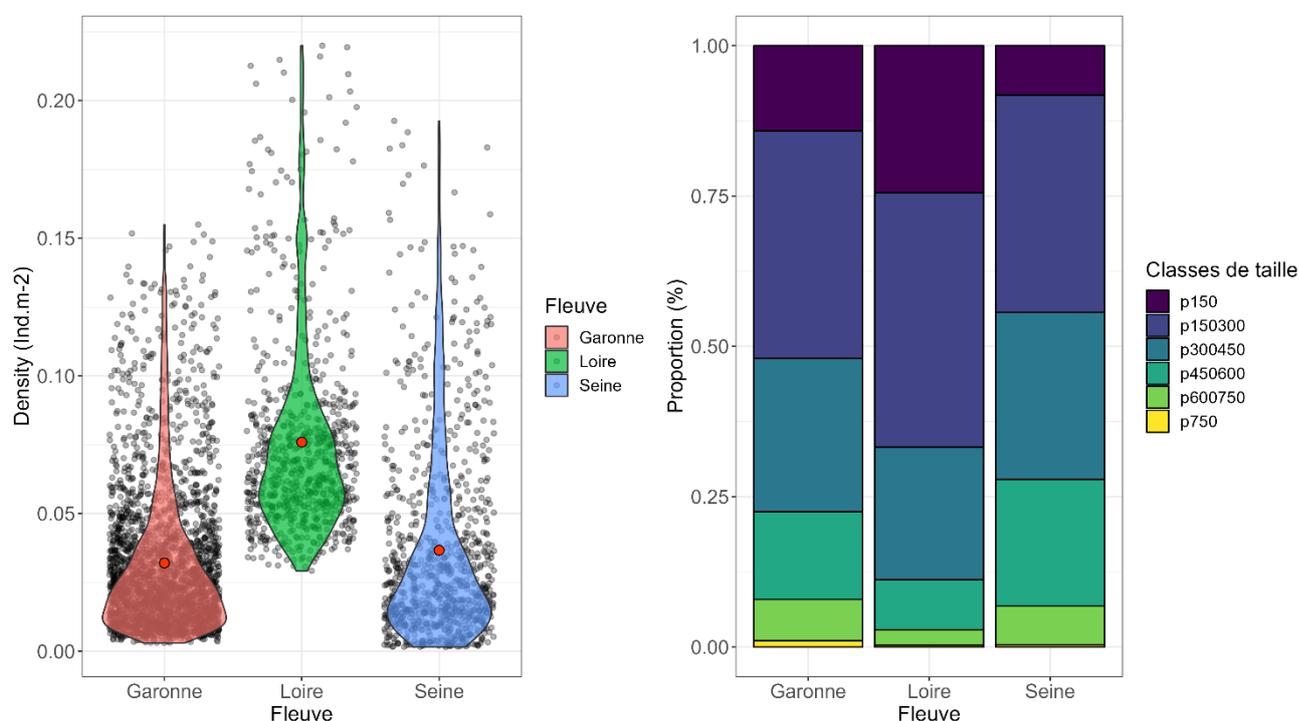


Figure 13 : Comparaison de la densité et de la proportion des classes de taille des anguilles présent au sein des trois principaux estuaires français (Seine, Loire et Garonne) dans le périmètre de la limite de marée dynamique (Seine = 170 km, Loire = 97 km et Garonne = 180 km). Résultats de modélisation (EDA 2.3) issus des données Sudoang.

Les études comparatives entre l'estuaire de Seine et les estuaires de la Loire (Projet Ichtyo) et de la Gironde (Projet Thalassotok) réalisée en 2012 (Duhamel et al., 2012; Rochard et al., 2012) montrent qu'ils possèdent des fonctionnements distincts en termes d'hydromorphologie et de biologie (Tableau 4) (Fisson et al., 2012). Tout d'abord, le débit moyen est plus faible dans l'estuaire de la Seine ($450\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) que dans l'estuaire de la Loire ($850\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) et de la Gironde ($900\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) (Tableau 4). Ce débit réduit en Seine vient de la présence de barrages réservoirs en amont qui régulent les arrivées d'eau dans l'estuaire alors qu'ils sont absents en Loire et en Gironde (Duhamel et al., 2012; Rochard et al., 2012). Bien qu'ils réduisent le débit, les ouvrages amplifient grandement les vitesses de courants (Neveu, 2021). Les particularités hydrologiques de ces estuaires impactent de façon plus ou moins

importante le comportement des anguilles. Par exemple, la progression des civelles peut être ralentie voir bloquée en cas de fort débit fluvial ou de vitesse de courant trop importante à l'entrée de barrages (Ben Abdallah, 1991; Elie & Rochard, 1994; Hirschinger, 2015) alors que cela favorisera l'avalaison des individus argentés (Tesch, 2003; Vøllestad et al., 1986). A l'inverse, un débit réduit retarde ou diminue la migration de montaison et de dévalaison, et les anguilles peuvent même être stoppées jusqu'à l'année suivante (Drouineau et al., 2017; C. Durif, 2003).

Tableau 4 : Caractéristiques hydromorphologiques de l'estuaire de la Seine, de la Loire et de la Gironde (Source : (Fisson et al., 2012))

	Superficie du bassin versant du fleuve	Superficie du bassin versant intra-estuarien	Influence de la marée	Pénétration de la salinité	Marnage maximal	Débit moyen
Seine	79 000 km ²	11 500 km ²	170 km (Poses)	40 km (Vieux-Port)	7,5 m (La Havre)	400 – 500 m ³ /s
Loire	118 000 km ²	7 470 km ²	97 km (Ancenis)	60 km (Nantes)	6 m (Nantes)	850 m ³ /s
Gironde	71 000 km ²	2 297 km ² (À partir du bec d'Ambès)	180 km (Casseuil - Garonne, Castillon-la-Bataille - Dordogne, Laubardemont - Isle)	95 km (Bec d'Ambès)	5,5 m (Bordeaux)	800 – 1000 m ³ /s

Le bouchon vaseux se trouve davantage en aval en Seine et la salinité y est plus faible par rapport à la Loire (Duhamel et al., 2012). En période hivernale, le bouchon vaseux est normalement expulsé lors des crues mais s'il persiste il peut engendrer à termes une augmentation de la salinité, le manque d'eau douce, la turbidité des eaux et l'anoxie du milieu. Les poissons se retrouvent alors piégés dans le bouchon ou bloqués en aval ou en amont du bouchon (Muchiut et al., 2002).

En termes de modifications anthropiques, les opérations de remblais et de dragages ont été plus importantes dans l'estuaire de la Seine (46% entre 1670 et 2000) que dans l'estuaire de la Loire (17% entre 1800 et 2000). Ceci a généré un approfondissement du chenal de navigation et, associé à l'endiguement des berges, plus important en Seine (120km) qu'en Loire (quinzaine de km), a engendré une perte et l'homogénéisation des habitats aquatiques. L'étude a ainsi pu montrer qu'il y avait une corrélation positive, essentiellement en Seine, entre la guildes d'individus catadromes (majoritairement des anguilles) et la profondeur (Duhamel et al., 2012). Les pêches au chalut ont révélé une abondance d'anguilles plus importante en Loire qu'en Seine pour la partie aval des deux estuaires (respectivement 57 ± 176 et $21,5 \pm 82$ individus) et inversement pour la partie amont (respectivement 10 ± 21 et 124 ± 251 individus). En effet, les CPUE du groupe des catadromes (anguilles majoritaires) sont significativement plus importantes en Seine dans la partie eaux douces de l'estuaire (Duhamel et al., 2012). En revanche, la taille moyenne des individus est similaire en Seine et en Loire (~300mm), de

même pour la distribution des tailles avec une majorité d'individus de longueur inférieure à 350mm (anguilles jaunes) (Duhamel et al., 2012).

Enfin, la pression induite par la navigation commerciale est très importante sur l'estuaire de la Seine avec des cargos de plus de 40000 tonnes remontent jusqu'à Rouen et de nombreuses péniches, barges de transports et navires de tourisme alors qu'elle est restreinte à de menues embarcations de plaisance au niveau du site retenu sur la Gironde (Rochard et al., 2012). De plus, la cohérence des sédiments Seine et Gironde est très similaire pourtant les civelles s'enfouissent nettement moins dans le sédiment en Seine qu'en Gironde. Ceci pourrait s'expliquer par une contamination plus forte en Seine (Rochard et al., 2012).

Une récente étude sur les futures conditions susceptibles d'être rencontrées par les poissons migrateurs dans les grands fleuves français (Arevalo et al., 2020) révèle que les populations de migrateurs des bassins au sud de la Seine (Loire, Garonne, Rhône) seront toutefois plus grandement impactées par les nouvelles conditions environnementales printanières de débit et de température.

14 Sources de pression sur l'anguille dans l'estuaire de Seine

14.1 Pression de pêche

Historiquement, l'estuaire de Seine était un axe migratoire majeur pour les poissons migrateurs colonisant le bassin de la Seine. Ces populations étaient particulièrement ciblées pour la pêche, avec des tonnages relativement importants. A la fin du XIXe siècle, 250 tonnes de poissons étaient débarquées par les pêcheurs de Rouen-Elbeuf, dont environ 50 tonnes d'anguilles (Euzenat et al., 1992; GIP Seine-Aval, 2016a). En 2007, 5 à 10 tonnes d'anguilles jaunes ont été pêchées dans le secteur Seine aval ainsi que 1152 kg de civelles (PGA, 2007).

Le plan de gestion anguille (PGA) de 2007 définit dans un cadre de gestion de la pêche à l'anguille au sein de l'unité de gestion Seine Normandie (UGA). Suite à ces réglementations, le nombre d'anguilles pêchées a radicalement diminué. Notamment, la pêche professionnelle basée à Honfleur qui ciblait l'anguille jaune et de dévalaison (5 à 10 tonnes par an) a disparu en 2008. Dans les départements de la Manche, du Calvados, Seine-Maritime et de l'Eure la pêche à la civelle se trouve interdite en amont de la limite de salure des eaux et autorisée à l'aval pour les pêcheurs professionnels. De plus, la pêche à l'anguille jaune est autorisée toute l'année sur l'ensemble du réseau hydrographique du bassin de la Seine. Enfin la pêche des anguilles d'avalaison est interdite (PGA, 2007).

En 2022, dans l'estuaire de la Seine, des arrêtés préfectoraux indiquent que la pêche à l'anguille est strictement interdite dans les départements de l'Eure et de la Seine-Maritime quel que soit le stade de vie (civelle, anguille jaune et anguille argentée).

Seulement quelques études très ponctuelles ont proposé une influence de l'activité de pêche pour expliquer le déclin des populations d'anguilles dans les habitats de l'estuaire de la Seine. En effet, une évaluation de la population piscicole sur l'Austreberthe et la Saffimbec

réalisée par le PnrBSN en 2014 a émis l'hypothèse que le faible nombre d'anguilles présent dans ces affluents (20,8 ang/100m² contre 78 en 1990) semble en partie dû à l'activité de pêche à la civelle à l'échelle de l'estuaire (Rozanska, 2015b).

A retenir 6 : Pression de pêche

De nos jours et au sein de l'estuaire de la Seine, l'activité de pêche de l'anguille ne semble plus faire partie des menaces principales affectant sa population. En effet, l'interdiction totale des pêcheries implique que d'autres pressions sont à l'origine du déclin de l'espèce dans l'estuaire. En revanche, il n'existe aucune information concernant l'activité de braconnage et son impact sur la population d'anguilles.

14.2 Pression biologique : parasitisme, prédation et compétition

- Pression parasitaire

Le suivi et l'estimation du recrutement de l'anguille européenne en Seine, réalisés chaque année par Seinormigr à Poses, indiquent que l'état sanitaire des anguilles en montaison est bon, voir excellent, ces trois dernières années. En quelques chiffres, seulement 4,1% des anguilles migrantes présentaient des maladies en 2021 et 5,55% en 2022 sur les deux rives confondues (Brasseur, 2022; Neveu, 2021), contre 14,5% en rive droite et 35,4% en rive gauche en 2019 (Perret, 2019). En revanche, aucune précision n'est apportée sur les communautés parasitaires retrouvées dans les anguilles lors de ces études.

C'est dans le cadre du Plan National PCB que l'on retrouve le plus d'informations concernant la pression parasitaires sur l'anguille (Duhamel et al., 2009). Pour les 117 anguilles observées en 2008, le taux d'infestation est de 64%, avec un nombre moyen de nématodes par poisson de 2,9 à 4,3 (Duhamel et al., 2009a). Au vu des données récemment recueillies à l'échelon européen (Adam et al, 2008), le niveau de prévalence en estuaire de Seine se situe parmi les valeurs les plus importantes relevées sur l'aire de répartition de l'anguille européenne, comparable aux résultats obtenus dans le nord de la Mer Baltique entre 2002 et 2005 (62 %), le Rhin en 2006 (60 %), ou encore l'Adour en 2004 (53 %). La prévalence tend à diminuer pour les anguilles de grande taille, mais aucune tendance ne se dégage concernant le nombre de parasite en fonction de la taille des poissons (Figure 14). Il semble néanmoins que la variabilité la plus forte se rapporte à une gamme de taille comprise entre 450 et 650 mm, tandis que le nombre de nématodes visibles devient faible chez les femelles de plus de 700 mm. En 2009, l'étude est répétée selon une approche par secteur géographique en distinguant les deux pôles urbains et portuaires de Rouen-Elbeuf et du Havre-Zone portuaire et canaux (135 anguilles analysées ; Duhamel et al., 2009b). Le taux d'infestation est plus faible en 2009 (48%). Les anguilles « Rouennaises » ont un nombre de parasite par vessie (4, ± 0,8) nettement supérieur à celles de la région industrialo-portuaire havraise (0,8 ± 0,2). En 2010 l'échantillonnage porte uniquement sur les bassins portuaires et canaux de Rouen et la Havre et la confluence Seine – Risle (Duhamel et al., 2010). Sur les 59 vessies natatoires

disséquées, un total de 127 vers est observé pour 14 anguilles. Dans les bassins du GPM Rouen, 89% des anguilles capturées sont infectées par le nématode tandis que pour le GPM Le Havre, aucune anguille pêchée dans les canaux ne contient de vers et seulement 5% sont infectées dans les bassins à marée. Dans la Risle maritime un quart des anguilles capturées sont des hôtes pour le parasite.

Tableau 5. N Plan National PCB - année 2008 : Résultats de l'évaluation de l'anguillicolose effectuée sur les anguilles de l'estuaire de la Seine soumises aux mesures de contamination par les PCB (Duhamel et al., 2009)

Variables		N	%
Couleur	jaune	94	80
	grise	23	20
Nombre anguilles infectées		75	64
Nombre de vers		336	
Nombre moyens de vers		2,87 ± 4,28	
Apparence vessie natatoire	normale	100	85
	épaisseur de la paroi >1mm	15	13
	vessie en boule	2	2
Couleur vessie natatoire	translucide	59	50
	nacrée	51	44
	opaque	6	5
Exsudats ou tâches	absence	105	90
	présence	11	9

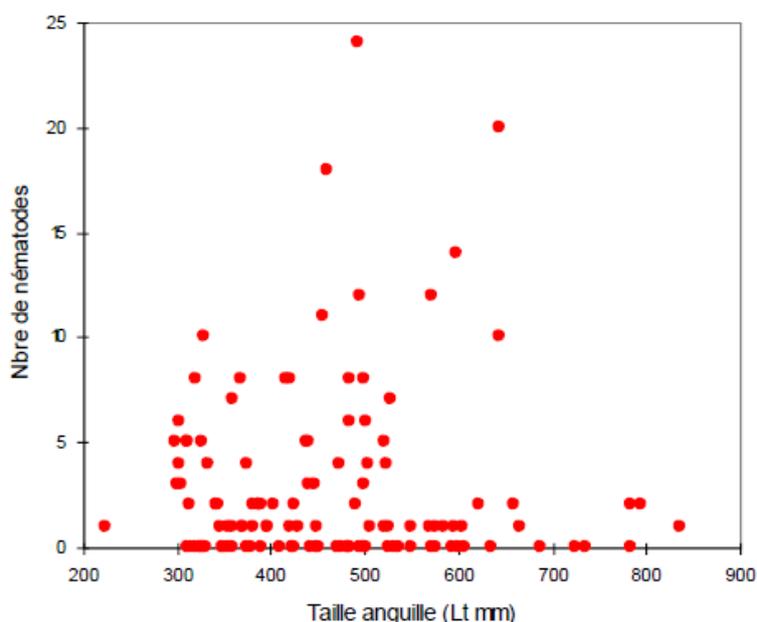


Figure 14 : Plan National PCB : Évolution du nombre de parasites *Anguillicola crassus* en fonction de la taille des anguilles dans l'estuaire de la Seine en automne 2008. (Duhamel et al., 2009)

- Pression de prédation et compétition

En général, le blocage des anguilles au pied d'un ouvrage sur une durée plus ou moins longue se traduit par un accroissement de la mortalité naturelle et anthropique (prédation et/ou pêche), notamment par l'apparition des comportements de compétition et de cannibalisme connus dans des contextes de forte densité d'individus (Knights, 1987; Lamothe et al., 2000; Seinormigr, 2021b; Sinha & Jones, 1967). Aux stades anguillette et anguille jaune, les prédateurs sont majoritairement des oiseaux comme par exemple les cormorans. Néanmoins, certaines espèces de poissons carnassiers de grande taille, tel que le silure, le sandre ou le brochet peuvent exercer une pression de prédation sur les anguilles. En ce qui concerne les civelles, les prédateurs sont plus particulièrement le bar commun (*Dicentrarchus labrax*) et la truite (*Salmo trutta*) ((Bruslé, 1994; Flesselle, 2016).

Dans l'estuaire de Seine, le crabe chinois a aussi été désigné comme un prédateur potentiel de la civelle. Espèce invasive, il a colonisé tout l'estuaire (suivi DCE) et les annexes hydrauliques de la Seine (Rozanska, 2018b). En 2022, 348 crabes ont été capturés à Poses (capture similaire en 2021) au même moment que l'activité de migration des civelles. Or, aucun impact du crabe chinois sur l'anguille dans le contexte du barrage de Poses n'a été mis en évidence jusqu'à présent. En effet, à cette endroit les crabes sont en phase de montaison et ne dépassent pas une taille de 58mm. A ce stade les crabes sont essentiellement végétariens et ne deviennent carnivores qu'une fois sédentarisés (Brasseur, 2022).

En 2012, un rapport basé sur une expérimentation in situ suggère que la Perche Soleil (*Lepomis gibbosus*) est un prédateur potentiel de la civelle (Pellegrin, 2012). Au sein du Marais Vernier, cette espèce représenterait 49 % des individus capturés par verveux en 2019, alors qu'elle ne représentait que 4.4% des captures en 2002. De plus, elle n'est pas uniquement recensée sur ce marais, mais également sur les réseaux hydrauliques de la Risle « maritime » (2019), du Trait (2013), ou sur les étangs de Pont Audemer (2011), ... et sa population semblerait en expansion (Rozanska, 2020a). Certaines stations sont aujourd'hui dominées par la Perche Soleil comme c'est le cas sur le marais de Jumièges et dans le réseau de fossés d'Heurteauville. Cette espèce exotique envahissante (EEE) a rapidement provoqué des déséquilibres biologiques dans les milieux dans lesquels elle a été introduite. Sa forte capacité de reproduction, son faible nombre de prédateurs ainsi que son large régime alimentaire sont susceptibles de causer une diminution du peuplement piscicole autochtone (Daigurande & Quendo, 2020). Ainsi, du fait de son augmentation, la Perche Soleil pourrait être devenue un prédateur de la civelle, mais également un compétiteur pour les anguilles jaunes, pouvant impacter l'abondance et la disponibilité en ressources trophiques au sein des habitats de l'estuaire de la Seine. Cependant, il est important de rappeler que la perche soleil colonise de préférence les milieux latéraux mal ou non connectés à la Seine. Elle reste anecdotique (exceptionnelle) dans les eaux douces tidales du lit mineur (Cf suivi DCE). Dans ce contexte, des mesures de restauration visant à améliorer la continuité latérale pourraient diminuer l'aire de répartition de cette espèce dans l'estuaire de la Seine.

A retenir 7 : Pression biologique

L'état sanitaire n'est pas régulièrement évalué lors des suivis piscicoles, ainsi peu de données existent sur l'état des anguilles (en termes de pathologies et de parasitismes) à différents stades de vie et dans les différents habitats de l'estuaire de la Seine (affluents et habitats latéraux). En effet, la description des pathologies et du cortège parasitaire n'est généralement réalisée que par des observations externes de l'état général des individus. Elle ne permet donc pas de déceler l'occurrence et l'intensité des infestations par les parasites endogènes, dont les deux métazoaires parasites introduits, *Anguillicoloides crassus* et *Pseudodactylogyrus* sp. Ces deux parasites présentent les plus fortes abondances à l'échelle européenne et contribuent à diminuer significativement la fitness et le succès reproducteur des anguilles infectées (Gerard et al. 2013). Au regard de ces éléments et de l'absence de descriptions précises du cortège parasitaire des anguilles, il apparaît impossible d'évaluer correctement la pression parasitaire sur la Seine, ainsi que son influence sur la qualité des géniteurs produits par le bassin versant.

Malgré quelques hypothèses concernant de nouveaux prédateurs potentiels et les informations générales connues de la littérature, dans l'ensemble, aucune étude sur la Seine n'a permis d'évaluer précisément la pression de prédation et de compétition sur les anguilles de l'estuaire de Seine ; ni la surmortalité que ces processus pourraient entraîner, notamment en pied d'ouvrage en lien avec l'augmentation des temps de

14.3 Obstacles à la migration

14.3.1 Altération de la connectivité longitudinale

L'interruption de la connectivité fluviale menace la structure et le fonctionnement des écosystèmes en entravant les mouvements d'espèces migratrices (Raeymaekers et al., 2008; Wofford et al., 2005). La perturbation des mouvements naturels peut affecter l'étendue, la viabilité et la persistance des espèces aquatiques indigènes et entraîner une baisse de la répartition et de l'abondance de nombreuses populations de poissons, y compris les anguilles (Burkhead, 2012; E. Feunteun, 2002; Katz et al., 2013; Podda et al., 2022). L'estuaire de la Seine n'a pas échappé à ces aménagements. La limite amont du cours d'eau principal correspond précisément à un ouvrage hydraulique : le barrage de Poses. De plus, plus de la moitié des affluents de l'estuaire (La Morelle, La Vilaine, La Risle, L'Ambion, La Sainte-Geztrude, L'Austreberthe, La Saffimbec et L'Eure) possèdent au moins un ouvrage hydraulique au sein de leur cours d'eau, faisant obstacle à la libre circulation des anguilles.

Le barrage de Poses est le premier point de ralentissement/ blocage pour les espèces migratrices sur l'axe Seine. Deux dispositifs de franchissement ont été mis en place, sur chacune des rives du site. En rive gauche, le premier dispositif de franchissement piscicole fut mis en place en 1991. Ce dispositif est une passe à poissons à bassins successifs qui fut construite par Hydrowatt en même temps que l'usine hydroélectrique (1991) afin de répondre aux exigences de la Loi sur l'eau de 1964, relative à la libre circulation piscicole au niveau des

ouvrages déjà existants (Grall S. et al., 2018). Cette passe est constituée de 23 bassins à fentes verticales permettant la circulation des poissons d'aval en amont et d'un bassin « by-pass » (circuit de contournement de l'usine hydroélectrique permettant la dévalaison en rive gauche). En 2007, cette passe a été équipée d'une chambre d'observation et d'un système de vidéo comptage dans le but de suivre le passage des espèces migratrices dans la Seine (Flesselle, 2016). En 2013, un système de franchissement spécifique aux anguilles a été intégré. En rive droite, un système de franchissement de type rampe à anguille couplé à une passe à poisson a vu le jour à la fin de l'année 2017. Un système de vidéo comptage de contrôle des poissons migrateurs est également en place et est, depuis la création de la passe, géré et suivi par SEINORMIGR (Neveu, 2021).

Le suivi de la montaison de l'anguille européenne au niveau du barrage de Poses a été mis en place depuis 2014 en rive gauche et, depuis 2017, en rive droite (premiers résultats en 2018). Le nombre d'anguilles franchissant le barrage est différent entre les rives (abondances plus importantes en rive droite chaque année). La rive gauche semble alors beaucoup moins attractive. De plus, la proportion d'individus de l'année franchissant le barrage diminue chaque année depuis 2017 en rive droite comme en rive gauche. Au sein des anguilles capturées en 2021, seulement 26,2% sont de l'année. La rive gauche est très sélective en ce qui concerne les jeunes individus. En effet, l'usine hydroélectrique génère de forts courants qui masquent l'attractivité de la rampe et qui s'opposent avec les capacités de nage limitées des jeunes anguilles (0,1 à 0,2 m/s pour les civelles et 0,3 à 0,6 m/s pour les anguillettes) (Brasseur, 2022). En rive droite, ce constat pousse à s'interroger quant à la perte d'attractivité du système sur cette rive (Neveu, 2021). En effet, le débit d'attrait est jugé insuffisant sur cette rive : celui-ci est généralement compris entre 4 à 4,2 m³/s, alors que 4,1 à 6,7 m³/s seraient adéquats (d'après une expertise de SCIMABIO Interface et OTEIS) et la vanne de régulation située en aval des dispositifs de franchissement est défectueuse (Brasseur, 2022). Concernant les anguilles argentées dévalantes une étude de Profish en 2020 a montré que 64% d'entre elles franchissaient l'obstacle par le barrage directement mais 33% utilisaient les turbines occasionnant une certaine mortalité des individus (28% soit 3 anguilles sur les 11 ayant franchies par les turbines). En revanche, aucun poisson ne s'est présenté au droit des écluses mais il n'est pas exclu qu'avec des débits plus faibles cette voie de dévalaison soit exploitée par les anguilles (Beguin et al., 2019).

A retenir 8 : Altération de la connectivité longitudinale

Les obstacles limitent la migration des anguilles dans les affluents et notamment des civelles qui ne colonisent que 23% des cours d'eau en moyenne. Peu de renseignements existent sur le taux de franchissabilité des ouvrages au sein de chaque affluent. Les dispositifs de franchissements mis en place pour aider les anguilles à se déplacer librement sont peu nombreux et ceux-ci sont souvent inadaptés aux petits individus. De plus, pour la quasi-totalité des affluents le front de colonisation n'atteint pas les 100% du cours d'eau du fait de la multiplication des obstacles.

A Poses, les systèmes de franchissement mis en place pour permettre aux anguilles d'effectuer leur migration continentale ne semblent pas totalement efficaces. Les civelles et anguilletes ont des difficultés soit à pénétrer dans le système en rive gauche (débit trop important), soit à trouver l'entrer en rive droite (débit d'attrait trop faible). Ainsi, les anguilles s'accumulent à l'aval du barrage dans l'attente de conditions plus favorables pour franchir les dispositifs. De plus, des études ont mis en évidence une voie de passage par les écluses mais à ce jour aucune n'a permis d'estimer finement le recrutement par cette voie. Concernant la migration d'avalaison, aucune étude n'a permis d'estimer l'abondance d'anguilles argentées dévalantes et les voies de franchissements préférentielles sont encore mal connues.

14.3.2 Altération de la connectivité latérale

Le fonctionnement hydraulique de la majorité des habitats latéraux de l'estuaire de la Seine est piloté par des ouvrages, tel que des barrages, des vannes, des buses ou des seuils. Au total, 2573 obstacles ont été recensés en 2020 (Tableau 6) entre le lit mineur et majeur de l'estuaire de Seine (Figure 15). Ces dispositifs peuvent créer des dysfonctionnements aussi bien dans la dynamique d'écoulement de l'eau, que dans la continuité piscicole. 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. Au niveau des filandres, dont le fonctionnement est caractérisé par un remplissage à marée haute et une vidange à marée basse, la présence d'infrastructures hydrauliques à leur extrémité amont provoque un blocage artificiel de la masse d'eau. Cette perturbation provoque une déconnexion avec les secteurs amont et accélère la sédimentation dans les filandres au pied des ouvrages, impliquant ainsi la nécessité accrue d'un entretien par curage (GIP Seine-Aval, 2013). De plus, les filandres libres accueillent davantage d'individus (cinq fois plus) que les filandres/ fossés busés, toutes espèces confondues. En effet, elles ne comportent aucun obstacle limitant l'accès pour les poissons et leurs grands bancs de vase sont bénéfiques à l'alimentation des juvéniles et poissons fouisseurs, tel que l'anguille (Daigurande & Quendo, 2020).



Tableau 6. Nombre et types d'obstacles recensés dans l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))

Type d'obstacle	Nombre
Barrages et digues	12
Buses	955
Clapets	202
Ponts	123
Seuils et déversoirs	167
Vannes et écluses	33
Non déterminés	1081
TOTAL	2573

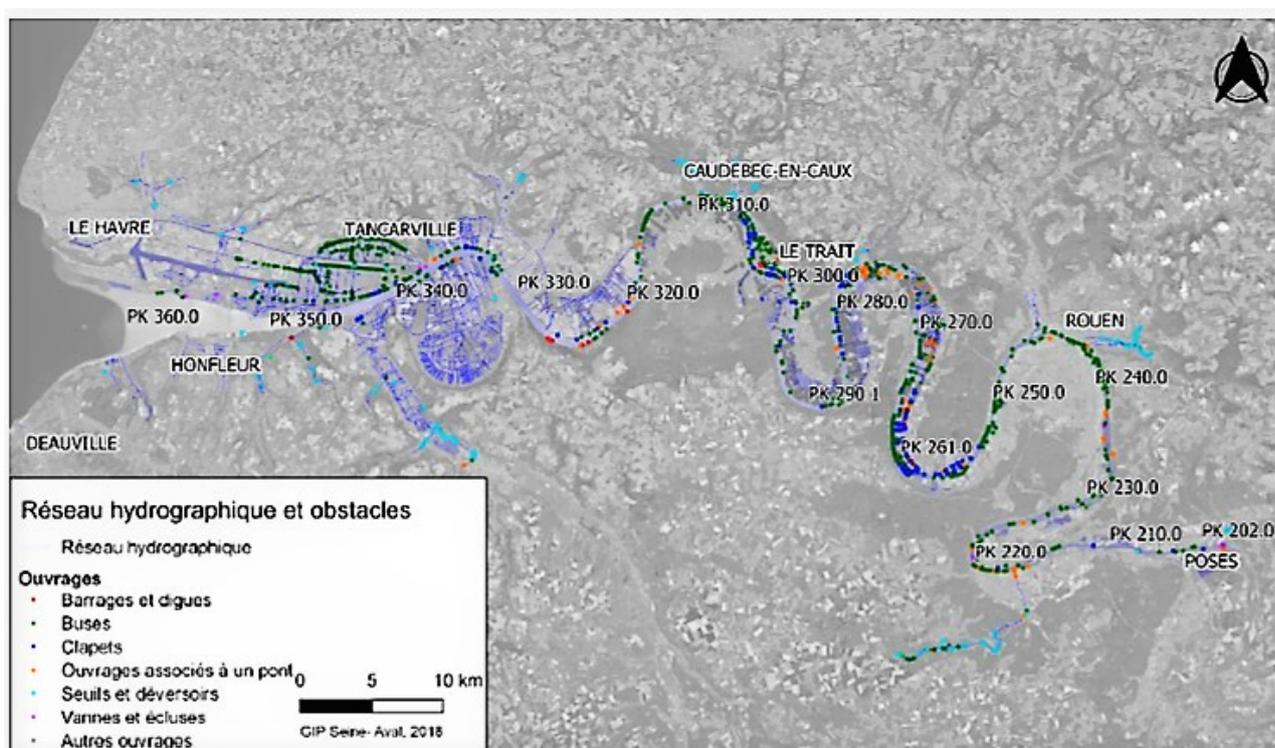


Figure 10 : Localisation des obstacles à l'écoulement entre le lit mineur et majeur de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))

Bien que certains habitats présentent de réelles capacités d'accueil, tel que le Marais Vernier, le cloisonnement du système par des ouvrages se traduit par un faible niveau de pénétration des anguilles. Ainsi, une chute d'abondance est régulièrement observée à l'amont des ouvrages (Muntoni, 2020b; RNNES, 2013). En effet, le cas du canal Saint-Aubin, qui relie le Marais Vernier à la Seine, est un parfait exemple de discontinuité écologique. Celui-ci présente deux ouvrages qui sont tous deux équipés de systèmes de franchissement pour les anguilles, mais plusieurs études ont attesté du manque de fonctionnalité de ces systèmes (FishPass, 2016; Rozanska, 2020a). En effet, il semblerait que ceux-ci soient très sélectifs vis-à-vis de la taille et ne permettent pas aux petits individus d'accéder au marais (Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande, 2016) (Muntoni, 2020b). Plus en détail, le premier ouvrage du canal Saint-Aubin se trouve à Quillebeuf sur Seine est muni d'un clapet aval. Les brosses à anguille ne sont pas fonctionnelles. A la marée descendante, les orifices

sont positionnés trop haut pour permettre leur alimentation en eau et ainsi attirer les civelles. A la marée montante, les orifices sont noyés et le clapet se ferme à l'arrivée du flot empêchant ainsi tout passage. Le deuxième ouvrage, plus en amont, est muni d'une vanne qui provoque parfois des suralimentations du dispositif entraînant des survitesses qui ne permettent pas la nage des civelles/anguillettes. De plus, le système présente une chute aval de 0,16m quand le niveau est bas rendant l'accès aux civelles encore plus difficile (Rozanska, 2018a). En 2013, des remontées inopportunes d'eau de Seine dans le canal induites par le dysfonctionnement du clapet (bloqué par une branche) et une ouverture hivernale prolongée du vannage ont permis une augmentation nette du recrutement (anguilles <300mm) (Rozanska, 2015a). Cette observation atteste du réel impact des ouvrages du canal Saint-Aubin sur la continuité écologique des anguilles au sein du Marais Vernier. Lors du COPIL du 9 mars 2017, les décisions suivantes ont été prises : la priorité numéro 1 est la conservation du caractère humide du marais, puis en seconde priorité le rétablissement de la continuité écologique avec la mise en place d'une ventelle au niveau du clapet de Quillebeuf (permettant la migration des civelles en nage portée) et un équipement pour la migration des anguillettes (pas civelles) au niveau de la vanne (Rozanska, 2018a).

D'autres habitats sont concernés par les effets d'infrastructures hydrauliques. C'est le cas du canal de Tancarville dont les travaux sur les exutoires, réalisés en 2011 et 2016 ont induit une détérioration du continuum écologique entre le canal et les fossés et cours d'eau du marais de Cresserval (Muntoni, 2020b; Rozanska, 2017). De même, pour le marais du Hode ou un cloisonnement du système a été induit par des ouvrages hydrauliques se traduisant par un faible niveau d'attractivité et de pénétration des civelles (Muntoni, 2020b). Sur les boucles du Trait et d'Anneville-Ambourville, où la population d'anguille est faible, la présence, presque exclusive, d'individus de grandes tailles met également en évidence une déconnexion avec le lit mineur de la Seine (Sanson, 2008) avec la présence d'obstacles à l'écoulement rendant l'accès aux civelles difficile (Muntoni, 2020b). A la présence d'obstacles s'ajoute le manque d'entretien de certains tronçons de fossés fragmentant ainsi le réseau et conduit à une ségrégation partielle ou temporelle de la population) (Muntoni, 2020b; Sanson, 2008). Une étude du PnrBSN a mis en lumière les impacts d'une potentielle ouverture du clapet de l'ENS (Espace Naturelle Sensible) de Saint Sulpice de Graimbouville. Grâce à ces observations et à ce stade, il est possible d'avancer que l'ouverture du clapet ne devrait pas modifier les conditions d'exploitation du marais et son fonctionnement hydraulique, mais surtout qu'elle impact positivement et de manière directe la continuité écologique. L'entrée de la faune piscicole est le premier paramètre biologique à répondre à l'ouverture du clapet. La présence de petites anguilles signifie que l'ouverture du clapet permet aux jeunes anguillettes de coloniser le réseau hydraulique de l'ENS : migration anadrome, et aux matures de dévaler vers la Risle pour effectuer leur migration catadrome (Chartier, 2019).



A retenir 9 : Altération de la connectivité latérale

Le nombre d'ouvrages qui cloisonne les habitats latéraux dans l'estuaire de la Seine est très important. La quasi-totalité des milieux connexes (marais, filandres, mares, vasières,...) se trouvent compartimentés et donc inaccessibles. En effet, ces obstacles impactent fortement la continuité piscicole et retardent voir empêchent la migration des anguilles vers les habitats à fort intérêt écologique pour l'espèce (zones de nourricerie, de croissance, de repos,...). Comme expliquer dans la partie sur l'anguille, les jeunes anguilles, bloquées en aval des ouvrages, deviennent plus vulnérables (taux de prédation et d'inter-compétition plus élevés). Or, le développement de la population sur le bassin versant est très dépendant de la capacité des civelles ou des anguillettes à migrer librement. Ainsi, la perte d'accessibilité aux habitats latéraux semble être une des causes majeures du déclin de la population dans l'estuaire de la Seine. Peu de projets semblent avoir été menés, au vu du nombre d'ouvrages, pour rétablir la libre circulation des anguilles alors que quelques études ponctuelles (ex : Clapet de l'ens de Saint Sulpice) montrent que la suppression de certains ouvrages auraient des effets très bénéfiques sur la continuité biologique sans forcément impacter le fonctionnement hydraulique.

14.3.3 Altération de l'hydrologie

Les débits des rivières ont été régulés à des fins de protection contre les inondations, de navigation et de développement agricole, ainsi que pour la production d'électricité et d'autres utilisations humaines. Cependant, ces réglementations ont globalement dégradé les conditions géomorphologiques et hydrologiques fluviales (Alexander et al., 2012; Grill et al., 2019). L'hydrodynamisme est un paramètre déterminant, autant pour la montaison, que pour la dévalaison des anguilles. Dans un premier temps, le nombre d'anguilles en phase de colonisation qui franchissent le barrage de Poses augmente avec la diminution du débit. A l'inverse, en cas de forts débits, la progression des civelles en estuaire peut être ralentie voir bloquée (Ben Abdallah, 1991; Elie & Rochard, 1994; Hirschinger, 2015). En 2022, la faible pluviométrie survenue lors de la période estivale a certainement favorisé la migration cette année-là (+415% par rapport à 2021). Par ailleurs, quand le débit diminue et que les coefficients augmentent, la marée se propage dans l'estuaire en favorisant la migration des anguilles vers l'amont via un mécanisme de transport tidal sélectif (Brasseur, 2022; P. Prouzet, 2003). Pour les anguilles argentées dévalantes, les forts débits présentent un avantage pour limiter les coûts du déplacement, notamment lorsqu'elles sont susceptibles de franchir des ouvrages tel que le barrage de Poses qui, à faible débit, provoque une mortalité plus importante (ProFish & CEREMA, 2016). En revanche, à l'échelle de l'estuaire de forts débits vont provoquer une homogénéisation du courant dans le chenal et engendrer la disparition des zones d'eau calme rivulaire où viennent stationner les jeunes individus pour se reposer (Duhamel et al., 2012). En conséquence, l'hétérogénéité des conditions d'écoulement, notamment avec des effets de berge, est une composante favorable à l'établissement des jeunes anguilles et la colonisation efficace du bassin versant.



A retenir 10 : Altération de l'hydrologie

Le débit est un facteur qui joue un rôle important dans les déplacements des anguilles notamment pendant leur phase de migration continentale, ou un débit moyen favorise les jeunes à rejoindre les zones amont, et pendant leur phase de migration de frai, pour laquelle un débit plus fort favorise leur départ. Ainsi, suivant son ampleur, le débit peut représenter un obstacle à la migration des anguilles. A Poses, l'effet du débit semble avoir été étudié, cependant au sein des affluents de l'estuaire aucune étude ne semble avoir été menées. L'artificialisation de l'hydrologie dans l'estuaire de la Seine a pour effet d'homogénéiser l'écoulement de l'eau et donc de diminuer les zones refuges sur les berges.

14.4 Perte d'habitat

L'aménagement du chenal de navigation, les endiguements successifs et l'extension des terres agricoles ont considérablement réduit la surface des zones humides et milieux aquatiques, altérant les fonctions hydrologiques et écologiques de la plaine alluviale (Daigurande & Quendo, 2020).

14.4.1 Altération des berges

Les jeunes individus d'anguilles (civelles et anguilletes) se positionnent de préférence au niveau des berges présentant une pente faible leur permettant de rejoindre d'autres habitats ou avec des enrochements grossiers pour se cacher. Cependant, actuellement 75% du linéaire entre Poses et Tancarville présente des berges artificialisées abruptes (ex. béton ou palplanches) qui ne supportent presque aucune fonctionnalité pour les communautés piscicoles (Figure 16 et Figure 17). Cette artificialisation a eu pour conséquence la disparition des milieux intertidaux à pente faible et la surface des vasières intertidales a été divisée par un facteur trois depuis 1975 (GIP Seine-Aval, 2016b). De plus, le chenal a subi une importante compression latérale entre Vieux-Port et Rouen. Dans ce secteur, les écotones latéraux sont contraints à la limite entre les milieux subtidaux du chenal et les ouvrages longitudinaux. Par conséquent, ils ont presque totalement perdu la variabilité de conditions environnementales nécessaires à satisfaire les besoins écologiques de la population d'anguilles (en termes de courants, sédiments, végétation ou complexité morphologique) (Muntoni, 2020b). Au moment de leur arrivée au pied du barrage de Poses, les jeunes anguilles n'ont aucun endroit ou stationner enfin de récupérer l'énergie nécessaire au franchissement de l'ouvrage. La mise en place de flottangs à l'entrée des passes à poissons a montré que les civelles et anguilletes sont contraints d'utiliser ces pièges comme zone de refuge car les berges, constituées de palplanches, offrent peu (voire pas du tout) d'habitats à ces jeunes stades (Neveu, 2021). Si des travaux d'enrochements des berges ont été évoqués en juillet 2016, aucun aménagement n'a été réalisé à ce jour (Brasseur, 2022).

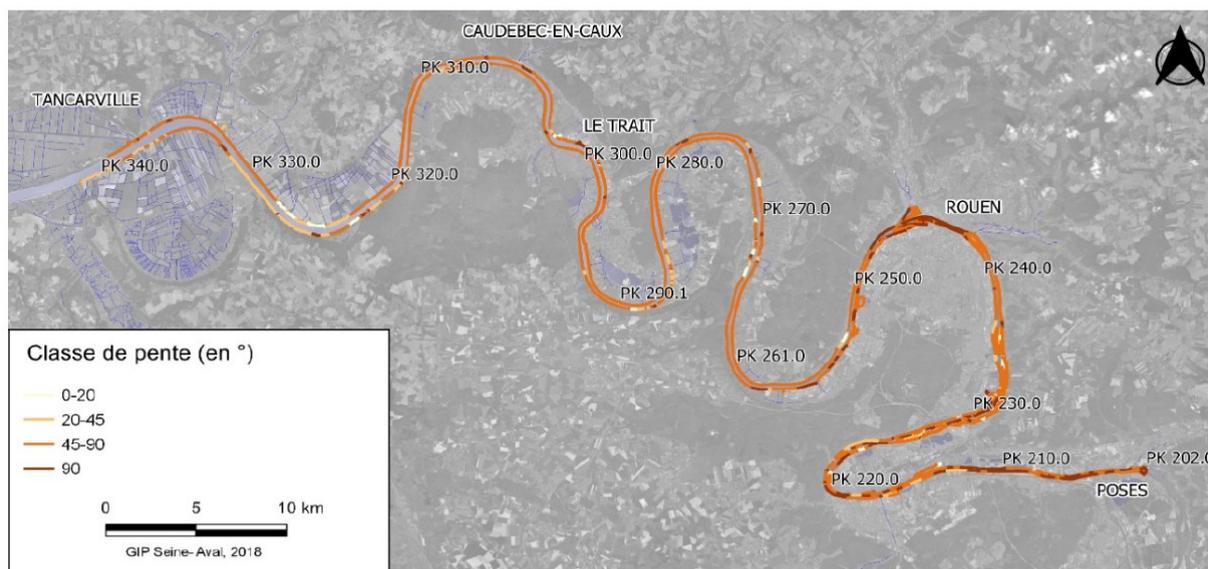


Figure 11. Classification des berges sur la base de leur pente sur le linéaire principal de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))

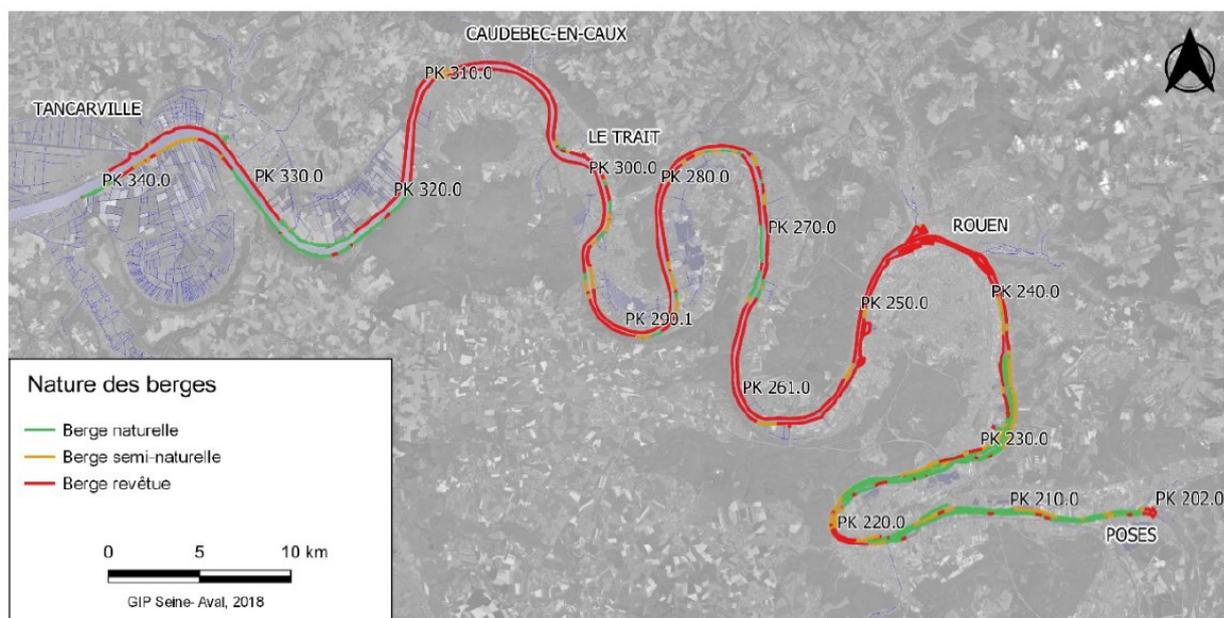


Figure 12. Nature des berges sur le linéaire principal de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))

A retenir 11 : Altération des berges

La surface des habitats du lit mineur de l'estuaire a diminué avec l'artificialisation des berges et l'augmentation de la pente latérale. Les zones de refuges disponibles pour les anguilles sont alors fortement réduites. Mis à part au barrage de Poses ou l'intérêt de zones de repos pour les jeunes stades a été démontré par l'utilisation de *flottangs*. Aucune étude n'a été menée pour évaluer finement l'effet de l'altération des berges sur la population d'anguilles dans l'estuaire de la Seine.

14.4.2 Altération des hauteurs d'eau des habitats latéraux

La diminution de la hauteur d'eau dans les zones humides est liée à la progressive déconnexion du lit mineur avec le lit majeur et à la présence d'ouvrages hydrauliques ainsi qu'à leur gestion. La sécurité des habitants des zones humides est une priorité, ainsi, empêcher l'eau d'entrer lors des crues de Seine est essentiel et se traduit par des dispositifs anti-inondations tel que des clapets anti-retours. Ceux-ci laissent l'eau s'écouler d'amont en aval (des réseaux hydrauliques vers les fleuves). En revanche, lorsque la marée est montante, la pression de l'eau maintient le clapet fermé de telle sorte que l'eau ne puisse pas pénétrer depuis l'aval vers l'amont (des rivières vers les réseaux hydrauliques). En admettant que chacun des ouvrages soit muni de vantelle ou d'un dispositif améliorant la libre circulation de l'eau, la fréquence de pénétration des poissons dans les habitats latéraux reste dépendante de l'ouverture des vannes. Cependant, les volumes associés à ces entrées ne permettent pas de maintenir des niveaux d'eau satisfaisants, de renouveler les masses d'eau et de rétablir les gradients environnementaux (salinité) (Duhamel et al., 2022). Par exemple dans le marais endigué l'eau de la marée ne pénètre qu'à partir d'un coefficient de 80 soit moins de 50% des marées (Duhamel et al., 2022) induisant des cloisonnements pouvant durer jusqu'à 23 jours consécutifs. Ce fonctionnement hydraulique participe à la dégradation qualitative des habitats notamment en saison chaude ou la baisse des niveaux d'eau s'étale et la marée perd en charge (hausse des températures, hypoxie et assèchements) (Duhamel et al., 2022). A cela s'ajoute la diminution de la taille des plans d'eau et donc un volume d'eau plus faible. Dans l'idéal, la hauteur d'eau doit être de préférence supérieure à 30 cm. En-dessous de cette cote, le nombre d'espèces piscicoles diminue rapidement. De plus, certains auteurs mentionnent que la diminution des effectifs d'anguilles de taille supérieure à 300 mm pourrait être due à une colonne d'eau devenue trop faible. Il est aussi très important de disposer de profondeurs variées dans un même site (fossé ou plan d'eau) pour permettre la colonisation des différents stades de vie des anguilles. Les plus gros individus utilisent préférentiellement les zones plus profondes alors que les plus jeunes se répartissent dans les zones moins profondes, mais pourvues d'une végétation plus abondante permettant de se cacher et se nourrir (herbiers ou algues en zones de « plats » en fossés) (Duhamel et al., 2022). Ainsi, une diminution des hauteurs d'eau dans les habitats latéraux réduit la diversité des habitats disponibles pour l'anguille. Cela ne semble pas avoir d'impact sur les jeunes stades (civelles et anguillettes) mais présente des conséquences sur la population résidente.

Maintenir un volume d'eau disponible satisfaisant à l'intérieur des marais est un enjeu capital : plus il sera important et plus le marais pourra conserver ses propriétés de zones humides (Duhamel et al., 2022). Baisser les cotes aux ouvrages pourrait permettre de restaurer des gradients topographiques tout en minimisant les phases durant lesquelles l'eau ne peut plus pénétrer dans le marais.

A retenir 12 : Altération des hauteurs d'eau

Quelle soit d'origine naturelle ou anthropique, la diminution de la hauteur d'eau a pour effet de réduire la surface habitable pour l'anguille que ce soit dans les cours d'eau ou dans les habitats latéraux (marais, fossés, etc.). La diminution du niveau d'eau est généralement associée à une altération de la qualité des eaux (augmentation de la température et anoxie). Les effets probables sont l'augmentation de la densité, qui peut entraîner de la mortalité et une modification du *sex-ratio*, mais aussi la diminution de la qualité des anguilles avec un diminution des ressources disponibles. L'impact réelle de la diminution des hauteurs d'eau dans les habitats latéraux de l'estuaire de la Seine sur la population d'anguille est encore à préciser.

14.4.3 Assèchement des habitats latéraux

En période estivale notamment, il n'est pas rare d'observer une mise à sec des réseaux hydrauliques (mares, fossés) au sein de habitats latéraux. En effet, les conditions d'accueil dans ces zones peuvent s'avérer sévères avec des températures pouvant dépasser les 30°C. Les espèces piscicoles présentes dans ces milieux évoluent donc sensiblement en fonction de leurs exigences écologiques (Marchalot et al., 2017). Les capacités d'accueil des milieux se réduisent et l'évolution de l'estuaire continue dans cette dynamique d'assèchement si l'on prend en compte les futurs/actuels effets du changement climatique (voire partie IV.5.6) (Duhamel et al., 2022).

A retenir 13 : Assèchement des habitats latéraux

L'assèchement des habitats latéraux est un résultat souvent cumulé de l'évaporation importante en saison chaude et de la diminution des niveaux d'eau due aux infrastructures qui ne laissent pas entrer l'eau. L'assèchement engendre une perte totale des habitats sur une période plus ou moins longue.

14.5 Altération de la qualité des habitats

14.5.1 Impact du dragage d'entretien et d'approfondissement

Depuis les années 2000, le dragage d'entretien du chenal de navigation de l'estuaire de la Seine a augmenté d'intensité et il représente aujourd'hui plus de 7 millions de tonnes de sédiments dragués annuellement et immergés en mer (soit environ 10 000 m³ entre Poses et Rouen, 500 000 m³ pour la zone portuaire de Rouen, 100 000 m³ entre La Bouille et Tancarville, 4 millions de m³ à l'aval de Tancarville et 1.5 millions de m³ pour les bassins et les accès du Port du Havre (GIP Seine-Aval, 2009). Quand la profondeur minimale nécessaire pour la navigation est dépassée dans une zone, les sédiments déposés au-dessus de cette profondeur sont extraits et déposés au niveau du site de clapage. Les résultats de modélisation



de la dynamique sédimentaire dans l'estuaire de Seine (Lemoine, 2021) ont montré que 90% des besoins de dragage sont concentrés sur trois zones de navigation : au niveau du pont de Normandie, à l'embouchure de l'estuaire et au niveau des accès au Port du Havre, où les profondeurs sont artificiellement importantes. Ces besoins en dragage sont maximaux lors des périodes de fortes agitations hivernales, à savoir les marées de vives eaux, les tempêtes et les crues (Lemoine, 2021). Le dragage d'entretien n'a pas d'effet significatif sur la turbidité, en revanche ils génèrent un flux résiduel de sédiment très importants et largement supérieurs aux apports naturels continentaux et marins (environ 8,5 millions de tonnes par an). Même si 50% de ce qui est clapés en mer revient dans l'estuaire, le dragage d'entretien entraîne un déficit sédimentaire à l'embouchure et engendre son érosion. L'activité de dragage dans l'estuaire de Seine est donc responsable d'une certaine modification de la dynamique hydro-sédimentaire. L'impact du dragage en Seine sur les communautés piscicoles est en revanche peu évalué. Seul l'étude de GEODE (2012) a montré que cette activité est susceptible d'avoir un impact direct sur certains organismes. En effet, les poissons peuvent être blessés ou tués par l'outil de dragage, mais cet effet reste difficile à quantifier. Bien que difficile à mesurer, l'impact du dragage sur les anguilles est probable car elles utilisent les zones profondes du chenal pour se nourrir (Duhamel et al., 2012; Muntoni, 2020b; RNNES et al., 2022; Rochard et al., 2012). La remise en suspension de débris d'organismes benthiques pourrait également constituer une source alimentaire temporaire pour les poissons opportunistes. Cependant, des contaminants piégés dans le sédiment peuvent aussi être remis en suspension et être assimilés par les anguilles (voire partie IV.14.5.3). Le dérangement sonore lié à la présence de la drague peut aussi avoir un effet sur les populations piscicoles. L'effet s'exprime au travers d'une interaction sonore ou mécanique avec les poissons le long du trajet de la drague et aux abords du navire. Cet effet reste très ponctuel dans l'espace et dans le temps (GEODE, 2012).

A retenir 14 : Impact du dragage d'entretien

L'activité de dragage dans le chenal principal de l'estuaire de la Seine semble avoir un effet à la fois direct sur la population piscicole (mortalité/blessures lors du passage de la drague) et indirect via la remise en suspension des sédiments (assimilation de contaminants). Cependant, aucune étude n'a été menée jusqu'à présent pour évaluer finement l'effet du dragage sur la population d'anguilles dans l'estuaire de la Seine.

14.5.2 Déficit en Oxygène

Dans les années 1960, la zone de faible teneur en oxygène (< à 3 mg/l) s'étend de l'embouchure à Rouen. A partir de 1980, l'étendue de la zone déficitaire en oxygène est moins importante (Figure 18). Ce déficit a provoqué un dysfonctionnement écologique mettant en péril la survie d'un grand nombre d'organismes. En effet, il constitue, à l'époque, une barrière infranchissable entre l'océan et les eaux continentales pour les poissons migrateurs tels que l'anguille (GIP Seine-Aval, 2008b) et était possiblement en partie à l'origine de la chute d'abondance des anguilles (Duhamel et al., 2012). Ce constat historique a aujourd'hui évolué et les analyses d'oxygène montrent une nette régression des zones hypoxiques dans l'estuaire

de la Seine depuis les années 1970, des amplitudes spatiales plus faibles et des durées d'hypoxie plus courtes (GIP Seine-Aval, 2008b). Enfin, depuis la fin des années 1990 les zones critiques sont devenues de moins en moins importantes, et ont même complètement disparu entre 1999 et 2001 (années de très forte pluviométrie). Depuis 2007, aucune zone d'hypoxie n'a été observée par le réseau de surveillance mensuelle de la qualité de l'eau de la Seine. Cependant, une succession d'années marquées par des faibles débits, des températures estivales élevées et des apports importants en matières biodégradables pourraient remettre en cause ce fragile équilibre (AESN & DDTM76, 2011). Aujourd'hui, les conditions oxiques sont bien meilleures et le taux d'oxygène dissous n'est pas descendu en dessous de 6 mg/l à Tancarville et à Rouen depuis 2012 comme le montre les données issues du système de surveillance automatisé de la physico-chimie en estuaire de la Seine (SYNAPSES) du GIP Seine-Aval (Figure 19). Les déficits en oxygène sont aujourd'hui dépendants des conditions climatiques et peuvent resurgir lors d'évènements de faible débit de la Seine (<300 m³/s) et de forte température de l'eau (>20°C) (Billen et al., 1999).

Les mauvaises conditions d'oxygénation sont récurrentes dans les fossés des prairies subhalophiles au niveau de l'embouchure de l'estuaire ; de telles conditions peuvent générer de véritables obstacles et freiner/forcer la circulation des espèces (Duhamel et al., 2022). En 2008, la teneur moyenne en oxygène dissous, dans les fossés de la partie ouest du territoire au nord de la route de l'estuaire, était déjà de $4,8 \pm 3,2$ mg. L⁻¹, ce qui est en dessous du seuil sensible (<5 mg/l) et peut provoquer une perturbation dans le développement de certains individus aquatiques (GIP Seine-Aval, 2008b). Les fossés du marais endigué ne semblent donc pas présenter des conditions optimales au développement des anguilles (Duhamel et al., 2022). Un peu plus en amont, une étude de 2020 a montré que le fossé Gautrehomme, faisant le lien entre différents fossés du Marais Vernier tourbeux et la Grand 'Mare, présentait une faible quantité d'oxygène. Il est donc possible, qu'au moment de l'étude, une partie des poissons du fossé aient regagné la Grand 'Mare afin d'y trouver des conditions de vie plus favorables (Daigurande & Quendo, 2020) . A Rouen un évènement ponctuel d'hypoxie a été observé en 2018 lors d'une étude pour un projet d'aménagement des bords du chenal dans le Bassin aux Bois. En octobre, le taux d'oxygène a fortement baissé comparé à septembre et passe en dessous du seuil sensible (<5mg/l). En revanche, cet évènement ne semble pas avoir eu d'impact sur la population de poissons (Duhamel et al., 2018). Cependant, une étude de 2012 avait pu mettre en évidence une relation entre un épisode d'hypoxie dans le chenal en amont de Rouen et une importante diminution de l'activité de déplacement des poissons, ainsi qu'une mortalité importante d'anguilles argentées (Rochard et al., 2012). Enfin, les études menées sur la montaison des anguilles à Poses ont montré qu'il existe un lien positif entre la teneur en oxygène dans la Seine et la migration des individus de l'année. Les individus de l'année sont arrivés à des teneurs en oxygène dans la Seine inférieures à 9,5 mg/L. En revanche, plus cette teneur est basse plus l'abondance en individus issus du recrutement annuel diminue, notamment au-dessous de 8,0 mg/L (Flesselle, 2016).

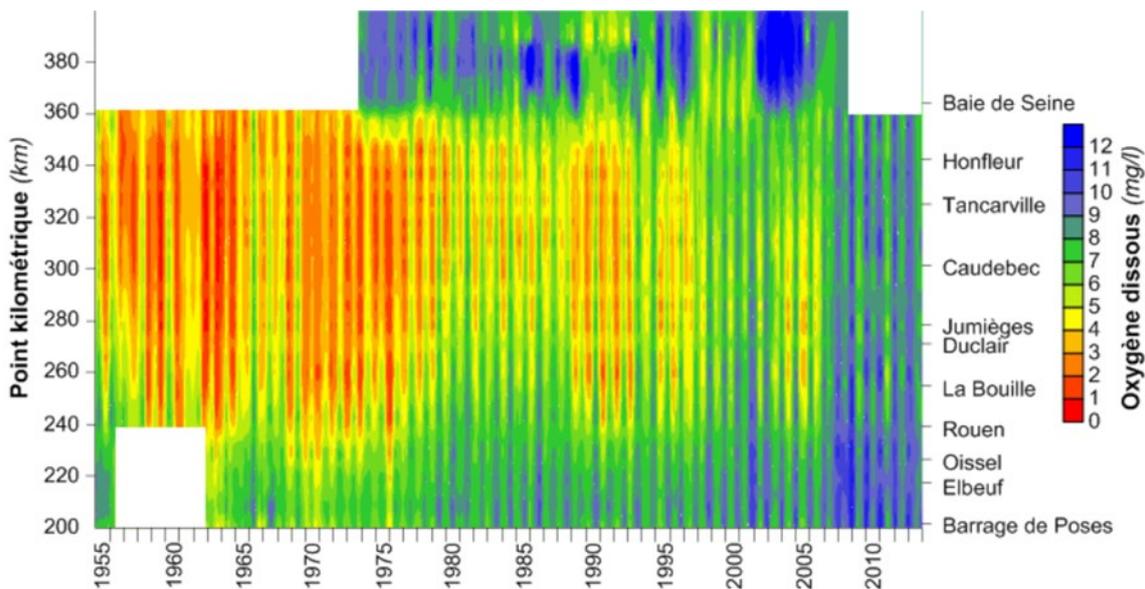


Figure 13 : Concentration en oxygène dissous (mg/l) entre le barrage de Poses (Pk 202) et l'embouchure de l'estuaire de Seine (Pk 400) entre 1956 et 2006 (Source : (GIP Seine-Aval, 2008b))

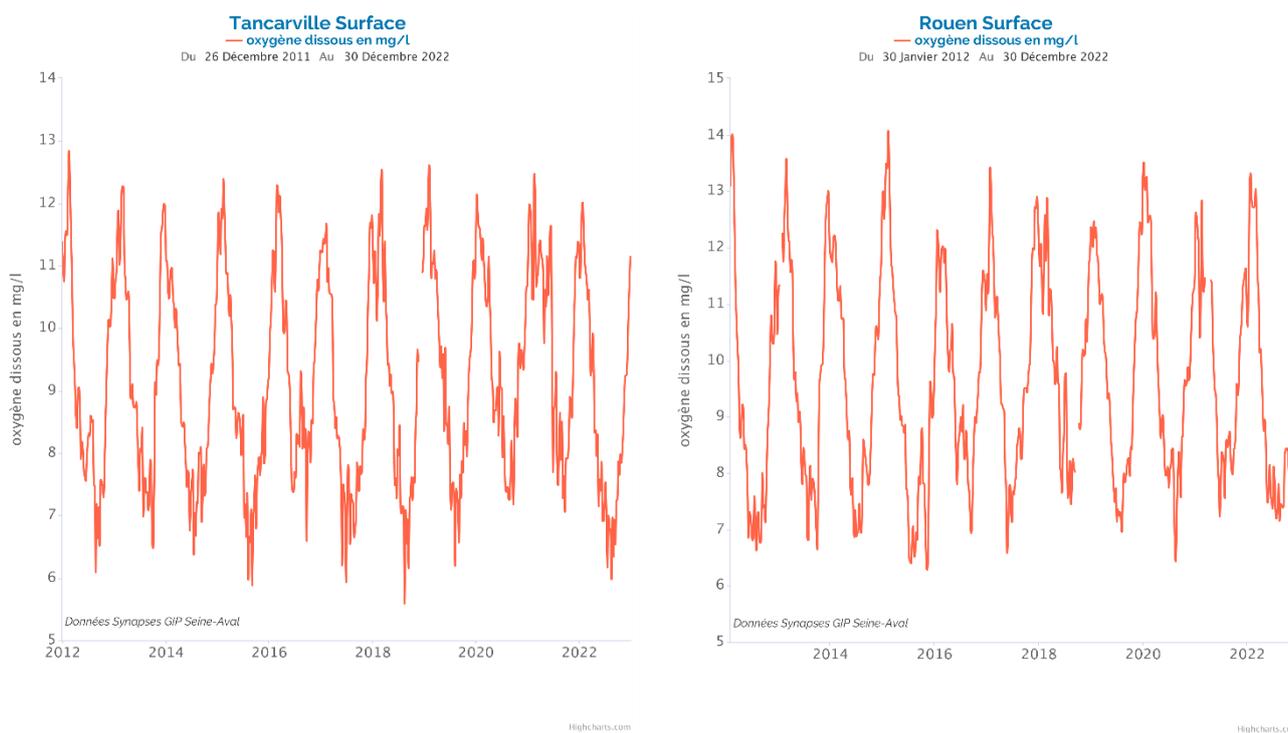


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous (mg/l) à Tancarville (à gauche) et à Rouen (à droite) entre 2012 et 2022 (Source : système de surveillance automatisé de la physico-chimie en estuaire de la Seine (SYNAPSES))

A retenir 15 : Déficit en oxygène

Un déficit en oxygène peut représenter un obstacle à la migration, au même titre que les ouvrages physiques, mais peut aussi altérer les conditions de vie des anguilles. Les habitats latéraux situés à l'embouchure (marais endigués) présentent de mauvaises conditions d'oxygénation. Bien que les zones d'hypoxie soient plus ou moins aisément identifiables, l'effet du manque d'oxygène sur la survie et la croissance des stades continentaux de l'anguille dans l'estuaire de la Seine est moins détaillé ainsi que son effet sur leur comportement (stratégie d'évitement). Enfin, la réduction de la hauteur d'eau, la diminution du débit, sont autant de facteurs pouvant générer un manque d'oxygène local.

14.5.3 Pollution

- **Pollution chimique :**

Situé à l'interface entre le milieu continental et le milieu marin, l'estuaire de la Seine voit la qualité de ses eaux impactée par les apports de polluants du bassin versant depuis des dizaines d'années. Cependant, le constat historique d'une qualité très dégradée des eaux de la Seine a aujourd'hui bien évolué. De nombreuses améliorations sont à noter et à mettre en lien avec la réduction des rejets, l'amélioration des capacités de traitement des effluents, et l'évolution des pratiques agricoles et industrielles (Fisson, 2014). L'estuaire de la Seine peut être découpé en trois masses d'eau de transition considérées comme « fortement modifiées » : l'estuaire amont (de Poses à La Bouille), l'estuaire moyen (de La Bouille à Vieux-Port) et l'estuaire aval (de Vieux-Port à l'embouchure), auxquelles s'ajoute une masse d'eau de transition latérale : la Risle estuarienne. La notion de « bon état écologique » des masses d'eau est introduite par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) qui résulte de l'agrégation de I) l'état écologique défini par des éléments de qualité physico-chimique et de qualité biologique ; de l'état hydromorphologique et II) de l'état chimique (Fisson, 2014). En 2013, ces quatre masses d'eau possédaient un statut « mauvais », avec un déclassement lié à l'état chimique pour l'estuaire aval (DEHP, TBT, HAP, octylphénols) et l'état poisson pour l'estuaire moyen, l'estuaire amont et la Risle estuarienne.

De nos jours, la remobilisation des contaminants stockés dans les sédiments fait l'objet d'inquiétude car ils pourraient représenter une source non négligeable de polluants en cas de remobilisation due à des nouveaux aménagements ou à des événements météorologiques particulièrement forts. La Figure 20 indique la position des stocks potentiels de pollution dans la partie amont du chenal de l'estuaire. En effet, l'exposition à un cocktail de polluants de type HAP, PCB, pesticides, PBDE, phtalates, résidus médicamenteux, etc. peut engendrer des effets directs sur la faune aquatique de l'estuaire (Fisson, 2014). L'anguille est bien connue pour accumuler de nombreuses substances chimiques dans son organisme, elle est donc très sensible aux contaminants présents dans le sédiment dans lequel elle s'enfouit et se nourrit. En effet, l'étude expérimentale réalisée dans le cadre du projet Thalassotok en 2012 a montré que les civelles creusent nettement moins de terriers dans un sédiment issu de la Seine que



dans celui issu de la Gironde, ce qui pourrait s'expliquer par la contamination accrue du sédiment Seine (Rochard et al., 2012). De plus, une étude réalisée par le GIPSA en 2016 a montré que l'anguille présentait les teneurs les plus élevées en PCBi (quasi toujours supérieure à 1000 µg/ kg PS) quelle que soit la taille des individus pêchés (petits, moyens, gros) et qu'il s'agit de la seule espèce qui ne respecte pas la réglementation en métaux, en HAP et en PCB (Fisson et al., 2016).

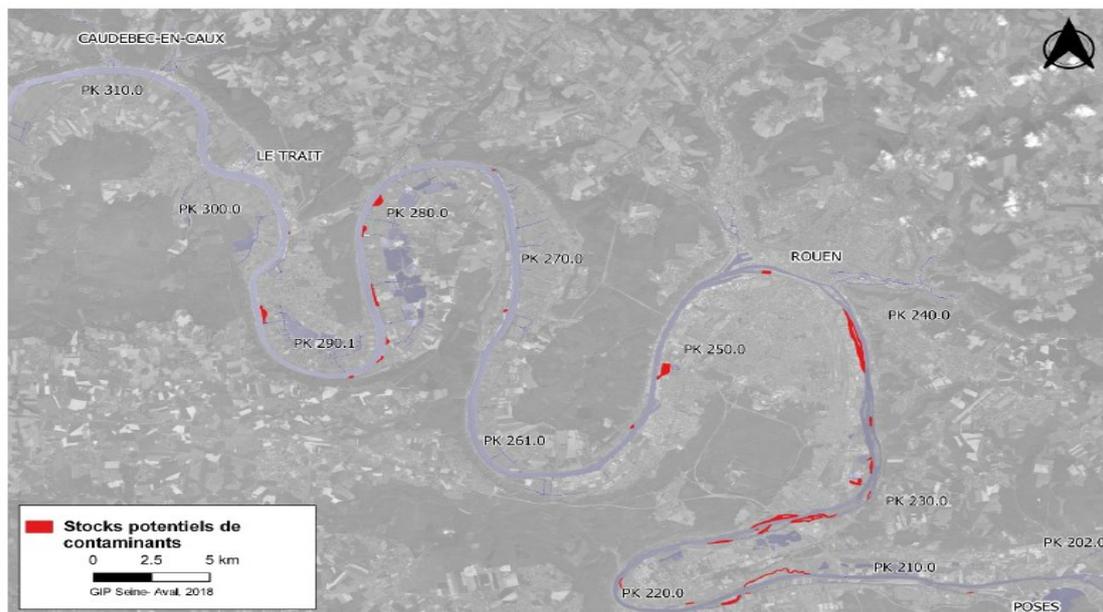


Figure 20 : Stocks potentiels de contaminants identifiés par photo-interprétation en bord de Seine (Source : GIPSA, Muntoni., 2020, PROPOSE)

Tableau 7 : Respect de la TMA (%) pour les anguilles prélevées dans les cours d'eau de l'Estuaire de la Seine (n= nombre de lots analysés). (Source : (Fisson et al., 2016), Imprégnation des cours d'eau hauts normands par les PCB et autres micropolluants)

Cours d'eau		Anguille	Respect de la Teneur Maximale Admissible
Seine	Amont Poses	0% (n=11)	
	Poses - Rouen	0% (n=16)	[0% - 25%]
	Rouen - La Bouille	0% (n=15)	[25% - 50%]
	La Bouille - Tancarville	6% (n=16)	[50% - 75%]
	Tancarville - embouchure	0% (n=15)	[75% - 100%]
Bassins et Canaux	Port de Rouen	20% (n=5)	[100%]
	Port du Havre	0% (n=14)	[0%]
	Canal de Tancarville	40% (n=5)	[25% - 50%]
	Grand Canal Maritime du Havre	100% (n=4)	[50% - 75%]
	Port 2000	0% (n=9)	[0%]
Affluents de Seine	Andelle	44% (n=9)	[25% - 50%]
	Austreberthe	0% (n=3)	[0%]
	Commerce	0% (n=3)	[0%]
	Eure	10% (n=10)	[25% - 50%]
	Lézarde	100% (n=7)	[50% - 75%]
	Risle	17% (n=6)	[25% - 50%]
	Risle Maritime	0% (n=10)	[0%]

Globalement, quel que soit l'habitat de l'estuaire dans lequel les anguilles se trouvent, les individus analysés dépassent la TMA (Teneur Maximale Admissible) (Tableau 7). Seules les anguilles présentes dans le Grand Canal Maritime du Havre et la Lézarde respectent à 100% la TMA. A savoir qu'un échantillon est considéré comme ne respectant pas la TMA si au moins un des seuils sanitaires est dépassé (Fisson et al., 2016). Plus précisément, l'eau de la Risle a été diagnostiquée comme ayant un état chimique mauvais en 2015, lié quasi exclusivement à des teneurs en HAP élevées. Par conséquent, l'ouverture du clapet de Saint-Sulpice, qui permettrait le rétablissement de la continuité piscicole au sein du réseau de l'ENS, engendrerait certainement la contamination de celui-ci par les polluants présents dans la Risle (Chartier, 2019).

- **Pollution plastique**

Concernant la pollution plastique dans l'estuaire de la Seine, elle est très variable d'un point de vue spatial et temporel, mais reste globalement modérée à forte. Plusieurs zones de l'estuaire sont favorables à l'accumulation de déchets (Figure 21). Avec l'action de la marée ces déchets sont brassés et deviennent à terme des micro- et nano-plastiques plus facilement assimilables par les organismes résidents dans l'estuaire. En 2021, une étude sur l'imprégnation de particules plastiques par des organismes vivants en Seine a montré qu'il n'y avait pas de modification significative des principaux marqueurs (survie, croissance, métabolisme énergétique (concentrations en glycogène et en lipides) et effets écotoxiques (TBARS, test des comètes, EROD)) chez les soles (*Solea solea*) se nourrissant de proies exposées à des microplastiques. De plus, une modification de la couleur de la peau (peau plus claire) et du comportement de camouflage des soles a été observée, témoignant d'un stress physiologique (Fisson, 2021). Si un poisson plat tel que la Sole montre des signes physiologiques négatifs de l'ingestion de microplastiques, particulièrement chargés en polluants comme peut l'être le sédiment de la Seine, alors il se pourrait que le comportement de l'anguille soit aussi affecté par la pollution plastique de l'Estuaire de la Seine.

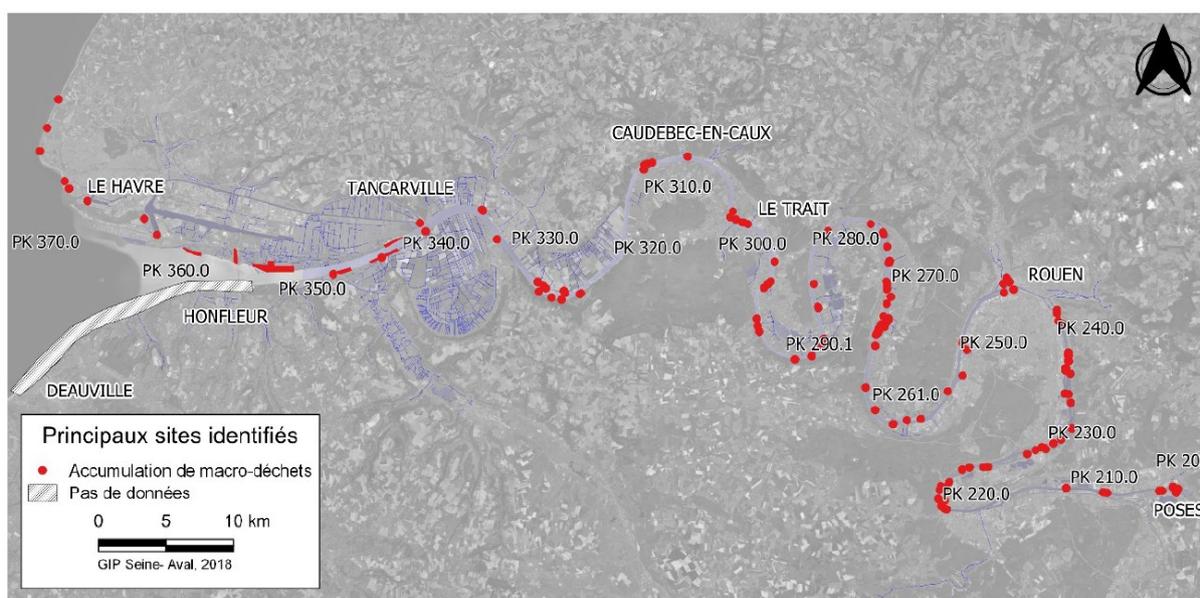


Figure 21 : Principaux sites d'accumulation de macrodéchets identifiés sur les berges de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))

A retenir 16 : Pollution de l'estuaire

Du fait de son fort potentiel bio-accumulateur, la contamination chimique peut provoquer des réactions plus ou moins graves chez l'anguille, et notamment au stade argenté. Les individus vivant dans l'estuaire de la Seine sont alors très affectés et la qualité des géniteurs est certainement très altérée. Effectuer une comparaison de la qualité des anguilles entre les individus présents dans des habitats pollués vs non pollués pourrait nous aiguiller sur l'effet réel de la contamination dans l'estuaire de la Seine. De plus, d'autres contaminants dits « émergents » ne sont pas mesurés lors des études liées à la qualité des eaux de l'estuaire et leurs effets potentiels sur les communautés de poissons et notamment les anguilles sont peu connus et mériteraient d'être approfondis.

Les effets de l'assimilation de plastiques par l'anguille sont encore mal connus mais sachant que les composés plastiques fixent les contaminants, leur assimilation pourrait avoir les mêmes effets que l'absorption de contaminants chimiques.

14.6 Changement climatique

14.6.1 Température

Les projections climatiques régionales indiquent une augmentation des températures atmosphériques moyennes annuelles de l'ordre de 1,5 à 3°C d'ici 2050, et de 2 à 4°C d'ici 2100 dans le bassin de la Seine (Ducharne et al., 2009; GIP Seine-Aval, 2010). L'anguille est une espèce sensible aux conditions thermiques et son abondance augmente en lien avec la température (Duhamel et al., 2022). En effet, les résultats obtenus en 2021 par Seinormigr révèlent qu'il existe une corrélation positive entre la température de l'eau et le niveau de recrutement à Poses. Plus l'eau est chaude, plus la montaison journalière est importante en termes de nombre d'individus. Ainsi, le faible recrutement observé cette année-là peut s'expliquer en partie par une température moyenne plus faible sur la période de piégeage (18,2°C) par rapport à 2020 (19,5°C) et 2022 (20,4°C) où le recrutement était plus important (Neveu, 2021). À noter qu'au niveau du barrage de Poses, la migration des anguilles commence dès que la température dépasse 14-15°C (Adam et al., 2008; Neveu, 2021). Sachant cela, l'augmentation de la température de l'eau pourrait avoir un effet sur la période de montaison (Borges et al., 2019; Lopes et al., 2021). Les individus pourraient s'engager dans le barrage plus tôt dans l'année et/ou le temps de migration pourrait être rallongé.

Un scénario de réchauffement des eaux (+2,4°C) montre que l'estuaire resterait favorable pour la majorité des migrateurs aujourd'hui ou historiquement présents (GIP Seine-Aval, 2010). Mais qu'en est-il pour l'anguille spécifiquement ? Bien que la montaison soit favorisée par l'augmentation de la température, est-elle capable de supporter des températures plus élevées ? Par exemple, une température de l'eau de 24,6°C a été enregistrée en 2020 dans le fossé des Quatrehomme (faisant lien entre différents fossés du Marais Vernier tourbeux et la Grand 'Mare) provoquant une mortalité élevée chez les anguilles et autres



poissons (Daigurande & Quendo, 2020). A l'augmentation de la température s'accompagne la diminution des hauteurs d'eau notamment dans les habitats latéraux tel que les mares et les fossés réduisant ainsi les capacités d'accueils (Duhamel & Balay, 2022). A cela s'ajoute des déficits en oxygène plus fréquents dans ces milieux en réponse aux effets combinés de la hausse des températures et des débits de plus en plus faibles (GIP Seine-Aval, 2008b).

14.6.2 Débit du fleuve et de ses affluents

A l'horizon 2100, les résultats issus de la modélisation pour le bassin de la Seine indiquent une baisse des précipitations annuelles de l'ordre de 12%, et ce principalement en été (Ducharne et al., 2009). Une baisse du débit moyen de la Seine à Poses d'environ 28% est attendue, soit -152m³/s d'ici 2100. Cette diminution du débit serait surtout marquée entre les mois d'août et février (Ducharne et al., 2009). L'intensité du débit est un déclencheur de la migration des anguilles (Acou et al., 2008; Boubée et al., 2001; Bruijs & Durif, 2009; Drouineau et al., 2017; DURIF & ELIE, 2008; Reckordt et al., 2014; Trancart et al., 2013). Les faibles débits pourraient alors retarder la migration de montaison ainsi que l'activité de dévalaison et diminuer donc la quantité de géniteurs (Drouineau et al., 2017; Durif, 2003) provenant du bassin de la Seine chaque année. De plus, les modifications de l'environnement hydrologique (diminution des précipitations, du débit de la Seine, stockage des nappes) sont très susceptibles d'affecter les zones humides existantes (RNNES, 2018). En effet, une diminution du débit de la Seine se répercute sur le niveau des nappes qui est un des contrôles majeurs pour le maintien du caractère humide des marais de Seine (Hode, Subhalophile). Il faut alors s'attendre à une faible remise en charge hivernale des aquifères (diminution de 33%) et un maintien des niveaux en été difficile modifiant ainsi la gestion actuelle et la fonctionnalité des marais endigués (GIP Seine-Aval, 2010). Les impacts sont donc à attendre aux niveaux suivants : qualité de l'habitat (stress hydrique, productivité) ; phénologie de la végétation (émergence précoce, mortalité estivale due aux effets de la sécheresse estivale) et maintien du caractère humide de la zone (durée, hauteur, fréquence des inondations) (RNNES, 2018). Les marais des boucles du Trait, de Norville et d'Anneville-Ambourville subissent déjà les effets de la diminution du débit liée aux changements climatiques (Daigurande & Quendo, 2020).

14.6.3 Montée des eaux de l'estuaire

L'augmentation des températures entraîne un réchauffement des eaux, une fonte des glaciers, ainsi qu'une dilatation thermique des océans. La combinaison de ces phénomènes explique l'augmentation du niveau des eaux à l'échelle du globe (+18 à +59cm en moyenne d'ici 2100) (GIP Seine-Aval, 2010; IPCC, 2019). Plus localement, les données du marégraphe du Havre montrent une montée des eaux de $1,8 \pm 0,4$ mm/ an depuis 1938 et de $2,7 \pm 1,5$ mm/an depuis 1993 (Pirazzoli, 2007). Actuellement, les secteurs de l'estuaire de la Seine dont la cote est inférieure à 10 mètres présentent un risque d'inondation avec des effets sur les activités humaines, la faune et la flore. Cette cote de 10m correspond à la cote des plus hautes eaux actuelles (8,5m CMH pour les marées de vives-eaux au Havre) à laquelle s'ajoute 1m selon les projections des effets du changement climatique (60cm pour l'augmentation maximum du niveau marin selon les projections du GIEC à l'horizon 2100 + 40cm liés à l'amplitude des phénomènes de surcote ; la cote a été arrondie à 10m CMH en raison de

l'incertitude sur les données topographiques) (GIP Seine-Aval, 2010). Selon la synthèse interdisciplinaire du (GIP Seine-Aval, 2010), l'élévation du niveau de la mer devrait conduire à une redistribution de l'énergie hydraulique avec pour conséquence la modification du transport sédimentaire. L'élévation du niveau de la mer peut donc affecter les populations de deux manières différentes : soit directement en perturbant les courants marins soit indirectement en transformant les habitats (RNNES, 2018). Dans l'estuaire de Seine on s'attend à un élargissement du chenal principal et à une élévation bathymétrique des zones humides (augmentation de l'érosion et apports sédimentaires importants). Ainsi, la superficie et la répartition spatiale de l'estran, des marais, des roselières et des vasières se trouveront modifiées (GIP Seine-Aval, 2010). La question se pose également sur l'évolution probable des connexions latérales (filandres, fossés, ...) face à la montée des eaux. On s'entend à ce que certaines filandres perdent une partie ou la totalité de leur volume à mesure que le niveau monte (RNNES, 2018). En raison du nombre important d'aménagements, la montée des eaux pourrait conduire à la disparition d'habitats intertidaux essentiels dans le cycle de vie de plusieurs espèces dont les anguilles. Certaines espèces inféodées à ces milieux s'adapteront (au changement du taux de salinité ou à la disponibilité des ressources édaphiques et/ou nutritives par exemple). D'autres se déplaceront afin de retrouver les conditions nécessaires à leur développement ou pourront disparaître (GIP Seine-Aval, 2010).

A retenir 17 : Impact du changement climatique

L'augmentation de la température de l'eau, la diminution de la pluviométrie et du débit et l'augmentation du niveau d'eau de l'estuaire sont autant de facteurs pouvant influencer le cycle de vie et l'écologie de l'anguille. De plus il est probable qu'ils agissent en synergie et engendrent davantage de problématiques telles que des anoxies, des assecs, etc. L'impact précis de ces changements sur cette espèce reste encore à déterminer. On peut s'attendre, dans le pire des cas, à de la mortalité liée à la hausse des températures et aux assecs dans les habitats latéraux, en période estivale, ou bien à un déplacement vers des zones plus favorables résultant d'une perte d'habitat. La période de montaison peut également être modifiée avec l'augmentation des températures, avec des individus migrants plus tôt dans l'année et ou plus longtemps. De plus, le débit fluvial et les précipitations sont des déclencheurs importants (directs ou indirects) de la migration des anguilles argentées ; les faibles débits pourraient limiter alors l'activité de migration de dévalaison et ainsi diminuer la production de géniteurs par l'estuaire de la Seine. Enfin, d'un point de vue hydro sédimentaire, la conjugaison de la hausse du niveau marin et de la baisse du débit de la Seine provoquerait une remontée du bouchon vaseux et du gradient de salinité vers l'amont dont l'importance pour les anguilles est encore inconnue.



CONCLUSION

Les connaissances sur l'anguille européenne dans l'estuaire de la Seine sont globalement peu nombreuses et inégales. Le Tableau 8 présente une synthèse de ces connaissances. Les informations disponibles sont réparties entre plusieurs programmes de suivis et projets de recherche plus ou moins ponctuels coordonnés par les différents acteurs du territoire (CSLN, Fédérations de pêche du 27 et 76, GIP Seine-Aval, PnrBSN, RNNES et Seinormigr).

Tableau 8 : Bilan des connaissances sur l'anguille dans l'estuaire de la Seine

	Cours d'eau principaux	Affluents	Habitats latéraux
Répartition Spatiale des anguilles dans l'estuaire			
Civelle (taux de recrutement)			
Anguille jaune			
Anguille argentée (production de géniteur)			
Utilisation des habitats			
Ecologie des anguilles au sein de l'estuaire			
Taille			
Age			
Croissance			
Régime alimentaire			
Age à l'argenture			
Sex-ratio			
Stade de développement			
L'effet des Pressions			
Pêche			
Parasitisme			
Prédation			
Obstacles			
<i>Longitudinaux</i>			
<i>Latéraux</i>			
Perte d'habitat			
<i>Berges</i>			
<i>Niveau d'eau</i>			
<i>Assèchement</i>			
Qualité des habitats			
<i>Dragage</i>			
<i>Oxygène</i>			
<i>Pollution</i>			
<i>Changement climatique</i>			

Légende :

Connaissance
Bonne
Moyenne
Mauvaise



15 Conclusion sur la répartition spatiale et temporelle des anguilles et le rôle des habitats de l'estuaire

L'anguille européenne est une espèce ubiquiste capable de coloniser une grande diversité d'habitats aquatiques continentaux (Crivelli, 1998). Cette grande richesse de biotope est caractéristique des estuaires, ainsi, sans surprise, l'anguille est retrouvée dans tous les habitats de l'estuaire de la Seine, des marais aux parties amont des cours d'eau. En effet, l'état des connaissances réalisé ci-dessus concernant la répartition spatiale de l'anguille dans l'estuaire de Seine a mis en évidence cette forte colonisation. Toutes les classes de tailles sont retrouvées dans les trois grands types d'habitats mentionnés dans ce rapport : le cours d'eau principal, les habitats latéraux et les affluents. Le fait de retrouver des individus matures en eaux saumâtre confirme que certains individus restent toute leur phase continentale dans l'estuaire et ont donc une catadromie facultative (Boivin et al., 2015; Daverat et al., 2006; Edeline et al., 2005; E. Feunteun et al., 2003; Teichert et al., 2023; Thibault et al., 2007). Le suivi du recrutement des civelles et anguillettes à Poses ne révèle que la proportion d'individus franchissant le barrage et migrant vers l'amont. La quantité de civelles qui arrive dans l'estuaire chaque année n'étant pas connue, la proportion d'individus qui reste dans l'estuaire par rapport à celle qui traverse le barrage est impossible à évaluer. Mesurer l'abondance de civelles qui s'arrêtent dans l'estuaire de Seine permettra d'estimer plus précisément la production d'anguilles par l'estuaire et donc d'évaluer plus finement son importance dans le maintien de la population d'anguilles européennes. Par ailleurs, l'abondance du recrutement à Poses suit une tendance à la baisse depuis 2018. Cette diminution peut s'expliquer soit par une diminution globale du recrutement à l'échelle de l'estuaire, soit par une augmentation de la proportion de civelles qui reste dans l'estuaire. De plus, un déclin des individus adultes/matures est observé dans les habitats en amont des affluents lié au non-renouvellement de la population dans ces zones. Encore une fois, soit le recrutement dans l'estuaire diminue et a un impact sur le nombre de reproducteurs, soit la survie des jeunes individus est compromise suggérant un déclin de la population mature amont. Ces hypothèses ne peuvent être vérifiées seulement si la proportion d'individus entrant est connue.

Peu de suivis spécifiques à l'anguille ont été menés dans l'estuaire de Seine. Mis à part les suivis opérés chaque année par Seinormigr sur les affluents de l'estuaire (Monitoring du plan de gestion anguilles françaises), la grande majorité des données d'abondance / densité mentionnées dans ce rapport sont issues d'inventaires piscicoles ponctuels incluant de nombreuses espèces de poissons dont l'anguille. En effet, en ce qui concerne le cours d'eau principal, le suivi DCE fournit des informations intéressantes sur l'évolution des communautés piscicole, comme par exemple le Suivi Port2000 (CSLN). En ce qui concerne les habitats latéraux les suivis sont ponctuels et se font également sur plusieurs espèces en même temps ; comme c'est le cas lors des suivis opérés par le Parc Régional Naturelle des Boules de la Seine Normandes (PnrBSN) et par la Réserve Nationale Naturelle de l'Estuaire de la Seine (RNNES). Hormis sur une grande partie des affluents, les habitats de l'estuaire de Seine ne font pas l'objet de suivis pérennes et standardisés. En effet, les protocoles de suivis sont susceptibles de changer d'une année sur l'autre et ne sont pas identiques suivant les maîtres d'œuvre (Tableau 9). Il est donc difficile d'évaluer précisément l'évolution temporelle de l'abondance des populations d'anguilles au sein de ces habitats. La diversité des habitats



de l'estuaire contraint à l'utilisation de méthodes d'échantillonnages différentes. Cependant la mise en place de protocoles standardisés et homogènes suivant les grands types d'habitats améliorerait l'évaluation spatio-temporelle des populations d'anguilles de l'estuaire. Il est donc nécessaire que les maîtres d'œuvre s'accordent sur les outils à utiliser lors des suivis piscicoles ainsi que sur les périodes d'échantillonnages.

Tableau 9 : Inventaire des méthodes de pêche utilisées pour les suivis piscicoles par habitats et par maître d'œuvre.

Habitats	Maître d'œuvre	Méthodes de pêche
Cours d'eau principal	CSLN	Chalut CP2 (5 mm) / Guideau (5 mm) Pêche électrique Verveux (DCE maille : 10 mm, RNF/OPNL2 et marais endigués : 4 mm) / Trémail Filets maillants tailles variables suivant l'étude <i>(Méthodes adaptées à la profondeur)</i>
	PnrBSN	Pêche électrique Verveux (maille : 5 et 15 mm) ADNe
Habitats Latéraux	RNNES	Verveux (maille : 4mm) / Trémail
Affluents	Seinormigr PnrBSN	Pêche électrique

De par la nature des suivis et des études réalisées en estuaire, les informations spécifiques aux traits d'histoire de vie de chaque espèce s'avèrent être quasi-inexistantes. L'anguille n'échappe pas à ce constat. En effet, aucune information n'est disponible sur la croissance des individus au sein de chaque habitat, leur âge, leur régime alimentaire, etc. Or, les habitats estuariens sont connus pour avoir des conditions de vie particulières qui favorisent la croissance, le poids et la taille des anguilles qui y vivent (Acou et al., 2003; Daverat et al., 2012; Daverat & Tomás, 2006). De plus, le régime alimentaire des anguilles est dépendant de l'habitat où elles se trouvent et cela conditionne leur taux de croissance (Denis et al., 2022). Ce manque de connaissance sur l'écologie des anguilles présentes dans les habitats de l'estuaire de Seine ne permet pas d'adapter les stratégies de gestion adaptées au contexte estuarien et leur articulation avec les approches de conservation et restauration. En effet, dans une optique de protection de l'espèce il est nécessaire d'identifier les habitats de vie préférentielle ainsi que les zones critiques dans lesquelles les individus sont de mauvaise qualité. Pour cibler ces zones les informations sur leurs traits d'histoire de vie sont indispensables. Il s'agirait d'établir un protocole d'échantillonnage au sein de chaque grand groupe d'habitat (cours d'eau principal, habitats latéraux et affluents) dans le but de prélever des individus matures. Il sera alors possible d'étudier leur croissance par l'utilisation de l'otolithométrie. Cela permettra également de connaître l'âge à l'argenture et leurs déplacements potentiels entre l'eau douce et l'eau salée. De plus, grâce à des analyses isotopiques il sera possible d'évaluer leur régime alimentaire au sein des différents habitats de capture. En parallèle, un protocole biométrique spécifique anguille pourrait être ajouté aux suivis piscicoles déjà en place. Par exemple, diverses mesures du corps des anguilles argentées peuvent renseigner du degré d'argenture.

L'ensemble d'informations recensées lors de cette synthèse ne permet pas d'établir une diagnostic globale sur l'utilisation précise des habitats estuariens par les différents stades de vie de l'anguille. En effet, bien que les études ponctuelles fournissent des clés de lecture des dynamiques observées, la caractérisation des habitats fonctionnels pour l'anguille nécessite des études dédiées.

De même, peu d'informations existent sur les déplacements des anguilles entre les habitats et, plus précisément, peu d'études sont menées dans les fossés et canaux comparé aux cours d'eau. Ce manque de données peut être expliqué par le fait que contrairement aux rivières et plans d'eau, les marais ne bénéficient pas de protocoles normalisés pour les suivis piscicoles. Or, les réseaux hydrauliques semblent être utilisés comme corridors écologiques et permettraient la circulation des individus entre différents milieux. Ces connexions peuvent être pérennes ou ponctuelles. Seules quelques études ont montré la présence d'anguilles dans ces réseaux mais aucun suivi régulier n'a été effectué pour connaître exactement les mouvements de ces individus au sein de ces habitats. En précisant cet aspect cela permettra de connaître davantage la répartition des anguilles au sein des habitats latéraux et d'identifier le rôle des réseaux de fossés dans leur cycle de vie. Au sein de l'estuaire deux secteurs semblent abriter un grand nombre d'individus et possèdent un important réseau de fossés. Il s'agit de la zone humide de la réserve (RNNES) incluant le marais endigué, le marais de Cressenval et le marais de Hode ; et le Marais Vernier. Afin d'étudier les déplacements des anguilles il serait intéressant de mettre en place un réseau télémétrique dans ces habitats.

16 Conclusion sur les pressions qui pèsent sur la population d'anguilles dans l'estuaire de Seine

Les menaces qui pèsent aujourd'hui sur l'anguille européenne sont multiples, synergiques et agissent sur l'intégralité de son cycle de vie. A l'échelle de l'estuaire l'anguille est affectée par un grand nombre de pressions continentales. Le Tableau 8 résume les connaissances actuelles de l'effet des différentes pressions sur la population d'anguilles dans l'estuaire.

Dans un premier temps, il a été montré que l'activité de pêche à l'anguille est à présent interdite dans l'estuaire de Seine et qu'elle ne représente donc plus une menace pour l'espèce.

Ensuite, peu d'informations sont disponibles concernant l'effet des pressions biologiques, des pressions liées au changement climatique et celles liées à la qualité des habitats. Bien que l'infestation par des parasites ainsi que les prédateurs potentiels de l'anguilles soit un sujet relativement bien décrit dans la littérature, il n'a pas fait l'objet d'étude au sein de l'estuaire. En effet le taux de parasitisme, notamment interne (*A. crassus*, ...) n'est pas évalué lors des suivis piscicoles ainsi que l'activité réelle de prédation. Il serait donc intéressant, dans un premier temps, d'identifier les communautés parasitaires présentes dans les anguilles prélevées lors des inventaires piscicoles afin d'évaluer la qualité des individus présents au sein des différents habitats. La pression de prédation, quant à elle, est plus difficile à estimer et pourrait faire l'objet d'un projet à plus large échelle en étudiant les contenus stomacaux des prédateurs potentiels identifiés.



D'autre part, les changements climatiques et leurs effets sur les habitats de l'estuaire sont relativement bien documentés. L'augmentation de la température de l'eau et du niveau d'eau dans l'estuaire, la diminution de la pluviométrie et du débit sont autant de facteurs pouvant influencer le cycle de vie et l'écologie de l'anguille. De plus il est probable qu'ils agissent en synergie et engendrent davantage de problématiques telles que des anoxies, des assecs, etc. Cependant, l'impact précis de ces changements sur cette espèce reste encore à déterminer. On peut s'attendre, dans le pire des cas, à une augmentation de la mortalité liée à la hausse des températures et aux assecs dans les habitats latéraux, en période estivale ; et également à un déplacement des individus vers des zones plus favorables résultant de leur perte d'habitat ; mais aussi à des effets sur l'activité de migration continentale et océanique.

Enfin, peu d'informations existent sur l'effet de la qualité des habitats, sur la survie ou la qualité des anguilles. Les dragages d'entretien dans le chenal, les anoxies estivales dans les habitats latéraux et la pollution chimique dans les affluents semblent affecter les anguilles, mais aucune étude n'a permis de définir clairement quels sont les impacts de ces conditions de vie sur l'anguille. Il serait intéressant de comparer l'état des anguilles (traits de vie) entre des milieux altérés et non altérés afin de connaître l'effet de la pollution et des anoxies ponctuelles. Concernant l'impact du dragage, il est difficile actuellement de définir un protocole adapté pour connaître son effet sur les différents stades de vie de l'anguille. Finalement, ce rapport a mis en évidence le besoin d'améliorer les connaissances de l'effet des pressions biologiques, climatiques et de la qualité des habitats sur les anguilles avant de pouvoir agir concrètement sur ces contraintes.

D'autres menaces telles que les obstacles à la migration et la perte d'habitat sont bien documentées dans l'estuaire de Seine. Les obstacles limitent la migration des anguilles dans les affluents et dans les habitats latéraux et sont généralement responsables de la perte d'habitat. En effet, il a pu être constaté lors des inventaires que certains milieux pourtant propices à l'accueil de populations piscicoles en étaient dépourvus. Les civelles sont les plus impactées par ces barrières car elles ne colonisent que 23% des cours d'eau de l'estuaire. Peu de dispositifs de franchissement sont conçus pour permettre aux anguilles de se déplacer librement, et ceux-ci sont souvent inadaptés aux individus de petite taille. De plus, la quasi-totalité des milieux latéraux (marais, filandres, mares, vasières, ...) se trouvent compartimentés et donc inaccessibles. Ces obstacles impactent fortement la continuité piscicole et retardent voire empêchent la migration des anguilles vers les habitats à fort intérêt écologique pour l'espèce (zones de nurserie, de croissance, de repos, ...). Il a été démontré que les jeunes anguilles, bloquées en aval des ouvrages, deviennent plus vulnérables (taux de prédation et d'inter-compétition plus élevé). Or, le développement de la population sur le bassin versant est très dépendant de la capacité des civelles ou des anguillettes à migrer librement. Il s'agirait maintenant d'identifier les obstacles les plus impactants et prévoir des aménagements (supprimer des obstacles, améliorer ou ajouter des systèmes de franchissements, abaisser les seuils pour permettre une entrée d'eau plus importante, diversifier les faciès d'écoulement, ...) afin de rétablir la continuité écologique.

Malgré les efforts de recherche antérieurs, l'identification des meilleures techniques pour atténuer les menaces qui nuisent à *A. anguilla* reste un défi. Les données sur la répartition de l'anguille européenne dans l'estuaire de Seine restent fragmentées spatialement et temporellement, et les données disponibles sont affectées par une grande hétérogénéité dans les méthodes d'échantillonnage et les protocoles d'analyse. Ces lacunes dans les connaissances conduisent à un biais important dans la généralisation du cycle de vie de l'anguille. Ce n'est que lorsque ces lacunes dans les connaissances seront comblées que des



aménagements pourront être envisageables. Mieux comprendre les relations habitat-anguille est probablement la voie la plus prometteuse pour contribuer à la conservation et au rétablissement de l'anguille dans l'estuaire de la Seine.

LISTE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Carte de l'estuaire de la Seine (Fisson et al., 2012)	7
Figure 2 : Zonation hydro-géo-morphologique de l'estuaire de la Seine	8
Figure 3 : Les vasières intertidales de l'estuaire de la Seine	10
Figure 4 : Schématisation de la gestion des niveaux d'eau dans le marais endigué	12
Figure 5 : Aire de répartition de l'anguille européenne (adaptée de Germain (1927) pour l'aire continentale et Schmidt (1922) pour la répartition océanique des larves. Source: Patrick LAMBERT, 2005.)	14
Figure 6 : Répartition et cycle biologique de l'anguille européenne (Association MRM).	15
Figure 7 : Chronologie des plans de gestion sur l'anguille européenne mis en place en France métropolitaine depuis 2006 jusqu'à 2018	29
Figure 8 : Carte du lit mineur de l'estuaire de la Seine (en bleu) et des zones présentant la plus forte abondance d'anguille en été (orange) (Source : modifié à partir d'une carte du GIPSA 2015)	35
Figure 9. Carte des grands groupes d'habitats latéraux de l'estuaire de la Seine (en rouge les zones mentionnées dans le rapport) (Source : modifié à partir d'une carte du GIPSA 2015)	36
Figure 10 : Carte des principaux affluents de l'estuaire de la Seine (en bleu les affluents mentionnés dans le rapport) (Source : modifiée à partir d'une carte du GIPSA 2015)	40
Figure 11 : Variation temporelle des densités moyennes d'anguilles (ind/100m ²) au sein des 15 affluents principaux de l'estuaire de la Seine. Les densités sont calculées selon l'équation de Laffaille et al. 2003 (Nb ind moyen par EPA x 50) (Sources : suivis Seinormigr et PnrBSN)	44
Figure 12 : Classes d'abondances / densités d'anguilles définies sur les cours d'eau normands (OFB – SEINORMIGR 2010)	45
Figure 13 : Comparaison de la densité et de la proportion des classes de taille des anguilles présentes au sein des trois principaux estuaires français (Seine, Loire et Garonne) dans le périmètre de la limite de marée dynamique (Seine = 170 km, Loire = 97 km et Garonne = 180 km). Résultats de modélisation (EDA 2.3) issus des données Sudoang.	48
Figure 14 : Plan National PCB : Évolution du nombre de parasites <i>Anguillicola crassus</i> en fonction de la taille des anguilles dans l'estuaire de la Seine en automne 2008. (Duhamel et al., 2009)	52
Figure 15 : Localisation des obstacles à l'écoulement entre le lit mineur et majeur de l'estuaire e la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))	57
Figure 16. Classification des berges sur la base de leur pente sur le linéaire principal de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))	61
Figure 17. Nature des berges sur le linéaire principal de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))	61
Figure 18 : Concentration en oxygène dissous (mg/l) entre le barrage de Poses (Pk 202) et l'embouchure de l'estuaire de Seine (Pk 400) entre 1956 et 2006 (Source : (GIP Seine-Aval, 2008b))	66
Figure 19 : Concentration en oxygène dissous (mg/l) à Tancarville (à gauche) et à Rouen (à droite) entre 2012 et 2022 (Source : système de surveillance automatisé de la physico-chimie en estuaire de la Seine (SYNAPSES))	66
Figure 20 : Stocks potentiels de contaminants identifiés par photo-interprétation en bord de Seine (Source : GIPSA, Muntoni., 2020, PROPOSE)	68
Figure 21 : Principaux sites d'accumulation de macrodéchets identifiés sur les berges de l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))	69
Tableau 1 : Caractéristiques hydromorphologiques de l'estuaire de la Seine (Source : (Fisson et al., 2012))	7
Tableau 2 : Bilan migratoire depuis 2014 par rive : effectifs totaux et CPUE. * : effectifs et CPUE retenue au 30 septembre 2022.	33
Tableau 3 : Abondance (ind/30EPA) et densité (ind/100m ²) moyenne d'anguilles tous stades de vie confondus mesurées dans les 15 affluents principaux de l'estuaire de Seine au cours de la dernière année de suivi. Les classes de densités utilisées sont celles définies par l'OFB et Seinormigr 2010 (Figure 12). Les densités sont	

<i>calculées selon l'équation de Laffaille et al. 2003 (Nb ind moyen par EPA x 50) (Sources : suivis Seinormigr et PnrBSN)</i>	45
<i>Tableau 4 : Caractéristiques hydromorphologiques de l'estuaire de la Seine, de la Loire et de la Gironde (Source : (Fisson et al., 2012))</i>	49
<i>Tableau 5. N Plan National PCB - année 2008 : Résultats de l'évaluation de l'anguillicolose effectuée sur les anguilles de l'estuaire de la Seine soumises aux mesures de contamination par les PCB (Duhamel et al., 2009)</i>	52
<i>Tableau 6. Nombre et types d'obstacles recensés dans l'estuaire de la Seine (Source : (Muntoni, 2020b))</i>	57
<i>Tableau 7 : Respect de la TMA (%) pour les anguilles prélevées dans les cours d'eau de l'Estuaire de la Seine (n= nombre de lots analysés). (Source : (Fisson et al., 2016), Imprégnation des cours d'eau hauts normands par les PCB et autres micropolluants)</i>	68
<i>Tableau 8 : Bilan des connaissances sur l'anguille dans l'estuaire de la Seine</i>	73
<i>Tableau 9 : Inventaire des méthodes de pêche utilisées pour les suivis piscicoles par habitats et par maitre d'œuvre.</i>	75

BIBLIOGRAPHIE

- Acou, A. (2006). *Bases biologiques d'un modèle pour estimer la biomasse féconde de l'anguille européenne en fonction des recrues fluviales et du contexte de croissance : approche comparative à l'échelle de petits bassins versants (Doctoral dissertation, Université de Rennes 1)*.
- Acou, A., Boisneau, C., & Feunteun, E. (2009). *Prédiction des pics de dévalaison des anguilles argentées à partir des données environnementales : état des connaissances et développement d'un modèle opérationnel sur la Loire pour la gestion du turbinage*.
- Acou, A., Laffaille, P., Legault, A., & Feunteun, E. (2008). Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(3), 432–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00295.x>
- Acou, a., Lefebvre, F., contournet, P., Poizat, G., Panfili, J., & crivelli, A. J. (2003). Article. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 368, 55–68. <https://doi.org/10.1051/kmae:2003036>
- Adam, G. (1997). *L'anguille européenne (Anguilla anguilla L. 1758) : dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques (Doctoral dissertation, Toulouse 3)*.
- Adam, G., & Elie, P. (1994). Mise en évidence des déplacements d'anguilles sédentaires (*Anguilla anguilla* L.) en relation avec le cycle lunaire dans le lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique). *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 335, 123–132. <https://doi.org/10.1051/kmae:1994009>
- Adam, G., Feunteun, E., Prouzet, P., & Rigaud, C. (2008). *L'anguille européenne : indicateurs d'abondance et de colonisation. Quae*.
- AESN & DDTM76. (2011). *Suivi de la qualité des eaux de la Seine à l'aval de Poses – Année 2010. Rapport d'étude, 178p*.
- Agostinho, A. A., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., & Marques, E. E. (2012). Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 687–696. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400001>
- Alexander, J. S., Wilson, R. C. , & Green, W. R. . (2012). *A brief history and summary of the effects of river engineering and dams on the Mississippi River system and delta: U.S. Geological Survey Circular 1375, 43 p*.
- Amiard-Triquet, C., Amiard, J. C., Andersen, A. C., Elie, P., & Métayer, C. (1987). The Eel (*Anguilla anguilla* L.) as a Bioindicator of Metal Pollution: Factors Limiting Its Use. *Water Science and Technology*, 19(7), 1229–1232. <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0019>
- Amilhat, E., Aarestrup, K., Faliex, E., Simon, G., Westerberg, H., & Righton, D. (2016). First evidence of European eels exiting the Mediterranean Sea during their spawning migration. *Scientific Reports*, 6(1), 21817.
- Aoyama, J. (2009). *Life History and Evolution of Migration in Catadromous Eels (Genus Anguilla)*. *Aqua-BioScience Monographs*, 2(1). <https://doi.org/10.5047/absm.2009.00201.0001>
- Arevalo, E., Lassalle, G., Tétard, S., Maire, A., Sauquet, E., Lambert, P., Paumier, A., Villeneuve, B., & Drouineau, H. (2020). An innovative bivariate approach to detect joint temporal trends in environmental conditions: Application to large French rivers and diadromous fish. *Science of The Total Environment*, 748, 141260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141260>
- Arnell, N. W. (1999). The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: a continental perspective. *Global Environmental Change*, 9(1), 5–23. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(98\)00015-6](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(98)00015-6)

- Baillon, L., Oses, J., Pierron, F., du Bureau, C., Caron, A., Normandeau, E., & Baudrimont, M. (2015). Gonadal transcriptome analysis of wild contaminated female European eels during artificial gonad maturation. *Chemosphere*, 139, 303–309.
- Baillout, C. (2013). Inventaire piscicole des réseaux hydrauliques du territoire de Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande.
- Baisez A., Rigaud C., & Feunteun E. (2000). Hétérogénéité de répartition de l'anguille européenne (*A. anguilla*) dans un marais endigué de la côte atlantique (marais breton). *Cybium*.34 (3), 23–32.
- Baras, E., Jeandrain, D., Serouge, B., & Philippart, J. C. (1998). Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* (L.) in a small stream. In *Advances in Invertebrates and Fish Telemetry* (pp. 187–198). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5090-3_22
- Bardonnnet, A., Dasse, S., Parade, M., & Héland, M. (2003). Influence de l'alternance jour/nuit sur les déplacements de civelles en fluvarium. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (368), 9-20.
- Bardonnnet, A., Rigaud, C., & Labonne, J. (2005). Etude expérimentale des comportements de civelles d'*Anguilla anguilla* L. influence de la densité et de la disponibilité en abris. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (378-379), 47-65.
- Bark, A., Williams, B., & Knights, B. (2007). Current status and temporal trends in stocks of European eel in England and Wales. *ICES Journal of Marine Science*, 64(7), 1368–1378. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm117>
- Basset, A., Barbone, E., Elliott, M., Li, B.-L., Jorgensen, S. E., Lucena-Moya, P., Pardo, I., & Mouillot, D. (2013). A unifying approach to understanding transitional waters: Fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.012>
- Béguer-Pon, M., Benchetrit, J., Castonguay, M., Aarestrup, K., Campana, S. E., Stokesbury, M. J. W., & Dodson, J. J. (2012). Shark Predation on Migrating Adult American Eels (*Anguilla rostrata*) in the Gulf of St. Lawrence. *PLoS ONE*, 7(10), e46830. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046830>
- Beguïn, J., Favriou, P., & Sonny, D. (2019). Dévalaison des anguilles à Poses.
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussetini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., ... Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588(7838), 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Belpaire, C. (2008). Pollution in eel. A reason for their decline. *Instituut Voor Natuur–En Bonsonderzoek–INBO*. Catholic University of Leuven, 459.
- Belpaire, C., & Goemans, G. (2007). The European eel *Anguilla anguilla*, a rapporteur of the chemical status for the water framework directive? *Vie et Milieu*, 57–235.
- Belpaire, C., Pujolar, J., Geeraerts, C., & Maes, G. (2016). Migration, Gamete Biology and Spawning. In *Biology and Ecology of Anguillid Eels* (pp. 214–232). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b19925-13>
- Belpaire, C. G. J., Goemans, G., Geeraerts, C., Quataert, P., Parmentier, K., Hagel, P., & De Boer, J. (2009). Decreasing eel stocks: survival of the fattest? *Ecology of Freshwater Fish*, 18(2), 197–214. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00337.x>
- Belpaire, C., Geeraerts, C., Evans, D., Ciccotti, E., & Poole, R. (2011). The European eel quality database: towards a pan-European monitoring of eel quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183(1–4), 273–284. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1920-2>

- Belpaire, C., Hodson, P., Pierron, F., & Freese, M. (2019). Impact of chemical pollution on Atlantic eels: Facts, research needs, and implications for management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 11, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.06.008>
- Ben Abdallah, H. L. (1991). Influence de quelques facteurs abiotiques sur l'abondance de civelles d'*Anguilla anguilla* dans l'estuaire de la Loire (France.). EIFAC Working Party on Eel.
- Bertin, L. (1957). Eels: A Biological Study. *Copeia*, 1957(2), 170. <https://doi.org/10.2307/1439435>
- Besson, M. L., Trancart, T., Acou, A., Charrier, F., Mazel, V., Legault, A., & Feunteun, E. (2016). Disrupted downstream migration behaviour of European silver eels (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river. *Environmental Biology of Fishes*, 99, 779–791.
- Bevacqua, D., Melià, P., De Leo, G. A., & Gatto, M. (2011). Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia*, 165(2), 333–339. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1727-9>
- Bilau, M., Sioen, I., Matthys, C., De Vocht, A., Goemans, G., Belpaire, C., Willems, J. L., & De Henauw, S. (2007). Probabilistic approach to polychlorinated biphenyl (PCB) exposure through eel consumption in recreational fishermen vs. the general population. *Food Additives and Contaminants*, 24(12), 1386–1393. <https://doi.org/10.1080/02652030701459848>
- Billen, G., Garnier, J., Servais, P., Brion, N., Ficht, A., Even, S., Berthe, T., & Poulin, M. (1999). L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbiologique. Programme Scientifique Seine-Aval, Fascicule n°5, 31 p. Editions Ifremer, Plouzané (France). ISBN 2-84433-030-4.
- Blanchet-Letrouvé, I., Zalouk-Vergnoux, A., Vénisseau, A., Couderc, M., Le Bizec, B., Elie, P., Herrenknecht, C., Mouneyrac, C., & Poirier, L. (2014). Dioxin-like, non-dioxin like PCB and PCDD/F contamination in European eel (*Anguilla anguilla*) from the Loire estuarine continuum: Spatial and biological variabilities. *Science of The Total Environment*, 472, 562–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.037>
- Boittin, F., Champion, I., & Venables, A. (2011). Diagnostic hydro-écologique et préconisations de gestion des réseaux hydrauliques de la boucle de Brotonne. 131p.
- Boivin, B., Castonguay, M., Audet, C., Pavey, S. A., Dionne, M., & Bernatchez, L. (2015). How does salinity influence habitat selection and growth in juvenile American eels *Anguilla rostrata*? *Journal of Fish Biology*, 86(2), 765–784. <https://doi.org/10.1111/jfb.12604>
- Bonhommeau, S., Castonguay, M., Rivot, E., Sabatié, R., & Le Pape, O. (2010). The duration of migration of Atlantic *Anguilla* larvae. *Fish and Fisheries*, 11(3), 289–306.
- Bonhommeau, S., Chassot, E., Planque, B., Rivot, E., Knap, A., & Le Pape, O. (2008). Impact of climate on eel populations of the Northern Hemisphere. *Marine Ecology Progress Series*, 373(a), 71–80. <https://doi.org/10.3354/meps07696>
- Bonhommeau, S., Chassot, E., & Rivot, E. (2008). Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fisheries Oceanography*, 17(b), 32–44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2007.00453.x>
- Borges, F. O., Santos, C. P., Sampaio, E., Figueiredo, C., Paula, J. R., Antunes, C., Rosa, R., & Grilo, T. F. (2019). Ocean warming and acidification may challenge the riverward migration of glass eels. *Biology Letters*, 15(1), 20180627. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0627>
- Bornarel, V., Lambert, P., Briand, C., Antunes, C., Belpaire, C., Ciccotti, E., Diaz, E., Diserud, O., Doherty, D., Domingos, I., Evans, D., de Graaf, M., O'Leary, C., Pedersen, M., Poole, R., Walker, A., Wickström, H., Beaulaton, L., & Drouineau, H. (2018). Modelling the recruitment of European eel (*Anguilla anguilla*) throughout its European range. *ICES Journal of Marine Science*, 75(2), 541–552. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx180>
- Boubée, J. A., Mitchell, C. P., Chisnall, B. L., West, D. W., Bowman, E. J., & Haro, A. (2001). Factors regulating the downstream migration of mature eels (*Anguilla* spp.) at Aniwhenua Dam, Bay of

- Plenty, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35(1), 121–134. <https://doi.org/10.1080/00288330.2001.9516982>
- Bourillon, B. (2021). Variations biogéographiques et temporelles des traits de vie des anguilles argentées (*Anguilla anguilla*) en réponse aux changements environnementaux et à la contamination chimique.
- Bourillon, B., Feunteun, E., Acou, A., Trancart, T., Teichert, N., Belpaire, C., Dufour, S., Bustamante, P., Aarestrup, K., Walker, A., & Righton, D. (2022). Anthropogenic Contaminants Shape the Fitness of the Endangered European Eel: A Machine Learning Approach. *Fishes*, 7(5). <https://doi.org/10.3390/fishes7050274>
- Boust, D., Berthe, T., & Lesueur, P. (2012). *Projet RHAPSODIS : Reconstitution de l'Histoire des Apports Particulaires à la Seine par l'Observation De leur Intégration Sédimentaire*. *Projet Seine-Aval 4*, 163 p.
- Brasseur, T. (2022). Suivi et estimation du recrutement de la Seine en anguille européenne (*Anguilla anguilla* ; Linnaeus, 1758) au barrage de Poses (Eure) pour la période 2022.
- Briand, C., Chapon, P. M., Beaulaton, L., Drouineau, H., & Lambert, P. (2018). Eel density analysis (EDA 2.2.1). Escapement of silver eels (*Anguilla anguilla*) from French rivers. 2018 report.
- Briand, C., Fatin, D., Fontenelle, G., & Feunteun, E. (2005). Effect of re-opening of a migratory pathway for eel (*anguilla anguilla*, L.) At a watershed scale. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 378–379, 67–86. <https://doi.org/10.1051/kmae:2005004>
- Brujjs, M. C. M., & Durif, C. M. F. (2009). Silver Eel Migration and Behaviour. In *Spawning Migration of the European Eel* (pp. 65–95). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9095-0_4
- Brusle, J. (1991). The Eel (*Anguilla* sp) and organic chemical pollutants. *Science of The Total Environment*, 102, 1–19. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90305-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(91)90305-X)
- Bruslé, J. (1994). L'anguille européenne *Anguilla anguilla*, un poisson sensible aux stress environnementaux et vulnérable à diverses atteintes pathogènes. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 335, 237–260.
- Burkhead, N. M. (2012). Extinction rates in North American freshwater fishes, 1900–2010. *BioScience*, 62(9), 798–808.
- Burnet, A. M. R. (1969). The growth of New Zealand freshwater eels in three Canterbury streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 3(3), 376–384. <https://doi.org/10.1080/00288330.1969.9515304>
- Byer, J. D., Lebeuf, M., Alae, M., R. Stephen, B., Trottier, S., Backus, S., Keir, M., Couillard, C. M., Casselman, J., & Hodson, P. V. (2013). Spatial trends of organochlorinated pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers in Atlantic Anguillid eels. *Chemosphere*, 90(5), 1719–1728. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.018>
- Carpentier, A., Marion, L., Paillisson, J.-M., Acou, A., & Feunteun, E. (2009). Effects of commercial fishing and predation by cormorants on the *Anguilla anguilla* stock of a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology*, 74(9), 2132–2138. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02286.x>
- Castonguay, M., & McCleave, J. D. (1987). Vertical distributions, diel and ontogenetic vertical migrations and net avoidance of leptocephali of *Anguilla* and other common species in the Sargasso Sea. *Journal of Plankton Research*, 9(1), 195–214.
- Cau, A., Coluccia, E., Deiana, A. M., Pichiri, G., Rossino, R., Salvadori, S., & Mezzanotte, R. (1992). Chromosomes and DNA of *Anguilla anguilla* : a study with restriction endonucleases. *Genome*, 35(5), 838–843. <https://doi.org/10.1139/g92-127>
- Chadwick, S., Knights, B., Thorley, J. L., & Bark, A. (2007). A long-term study of population characteristics and downstream migrations of the European eel *Anguilla anguilla* (L.) and the

- effects of a migration barrier in the Girnock Burn, north-east Scotland. *Journal of Fish Biology*, 70(5), 1535–1553. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01439.x>
- Chang, Y.-L. K., Feunteun, E., Miyazawa, Y., & Tsukamoto, K. (2020). New clues on the Atlantic eels spawning behavior and area: The Mid-Atlantic Ridge hypothesis. *Scientific Reports*, 10(1), 1–12.
- Charlon, N., & Blanc, J. M. (1982). Etude des civelles d'Anguilla anguilla L. dans la région du bassin de l'Adour. 2- Régime alimentaire et variations de quelques caractéristiques biométriques en cours de migration. *Arch. Hydrobiol.*, 98, 240–249.
- Chartier, E. (2019). Suivi de la restauration de continuité écologique, expérimentale, sur le réseau de l'ENS.
- Chiba, H., Iwata, M., Yakoh, K., Satoh, R.-I., & Yamada, H. (2002). Possible influence of social stress on sex differentiation in Japanese eel. *Fisheries Science*, 68(sup1), 413–414. https://doi.org/10.2331/fishsci.68.sup1_413
- Chouquet B., Duhamel S., 2017. Evaluation des peuplements benthiques et halieutiques des mares et fossés de la Réserve Naturelle de l'estuaire de la Seine – SE1. Rapport de synthèse - Année 2016. Rapport CSLN / Maison de l'Estuaire, 109 p.
- Chu, Y.-W., Han, Y.-S., Wang, C.-H., You, C.-F., & Tzeng, W.-N. (2006). The sex-ratio reversal of the Japanese eel *Anguilla japonica* in the Kaoping River of Taiwan: The effect of cultured eels and its implication. *Aquaculture*, 261(4), 1230–1238. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.09.014>
- Clevestam, P. D., Ogonowski, M., Sjöberg, N. B., & Wickström, H. (2011). Too short to spawn? Implications of small body size and swimming distance on successful migration and maturation of the European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology*, 78(4), 1073–1089. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02920.x>
- Costa, J. L., Domingos, I., Assis, C. A., Almeida, P. R., Moreira, F., Feunteun, E., & Costa, M. J. (2008). Comparative ecology of the European eel, *Anguilla anguilla* (L., 1758), in a large Iberian River. *Environmental Biology of Fishes*, 81(4), 421–434. <https://doi.org/10.1007/s10641-007-9229-2>
- Couillard, C. M., Hodson, P. V., & Castonguay, M. (1997). Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(8), 1916–1927. <https://doi.org/10.1139/f97-097>
- Council of the European Union. (2007). Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Off. J. Eur. Union*, 248, 17–23.
- Crivelli, A. J. (1998). L'ANGUILLE DANS LE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE : UNE SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.
- Crivelli, A. J. (1998). L'anguille méditerranéenne : synthèse bibliographique. Rapport du COGEPOMI du bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 83 p.
- Crook, V., & Nakamura, M. (2013). Assessing supply chain and market impacts of a CITES listing on *Anguilla* species. *Traffic Bulletin*, 25, 24–30.
- Cucherousset, J., Acou, A., Blanchet, S., Britton, J. R., Beaumont, W. R. C., & Gozlan, R. E. (2011). Fitness consequences of individual specialisation in resource use and trophic morphology in European eels. *Oecologia*, 167, 75–84.
- Daigurande, A., & Quendo, F. (2020). Compréhension des fonctionnalités piscicoles en fonction des différents milieux aquatiques et de leurs connexions.
- 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. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 325–336. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00541.x>
- Daverat, F., Limburg, K., Thibault, I., Shiao, J., Dodson, J., Caron, F., Tzeng, W., Iizuka, Y., & Wickström, H. (2006). Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species, *Anguilla anguilla*, *A. japonica* and *A. rostrata*. *Marine Ecology Progress Series*, 308, 231–241. <https://doi.org/10.3354/meps308231>
- Daverat, F., & Tomás, J. (2006). Tactics and demographic attributes in the European eel *Anguilla anguilla* in the Gironde watershed, SW France. *Marine Ecology Progress Series*, 307, 247–257. <https://doi.org/10.3354/meps307247>
- Daverat, F., Tomas, J., Lahaye, M., Palmer, M., & Elie, P. (2005). Tracking continental habitat shifts of eels using otolith Sr/Ca ratios: validation and application to the coastal, estuarine and riverine eels of the Gironde - Garonne - Dordogne watershed. *Marine and Freshwater Research*, 56(5), 619. <https://doi.org/10.1071/MF04175>
- Davey, A. J. H., & Jellyman, D. J. (2005). Sex Determination in Freshwater Eels and Management Options for Manipulation of Sex. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15(1–2), 37–52. <https://doi.org/10.1007/s11160-005-7431-x>
- De Leo, G. A., & Gatto, M. (1996). Trends in Vital Rates of the European Eel: Evidence for Density Dependence? *Ecological Applications*, 6(4), 1281–1294. <https://doi.org/10.2307/2269607>
- Degani, G., & Kushnirov, D. (1992). Effects of 17β -Estradiol and Grouping on Sex Determination of European Eels. *The Progressive Fish-Culturist*, 54(2), 88–91. [https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1992\)054<0088:EOEAGO>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1992)054<0088:EOEAGO>2.3.CO;2)
- Dekker, W. (1987). Preliminary assessment of the IJsselmeer eel fishery based on length frequency samples. *ICES CM*, 1000, 22.
- Dekker, W. (2000). The fractal geometry of the European eel stock. *ICES J. Mar. Sci.* 57:109-121.
- Dekker, W. (2003). Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action. *Quebec Declaration of Concern. Eels at the Edge; Science, Status, and Conservation Concerns*, 28.
- Dekker, W. (2018). The history of commercial fisheries for European eel commenced only a century ago. *Fisheries Management and Ecology*, 26(1), 6–19. <https://doi.org/10.1111/fme.12302>
- Dekker, W., (2003). Status of the European eel stock and fisheries, in: Aida, K. (Ed.), *Eel Biology*. Springer Japan, Tokyo, pp. 237–254.: Vol. a (K. Aida, K. Tsukamoto, & K. Yamauchi, Eds.). Springer Japan. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-65907-5>
- Dekker, W., & Casselman, J. M. (2014). The 2003 Québec Declaration of Concern About Eel Declines—11 Years Later: Are Eels Climbing Back up the Slippery Slope? *Fisheries*, 39(12), 613–614. <https://doi.org/10.1080/03632415.2014.979342>
- Denis, J., Mahé, K., & Amara, R. (2022). Abundance and Growth of the European Eels (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) in Small Estuarine Habitats from the Eastern English Channel. *Fishes*, 7(5). <https://doi.org/10.3390/fishes7050213>
- Denis, J., Rabhi, K., Le Loc'h, F., Ben Rais Lasram, F., Boutin, K., Kazour, M., Diop, M., Gruselle, M. C., & Amara, R. (2022). Role of estuarine habitats for the feeding ecology of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). *PLoS ONE*, 17(7 July). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270348>
- Díaz, E., Korta, M., Pórtolas, J., Monjo, R., Gaitán, E., Ribalaygua, J., & Chust, G. (2018). Eels of southern Europe under future climate change. *UHINAK*, 6–7.
- DRIEE Ile-de-France. (2016). *DRIEE-SDDTE-2016-153*.
- Drouineau, H., Bau, F., Alric, A., Deligne, N., Gomes, P., & Sagnes, P. (2017). Silver eel downstream migration in fragmented rivers: use of a Bayesian model to track movements triggering and duration ★. *Aquatic Living Resources*, 30, 5. <https://doi.org/10.1051/alr/2017003>

- Drouineau, H., Durif, C., Castonguay, M., Mateo, M., Rochard, E., Verreault, G., Yokouchi, K., & Lambert, P. (2018). Freshwater eels: A symbol of the effects of global change. *Fish and Fisheries*, 19(5), 903–930. <https://doi.org/10.1111/faf.12300>
- Drouineau, H., Rigaud, C., Laharanne, A., Fabre, R., Alric, A., & Baran, P. (2015). Assessing the Efficiency of an Elver Ladder Using a Multi-State Mark-Recapture Model. *River Research and Applications*, 31(3), 291–300. <https://doi.org/10.1002/rra.2737>
- Ducharme, A., Habets, F., Oudin, L., Ribstein, P., Bouddra, H., Bourqui, M., Hachour, A., Crespi, O., Gascoin, S., & Moulin, L. (2009). RexHySS Project-Climate change impact on the Water Resources and Hydrological Extremes of the Seine and Somme river basins. GICC Programme. End-of-contract report. Climate change impact on the Water Resources and Hydrological Extremes of the Seine and Somme river basins.
- Duhamel S., (2019). DCEE : Suivi de l'ichtyofaune dans les masses d'eau de transition : Estuaire de la Seine et Risle maritime. Rapport de synthèse des campagnes de 2016 à 2018. Rapport CSLN / Agence de l'Eau Seine-Normandie, 65 pp.
- Duhamel S., Bonhomme E., Desoldt A, Hanin C., Morvan E., Pavkovic M., Perrein I., Rey M., 2022. Réserve Naturelle Nationale de l'estuaire de la Seine : Peuplement piscicole du marais endigué - Opération CS22 : Suivi de l'ichtyofaune Etude expérimentale du secteur 4 en vue de la mise en place d'un suivi. Rapport CSLN / Maison de l'Estuaire, 111 p.
- Duhamel S., 2022. Suivi de l'ichtyofaune dans les masses d'eau de transition : Estuaire de la Seine et Risle maritime. Rapport de synthèse des campagnes de 2019 à 2021. Rapport CSLN / Agence de l'Eau Seine-Normandie, 73 p.
- Duhamel, S., & Balay, P. (2020). Suivi des populations de crevettes et des ressources halieutiques dans l'estuaire de la Seine.
- Duhamel, S., & Balay, P. (2022). Suivi des populations de crevettes et des ressources halieutiques dans l'estuaire de la Seine Rapport de synthèse Étape D-Année 2020.
- Duhamel S., 2022. Suivi de l'ichtyofaune dans les masses d'eau de transition : Estuaire de la Seine et Risle maritime. Rapport de synthèse des campagnes de 2019 à 2021. Rapport CSLN / Agence de l'Eau Seine-Normandie, 73 p.
- Duhamel S., Lesur M., 2018. Recensement piscicole d'une berge de la Presqu'île Rollet du port de Rouen. Résultats des pêches expérimentales d'automne 2017 et de l'enquête auprès des pêcheurs amateurs. Recommandations pour la mise en place d'un suivi. Rapport CSLN & BIOTOPE / Rouen Normandie Aménagement, 24 p.
- Duhamel S., Balay P., 2013. Approche transversale de l'ichtyofaune et des crustacés à l'interface entre la Seine et le marais de la Réserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de la Seine. Première année d'étude : 2011-2012 - Marais du Hode : secteur 5. Rapport CSLN / Maison de l'Estuaire, 59 p.
- Duhamel S., Balay P., Hanin C., Morvan E., Rey M., 2022. Suivi des populations de crevettes et des ressources halieutiques dans l'estuaire de la Seine. Rapport de synthèse Étape D - Année 2020. Rapport CSLN / GPFMAS-DT Le Havre, 165 p.
- Duhamel S. & Balay P., 2008. Plan PCB Haute-Normandie : Echantillonnage des poissons et des mollusques dans les eaux de transition – première campagne de suivi automne 2008. Rapport CSLN / DIREN Haute-Normandie : 14p + cartes & annexes.
- Duhamel S., Hanin C., Balay P., Berno A. & Baheux M., 2010. Plan National PCB Haute-Normandie. Echantillonnage ichtyologique des bassins des Grands Ports Maritimes du Havre et de Rouen, des canaux du Grand Port Maritime du Havre et de la Risle maritime. Troisième campagne de suivi - Automne 2010. Rapport CSLN / DREAL Haute-Normandie, 18 p.

- Duhamel, S., Feunteun, E., Cerisier, S., Bacq, N., De Roton, G., Mayot, S., Gouneau, N., Lefrançois, T., Berno, A., & Balay, P. (2012). Rapport Seine-Aval 4 ICHTYO : Structuration spatio temporelle assemblage poisson estuaire seine. <http://www.seine-aval.fr>
- Duhamel, S., Gouneau, N., Lefrançois, T., Mayot, S., Hanin, C., & Feunteun, E. (2005). Programme scientifique Seine Aval Etat actuel de la ressource halieutique LE PEUPLEMENT ICHTYOLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA SEINE : ETUDE SPATIO-TEMPORELLE DANS LES MILIEUX PROFONDS.
- Duhamel, S., Gouneau, N., Lefrançois, T., Mayot, S., Hanin, C., & Feunteun, E. (2006). Le peuplement ichtyologique de l'estuaire amont de la Seine : étude spatio-temporelle dans les milieux profonds. Programme Seine-Aval/Thème I, Rouen.
- Duhamel S ; de Roton G., Jourde J., 2004. Habitats intertidaux entre la Risle et l'Epi de la Roque : éléments sur la faune benthiques et le pélagos en relation avec le biotope. 2ème phase de l'étude. Rapport final CSLN / Port Autonome de Rouen. 32 p.
- Durif, C. (2003). The downstream migration of the European eel *Anguilla anguilla*: Characterization of migrating silver eels, migration phenomenon, and obstacle avoidance.
- Durif, C. M. F., & Elie, P. (2008). Predicting downstream migration of silver eels in a large river catchment based on commercial fishery data. *Fisheries Management and Ecology*, 15(2), 127–137. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00593.x>
- Durif, C. M. F., Gjøsæter, J., & Vøllestad, L. A. (2011). Influence of oceanic factors on *Anguilla anguilla* (L.) over the twentieth century in coastal habitats of the Skagerrak, southern Norway. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1704), 464–473. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1547>
- Durif, C. M. F., van Ginneken, V., Dufour, S., Müller, T., & Elie, P. (2009). Seasonal Evolution and Individual Differences in Silvering Eels from Different Locations. In *Spawning Migration of the European Eel* (pp. 13–38). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9095-0_2
- Dutil, J. D., Besner, M., & McCormick, S. D. (1987). Osmoregulatory and ionoregulatory changes and associated mortalities during the transition of maturing American eels to a marine environment. *American Fisheries Society Symposium*, 1, 175–190.
- Dutil, J.-D. (1984). Electrolyte changes of serum and muscle, and related mortalities in maturing *Anguilla rostrata* migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada). *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 37(1–4), 425–432. <https://doi.org/10.1007/BF01989321>
- Edeline, E., Dufour, S., & Elie, P. (2005). Role of glass eel salinity preference in the control of habitat selection and growth plasticity in *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series*, 304, 191–199. <https://doi.org/10.3354/meps304191>
- Egis. (2016). Etude de faisabilité portant sur la RCE du Canal Saint Aubin (Quillebeuf sur Seine et Saint Aubin sur Quillebeuf).
- Egusa, S. (1979). Notes on the culture of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) in Japanese eel-farming ponds, in: *Eel Research Management*. pp. 51–58.
- Elie, P., & Rochard, E. (1994). Migration des civelles d'anguilles (*Anguilla anguilla* L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 335, 81–98.
- Elliott, M., & Hemingway, K. (2002). *Fishes in Estuaries* (M. Elliott & K. Hemingway, Eds.). Blackwell Science Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470995228>
- Euzenat, G., Pénil, C., & Allardi, J. (1992). *Migr'en Seine. Stratégie Pour Le Retour Du Saumon En Seine*. SIAAPP et Conseil Supérieur de La Pêche, Paris.
- FDPPMA 29. (2013). Plan de gestion des poissons migrateurs 2013-2017. www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr

- Feunteun, E. (2002). Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): an impossible bargain. *Ecological Engineering*, 18(5), 575–591.
- Feunteun, E., & Marion, L. (1994). Impact of heron (*Ardea cinerea*) on fish communities: the case study of the main European colony. *Hydrobiologia*, 279(280), 327–344.
- Feunteun, E., Acou, A., Laffaille, P., & Legault, A. (2000). European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(8), 1627–1635.
- Feunteun, E., Laffaille, P., Aoyama, J., De Casamayor, M. N., Dumont, P., & Jellyman, D. (2011). Commercially important catadromous fish. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*.
- Feunteun, E., Laffaille, P., Robinet, T., Briand, C., Baisez, A., Olivier, J.-M., & Acou, A. (2003). A Review of Upstream Migration and Movements in Inland Waters by Anguillid Eels: Toward a General Theory. In *Eel Biology* (pp. 191–213). Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-65907-5_14
- Feunteun, E., & Prouzet, P. (2020). Forty Years of Decline and 10 Years of Management Plan: Are European Eels (*Anguilla Anguilla*) Recovering? In *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes* (pp. 269–295). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-43484-7_19
- Feunteun, E., Rigaud, C., Elie, P., & Lefeuvre, J. C. (1999). Les peuplements piscicoles des marais littoraux endigués atlantiques : un patrimoine à gérer? Le cas du marais de Bourgneuf-Machecoul (Loire-Atlantique, France). *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 352, 63–79.
- FishPass. (2016). Campagnes de pêche pour caractériser la migration des civelles au niveau de l'ouvrage à la mer à Quillebeuf sur Seine en 2015 Etude de faisabilité portant sur la restauration de la continuité écologique du Canal Saint Aubin (Quillebeuf sur Seine / Saint Aubin sur Quillebeuf). www.fish-pass.fr
- Fisson, C. (2012). Imprégnation du compartiment aquatique de Haute-Normandie par les contaminants chimiques. Étude réalisée par le GIP Seine-Aval, 30p. et annexes cartographiques. b.
- Fisson, C. (2014). Qualité des eaux de l'estuaire de la Seine.
- Fisson, C. (2021). La pollution plastique en estuaire de Seine.
- Fisson, C., Cachot, J., Gasperi, J., Halm-Lemeille, M., Tassin, B., & Tramoy, R. (2016). Imprégnation des cours d'eau haut-normands par les PCB et autres micropolluants Exploitation des résultats du plan local PCB Haute-Normandie 2008-2015. <http://www.seine-aval.fr>
- Fisson, C., Leboulenger, F., Lecarpentier, T., Moussard, S., & Ranvier, G. (2012). L'ESTUAIRE DE LA SEINE : ÉTAT DE SANTÉ ET ÉVOLUTION.
- Flesselle, A. (2016). Suivi et estimation du recrutement de la Seine en Anguille européenne.
- Foekema, E. M., Kotterman, M., de Vries, P., & Murk, A. J. (2016). Maternally transferred dioxin-like compounds can affect the reproductive success of European eel. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(1), 241–246. <https://doi.org/10.1002/etc.3160>
- Fontaine, Y.-A., Dufour, S., Alinat, J., & Fontaine, M. (1985). L'immersion prolongée en profondeur stimule la fonction hypophysaire gonadotrope de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.) femelle. *Comptes Rendus Des Séances de l'Académie Des Sciences. Série 3, Sciences de La Vie*, 300(2), 83–87.
- Friedland, K. D., Miller, M. J., & Knights, B. (2007). Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3), 519–530. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm022>

- Garcia de Leaniz, C. (2008). Weir removal in salmonid streams: implications, challenges and practicalities. *Hydrobiologia*, 609(1), 83–96. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9397-x>
- Gascuel, D. (1986). Flow-carried and active swimming migration of the glass eel (*Anguilla anguilla*) in the tidal area of a small estuary on the French Atlantic coast. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 40, 321–326.
- Geeraerts, C., & Belpaire, C. (2010). The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology*, 19(2), 239–266. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0424-0>
- Geffroy, B. (2012). Déterminisme environnemental du sexe chez l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.) (Doctoral dissertation, Université de Pau et des Pays de l'Adour).
- Geffroy, B., & Bardonnnet, A. (2016). Sex differentiation and sex determination in eels: consequences for management. *Fish and Fisheries*, 17(2), 375–398. <https://doi.org/10.1111/faf.12113>
- GEODE. (2012). Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion.
- Gérard, C., Trancart, T., Amilhat, E., Faliex, E., Virag, L., Feunteun, E., & Acou, A. (2013). Influence of introduced vs. native parasites on the body condition of migrant silver eels. *Parasite*, 20, 38. <https://doi.org/10.1051/parasite/2013040>
- Gimeno, L., Ferrando, M. D., Sanchez, S., Gimeno, L. O., & Andreu, E. (1995). Pesticide Effects on Eel Metabolism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 31(2), 153–157. <https://doi.org/10.1006/eesa.1995.1056>
- GIP Seine-Aval. (2008a). Contamination par les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans l'estuaire de la Seine. Fiche thématique du système d'observation de l'état de santé de l'estuaire de la Seine et de son évolution. 6p. [en ligne] <http://fiches.seine-aval.fr>. b.
- GIP Seine-Aval. (2008b). Qualité de l'eau et contaminations : Niveaux d'oxygénation dans l'estuaire de la Seine.
- GIP Seine-Aval. (2009). Usages et aménités : Dragages dans l'estuaire de la Seine.
- GIP Seine-Aval. (2010). Contextes climatique, morphologique & hydro-sédimentaire : Effets prévisibles du changement climatique dans l'estuaire de la Seine Problématique.
- GIP Seine-Aval. (2013). Contextes climatique, morphologique & hydro-sédimentaire : Les filandres à l'embouchure de la Seine.
- GIP Seine-Aval. (2016a). Les poissons migrateurs de l'estuaire de la Seine.
- GIP Seine-Aval. (2016b). Les vasières intertidales de l'estuaire de la Seine.
- Grall S., Garot G., Martin B., & Deshayes F. (2018). Contrôle des migrations des salmonidés sur la Seine au barrage de Poses-Amfreville-sous-les-Monts.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., & Crochetiere, H. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215–221.
- Guerauld, D., Prouzet, P., Desaunay, Y., & Beillois, P. (1991). The recent evolution of the glass-eel immigration in three French Atlantic estuaries. *Eifac working party on eel*, 18.
- Guézennec, L., Lafite, R., Dupont, J.-P., Meyer, R., & Boust, D. (1999). Hydrodynamics of suspended particulate matter in the tidal freshwater zone of a macrotidal estuary (the Seine estuary, France). *Estuaries*, 22, 717–727.
- Guhl, B., Stürenberg, F.-J., & Santora, G. (2014). Contaminant levels in the European eel (*Anguilla anguilla*) in North Rhine-Westphalian rivers. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 26. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0026-1>
- Guillerault, N., Bouletreau, S., Iribar, A., Valentini, A., & Santoul, F. (2017). Application of DNA metabarcoding on faeces to identify European catfish *Silurus glanis* diet. *Journal of Fish Biology*, 90(5), 2214–2219. <https://doi.org/10.1111/jfb.13294>

- Han, Y. S., & Tzeng, W. N., (2006). Use of the sex ratio as a means of resource assessment for the Japanese eel *Anguilla japonica*: A case study in the Kaoping River, Taiwan. *Zool. Stud.* 45, 255–263.
- Haro, A. (2003). Downstream Migration of Silver-Phase Anguillid Eels. In *Eel Biology* (pp. 215–222). Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-65907-5_15
- Helfman, G. S., Facey, D. E., Hales Jr, L. S., & Bozeman Jr, E. L. (1987). Reproductive ecology of the American eel. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 1, pp. 42-56). New York, NY, USA : American Fisheries Society.
- Hirschinger, J. (2015). *Données nouvelles sur le cycle biologique et les infestations parasitaires des anguilles de Polynésie française (Thèse de doctorat)*.
- Hodson, P. V., Castonguay, M., Couillard, C. M., Desjardins, C., Pelletier, E., & McLeod, R. (1994). Spatial and Temporal Variations in Chemical Contamination of American Eels, *Anguilla rostrata*, Captured in the Estuary of the St, Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(2), 464–478. <https://doi.org/10.1139/f94-049>
- Ibbotson, A., Smith, J., Scarlett, P., & Aprhamian, M. (2002). Colonisation of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*. *Freshwater Biology*, 47(9), 1696–1706. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00930.x>
- ICES. (2016). Report of the Workshop of the Working Group on Eel and the Working Group on Biological Effects of Contaminants (WKBECEEL), 25-27 January 2016, Os, Norway, ICES CM 2015/SSGEPD:20. 98 pp. a.
- ICES. (2020). Workshop on the temporal migration patterns of European eel (WKEELMIGRATION). a.
- ICES, Briand, C., Ciccotti, E., Diaz, E., Domingos, I., Drouineau, H., Durif, C. M. F., Evans, D., French, A., Gollock, M., Janiak, K., Leone, C., Pedersen, M. I., Pohlmann, J.-D., Poole, R., Sapoundis, A., & Walker, A. (2020). Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES Scientific Reports., b. <https://doi.org/doi.org/10.17895>
- IPCC. (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Jacoby, D. M. P., Casselman, J. M., Crook, V., DeLucia, M.-B., Ahn, H., Kaifu, K., Kurwie, T., Sasal, P., Silfvergrip, A. M. C., Smith, K. G., Uchida, K., Walker, A. M., & Gollock, M. J. (2015). Synergistic patterns of threat and the challenges facing global anguillid eel conservation. *Global Ecology and Conservation*, 4, 321–333. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.07.009>
- Jellyman, D. J. (1997). Variability in growth rates of freshwater eels (*Anguilla* spp.) in New Zealand. *Ecology of Freshwater Fish*, 6(2), 108–115. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00151.x>
- Jellyman, D. J., & TODD, P. R. (1998). Why are migrating male shortfinned eels (*Anguilla australis*) in Lake Ellesmere, New Zealand, getting smaller but not younger? *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 349, 141–152. <https://doi.org/10.1051/kmae:1998039>
- Jessop, B. M. (2010). Geographic effects on American eel (*Anguilla rostrata*) life history characteristics and strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(2), 326–346. <https://doi.org/10.1139/F09-189>
- Jessop, B., Shiao, J., Iizuka, Y., & Tzeng, W. (2002). Migratory behaviour and habitat use by American eels *Anguilla rostrata* as revealed by otolith microchemistry. *Marine Ecology Progress Series*, 233, 217–229. <https://doi.org/10.3354/meps233217>
- Joly, P. (2009). Chapitre 6-Éthologie appliquée à la fragmentation des habitats. *Synthèses*.
- Kammann, U., Brinkmann, M., Freese, M., Pohlmann, J.-D., Stoffels, S., Hollert, H., & Hanel, R. (2014). PAH metabolites, GST and EROD in European eel (*Anguilla anguilla*) as possible indicators for eel habitat quality in German rivers. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2519–2530. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2121-z>

- Katz, J., Moyle, P. B., Quiñones, R. M., Israel, J., & Purdy, S. (2013). Impending extinction of salmon, steelhead, and trout (*Salmonidae*) in California. *Environmental Biology of Fishes*, 96, 1169–1186.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, É., & Allardi, J. (2011). *Les poissons d'eau douce de France. Biotope*.
- Keith P., Poulet N., Denys G., Changeux T., Feunteun E., & Persat H. (2020). *Les poissons d'eau douce de France. 2nde édition. Biotope Edition. Mèze ; Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris (Collection Inventaires et Biodiversité), 704.*
- Kettle, A., & Haines, K. (2006). How does the European eel (*Anguilla anguilla*) retain its population structure during its larval migration across the North Atlantic Ocean? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:90-106.
- Kettle, A. J., Asbjørn Vøllestad, L., & Wibig, J. (2011). Where once the eel and the elephant were together: decline of the European eel because of changing hydrology in southwest Europe and northwest Africa? *Fish and Fisheries*, 12(4), 380–411. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00400.x>
- Kettle, A. J., Bakker, D. C. E., & Haines, K. (2008). Impact of the North Atlantic Oscillation on the trans-Atlantic migrations of the European eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Geophysical Research*, 113(a). <https://doi.org/10.1029/2007JG000589>
- Kirk, R., Kennedy, C., & Lewis, J. (2000). Effect of salinity on hatching, survival and infectivity of *Anguillicola crassus* (Nematoda:Dracunculoidea) larvae. *Diseases of Aquatic Organisms*, 40, 211–218. <https://doi.org/10.3354/dao040211>
- Kirk, R. S. (2003). The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology*, 10(6), 385–394. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2003.00355.x>
- Knights, B. (1987). Agonistic behaviour and growth in the European eel, *Anguilla anguilla* L., in relation to warm-water aquaculture. *Journal of Fish Biology*, 31(2), 265–276.
- Knights, B. (2003). A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of The Total Environment*, 310(1–3), 237–244. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00644-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00644-7)
- Køie, M., (1988). Parasites in European eel *Anguilla Anguilla* (L.) from danish freshwater brackishand marine localities. *Ophelia* 29: 93–118.
- Krueger, W. H., & Oliveira, K. (1999). Evidence for Environmental Sex Determination in the American eel, *Anguilla rostrata*. *Environmental Biology of Fishes*, 55(4), 381–389. <https://doi.org/10.1023/A:1007575600789>
- Lachambre, M., & Fisson, C. (2007). *La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Étude réalisée par le GIP Seine-Aval, 110p., fiches substances, atlas des sources et atlas de la contamination.*
- Laffaille, P., Acou, A., Guillouët, J., Mounaix, B., & Legault, A. (2006). Patterns of silver eel (*Anguilla anguilla* L.) sex ratio in a catchment. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(4), 583–588. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00195.x>
- 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*, 24(3), 642–651.
- Laffaille, P., Briand, C. F., Lafage, D., & Lasne, E. (2005). Point sampling the abundance of European eel (*Anguilla anguilla*) in freshwater areas. *Archiv Für Hydrobiologie*, 162(1), 91–98. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0162-0091>
- Laffaille, P., Feunteun, E., Acou, A., & Lefeuvre, J. C. (2000). Role of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the transfer of organic matter between marine and freshwater systems.

- Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(1), 616-619.
- Laffaille, P., Feunteun, E., Baisez, A., Robinet, T., Acou, A., Legault, A., & Lek, S. (2003). Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(4), 254–264.
- Lamothe, P. J., Gallagher, M., Chivers, D. P., & Moring, J. R. (2000). Homing and movement of yellow-phase American eels in freshwater ponds. *Environmental Biology of Fishes*, 58, 393–399.
- Larinier, M. (2000). Dams in fish migration, p.1-23. In: Berkamp McCartney M, Dugan P, McNeely J, Acreman MG (eds.). *Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration*. Cape Town. 1–23.
- Larinier, M. (2001). Environmental issues, dams and fish migration. *FAO fisheries technical paper*, 419, 45-89.
- Larinier, M., & Travade, F. (2002). Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 364, 181–207.
- Larsson, P., Hamrin, S., & Okla, L. (1990). Fat content as a factor inducing migratory behavior in the eel (*Anguilla anguilla* L.) to the Sargasso Sea. *Naturwissenschaften*, 77(10), 488–490. <https://doi.org/10.1007/BF01135929>
- Lassalle, G., & Rochard, E. (2009). Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology*, 15(5), 1072–1089. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01794.x>
- Lavabre, J., & Fisson, C. (2013). Les habitats naturels de l'estuaire de la Seine Typologie et fonctions écologiques associées.
- Lecomte-Finiger, R. (1990). Métamorphose de l'anguille jaune en anguille argentée *Anguilla anguilla* L. et sa migration catadrome. *L'Année biologique*, 29(3), 183-194.
- Lecomte-Finiger, R. (1994). Contribution de l'otolithométrie à l'étude de la dynamique de la migration larvaire de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*). *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 335, 17–31.
- Lefebvre, F., Fazio, G., Mounaix, B., & Crivelli, A. J. (2013). Is the continental life of the European eel *Anguilla anguilla* affected by the parasitic invader *Anguillicoloides crassus*? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122916. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2916>
- Lemoine, J.-P. (2021). Dynamique morpho-sédimentaire de l'estuaire de la Seine rôle des dragages d'entretien. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03594107>
- Lesourd, S., Bessineton, C., Carpentier, A., Chouquet, B., Cuvilliez, A., Duhamel, S., Julve, P., Lecarpentier, T., Marion, C., & Morel, F. (2012). DEFHIS Dynamique des écosystèmes et fonctionnement hydromorphologique des filandres en Seine. *Rapport Seine-Aval*, 4, 59.
- Libois, R., & Rosoux, R., (1989). Ecologie de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Marais Poitevin 1. Etude de la consommation d'anguilles. *Vie Milieu* 3–4, 191–197.
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. (2009). Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, 59(11), 955–965. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.7>
- Linde, A. R., Arribas, P., Sanchez-Galan, S., & Garcia-Vazquez, E. (1996). Eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31(3), 297–302. <https://doi.org/10.1007/BF00212668>
- Lopes, A. R., Figueiredo, C., Sampaio, E., Diniz, M., Rosa, R., & Grilo, T. F. (2021). Impaired antioxidant defenses and DNA damage in the European glass eel (*Anguilla anguilla*) exposed

- to ocean warming and acidification. *Science of The Total Environment*, 774, 145499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145499>
- Maes, G. E., Raeymaekers, J. A. M., Pampoulie, C., Seynaeve, A., Goemans, G., Belpaire, C., & Volckaert, F. A. M. (2005). The catadromous European eel *Anguilla anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: Relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. *Aquatic Toxicology*, 73(1), 99–114. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.01.010>
- Marchalot, A., Rozanska, F., Boulard, L., Jean, P., & Gaudet, S. (2017). Recensement par ADNe sur le Mairais Vernier.
- Marion L, Feunteun E, Carpentier A., & Rigaud C. (2001). Feeding strategy modifications of Grey Herons (*Ardea cinerea* L.) in response to a major decline of preyed fish community biomass and diversity. *Verh. Int. Ver. Limnol (Arch Fur Hydrobiology)*., 21, 1–3.
- Mateo Santos, M. (2017). Réponses adaptatives des anguilles tempérées à l'hétérogénéité environnementale : mécanismes évolutifs, menaces liées au changement global et conséquences pour la conservation.
- McHugh, B., Poole, R., Corcoran, J., Anninou, P., Boyle, B., Joyce, E., Barry Foley, M., & McGovern, E. (2010). The occurrence of persistent chlorinated and brominated organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) in Irish waters. *Chemosphere*, 79(3), 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.029>
- MEEDM. (2018). Plan de gestion anguille de la France : rapport de mise en oeuvre. Article 9 du R(CE) n°1100/2007.
- MétéoFrance. (2023). Bilan climatique de l'année 2022.
- Miller, M. J., Bonhommeau, S., Munk, P., Castonguay, M., Hanel, R., & McCleave, J. D. (2015). A century of research on the larval distributions of the Atlantic eels: a re-examination of the data. *Biological Reviews*, 90(4), 1035–1064.
- Miller, M. J., Feunteun, E., & Tsukamoto, K. (2016). Did a “perfect storm” of oceanic changes and continental anthropogenic impacts cause northern hemisphere anguillid recruitment reductions? *ICES Journal of Marine Science*, 73(1), 43–56. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv063>
- Miller, M. J., Westerberg, H., Sparholt, H., Wysujack, K., Sørensen, S. R., Marohn, L., Jacobsen, M. W., Freese, M., Ayala, D. J., & Pohlmann, J.-D. (2019). Spawning by the European eel across 2000 km of the Sargasso Sea. *Biology Letters*, 15(4), 20180835.
- Milly, P. C. D., Dunne, K. A., & Vecchia, A. V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, 438(7066), 347–350. <https://doi.org/10.1038/nature04312>
- Molnár, K. , Székely, C. , & Perényi, M. . (1994). Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) infection in eels of Lake Balaton, Hungary. *Folia Parasitol. (Praha)*. 3, 193–202. Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) infection in eels of Lake Balaton, Hungary. *Folia Parasitol. (Praha)*. 3, 193–202. Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) infection in eels of Lake Balaton, Hungary. *Folia Parasitol. (Praha)*. 3, 193–202.
- Moriarty, C. (1986). Variations in elver abundance at European catching stations from 1938 to 1985. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 233–235.
- Moriarty, C. , & Dekker, W. . (1997). Management of European Eel. *Fish. Bull.* 15, 1–110.
- Morin, J., Duhamel, S., & De Roton, G. (2010). Poissons, habitats et ressources halieutiques : Cas de l'estuaire de la Seine Poissons, habitats, & ressources halieutiques : Cas de l'estuaire de la Seine.

- Morin, M. (2022). La protection de l'anguille européenne entre urgence et indifférence. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03787998>
- Morrison, W. E. , Secor, D. H. , & Piccoli, P. M. . (2003). Estuarine habitat use by Hudson River American eels as determined by otolith strontium:calcium ratios. *Am. Fish. Soc. Symp.* 2003, 87–99.
- Muchiut, S., Gallet, F., & Aubin, D. (2002). Principaux facteurs à prendre en compte pour une meilleure gestion de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*. AGLIA.
- Muntoni, M. (2020a). *Projet REPERE : Référentiel partagé sur les priorités de restauration des fonctionnalités des milieux estuariens de la vallée de Seine-Aval. Rapport d'étude du GIP Seine-Aval*, 94p.
- Muntoni, M. (2020b). *PROPOSE Potentialités de RestauratiOn des habitats clés pour les POissons dans l'estuaire de la SEine. Rapport d'étude du GIP Seine-Aval*, 83p.
- Neveu, T. (2021). *Suivi et estimation du recrutement de la Seine en Anguille européenne (Anguilla anguilla)*.
- Ohji, M., Harino, H., & Arai, T. (2006). Differences in organotin accumulation among ecological migratory types of the Japanese eel *Anguilla japonica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69(1–2), 270–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.04.015>
- Oliveira, K. (1999). Life history characteristics and strategies of the American eel, *Anguilla rostrata*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(5), 795–802. <https://doi.org/10.1139/f99-001>
- Oliveira, K. (2001). Regional variation and the effect of lake:river area on sex distribution of American eels. *Journal of Fish Biology*, 58(4), 943–952. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2000.1503>
- Oliveira, K., & McCleave, J. D. (2000). Variation in Population and Life History Traits of the American Eel, *Anguilla rostrata*, in Four Rivers in Maine. *Environmental Biology of Fishes*, 59(2), 141–151. <https://doi.org/10.1023/A:1007631108201>
- ONEMA, & CEMAGREF. (2010). *Laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques Programme d'actions scientifiques et techniques*.
- Palstra, A. P., Heppener, D. F. M., van Ginneken, V. J. T., Székely, C., & van den Thillart, G. E. E. J. M. (2007). Swimming performance of silver eels is severely impaired by the swim-bladder parasite *Anguillicola crassus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 352(1), 244–256. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.08.003>
- Pankhurst, N. W., & Lythgoe, J. N. (1982). Structure and colour of the integument of the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology*, 21(3), 279–296. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1982.tb02833.x>
- Pankhurst, N. W., & Lythgoe, J. N. (1983). Changes in vision and olfaction during sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology*, 23(2), 229–240. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1983.tb02898.x>
- Pannetier, P., Caron, A., Campbell, P. G. C., Pierron, F., Baudrimont, M., & Couture, P. (2016). A comparison of metal concentrations in the tissues of yellow American eel (*Anguilla rostrata*) and European eel (*Anguilla anguilla*). *Science of The Total Environment*, 569–570, 1435–1445. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.232>
- Pasquaud, S., Pillet, M., David, V., Sautour, B., & Elie, P. (2010). Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(2), 237–246.
- Passakas, T., & Tesch, F.-W. (1980). Karyological and gonadal sex of eels (*Anguilla anguilla*) from the German Bight and the lower River Elbe. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 34(2), 159–164. <https://doi.org/10.1007/BF01984037>
- Pellegrin, T. (2012). *Premières approches visant à quantifier la mortalité par prédation chez la civelle en pied d'ouvrage hydraulique. In 2012*.

- Perret, E. (2019). *Suivi et estimation du recrutement de la Seine en Anguille européenne.*
- Peters, G. , & Hartmann, F. (1986). *Anguillicola, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel populations in Europe. Diseases of aquatic organisms, 1(3), 229-230.*
- PGA. (2007). *PLAN DE GESTION ANGUILLE DE LA FRANCE.*
- PGA. (2018). *PLAN DE GESTION ANGUILLE DE LA FRANCE.*
- Pierron, F., Baudrimont, M., Dufour, S., Elie, P., Bossy, A., Baloché, S., Mesmer-Dudons, N., Gonzalez, P., Bourdineaud, J.-P., & Massabuau, J.-C. (2008). *How Cadmium Could Compromise the Completion of the European Eel's Reproductive Migration. Environmental Science & Technology, 42(12), 4607–4612. <https://doi.org/10.1021/es703127c>*
- Pierron, F., Bureau du Colombier, S., Moffett, A., Caron, A., Peluhet, L., Daffe, G., Lambert, P., Elie, P., Labadie, P., Budzinski, H., Dufour, S., Couture, P., & Baudrimont, M. (2014). *Abnormal Ovarian DNA Methylation Programming during Gonad Maturation in Wild Contaminated Fish. Environmental Science & Technology, 48(19), 11688–11695. <https://doi.org/10.1021/es503712c>*
- Pirazzoli, P. A. (2007). *Données pour dimensionnement des Structures côtières et des Ouvrages de Bord de mer à Longue Echéance. Projet DISCOBOLE, Rapport Final, CNRS, Laboratoire de Géographie Physique (UMR n 8591), Meudon.*
- Podda, C., Palmas, F., Pusceddu, A., & Sabatini, A. (2022). *Hard times for catadromous fish: the case of the European eel *Anguilla anguilla* (L. 1758).*
- Poole, W. R., Reynolds, J. D., & Moriarty, C. (1990). *Observations on the Silver Eel Migrations of the Burrishoole River System, Ireland, 1959 to 1988. Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie, 75(6), 807–815. <https://doi.org/10.1002/iroh.19900750621>*
- Postel, S., & Richter, B. (2003). *Rivers for life: managing water for people and nature. Island press.*
- Postel, S., & Richter, B. (2012). *Rivers for life: managing water for people and nature. Island press.*
- Privitera, L., Aarestrup, K., & Moore, A. (2014). *Impact of a short-term exposure to tributyl phosphate on morphology, physiology and migratory behaviour of European eels during the transition from freshwater to the marine environment. Ecology of Freshwater Fish, 23(2), 171–180. <https://doi.org/10.1111/eff.12043>*
- ProFish, & CEREMA. (2016). *IMPACT A LA DÉVALAISON DE L'ANGUILLE DES CENTRALES HYDROÉLECTRIQUES DE GRANDE CAPACITÉ DE L'AVAL DE LA SEINE Rapport de synthèse Cerema Normandie-Centre.*
- Prouzet, P. (2003). *Etude sur la civelle (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de l'Adour : Pêche, biologie, comportement, modélisations hydrodynamique et comportementale, estimations des flux de civelles en estuaire. Rapp. Institution Adour-Ifrémer-UPPA.*
- Prouzet, P. , Lazure, P. , Amara, M. R. , Capatina, D. , Trujillo, D. , Puiseux, P. , & Barracou, D. (2002). *Historique des captures de civelles, intensité actuelle de leur exploitation, variation de leur capturabilité par la pêche professionnelle maritime et indices de colonisation sur le bassin versant de l'Adour (Doctoral dissertation, irstea).*
- Raeymaekers, J. A. M., Maes, G. E., Geldof, S., Hontis, I., Nackaerts, K., & Volckaert, F. A. M. (2008). *Modeling genetic connectivity in sticklebacks as a guideline for river restoration. Evolutionary Applications, 1(3), 475–488. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2008.00019.x>*
- Reckordt, M., Ubl, C., Wagner, C., Frankowski, J., & Dorow, M. (2014). *Downstream migration dynamics of female and male silver eels (*Anguilla anguilla* L.) in the regulated German lowland Warnow River. Ecology of Freshwater Fish, 23(1), 7–20. <https://doi.org/10.1111/eff.12080>*
- Richards, J. L., Sheng, V., Yi, C. W., Ying, C. L., Ting, N. S., Sadovy, Y., & Baker, D. (2020). *Prevalence of critically endangered European eel (*Anguilla anguilla*) in Hong Kong supermarkets. Science Advances, 6(10). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay0317>*

- Riemann, L., Alfredsson, H., Hansen, M. M., Als, T. D., Nielsen, T. G., Munk, P., Aarestrup, K., Maes, G. E., Sparholt, H., Petersen, M. I., Bachler, M., & Castonguay, M. (2010). Qualitative assessment of the diet of European eel larvae in the Sargasso Sea resolved by DNA barcoding. *Biology Letters*, 6(6), 819–822. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0411>
- Rigaud, C., Couillard, C. M., Pellerin, J., Légaré, B., Byer, J. D., Alae, M., Lebeuf, M., Casselman, J. M., & Hodson, P. V. (2016). Temporal variations in embryotoxicity of Lake Ontario American eel (*Anguilla rostrata*) extracts to developing *Fundulus heteroclitus*. *Science of The Total Environment*, 541, 765–775. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.049>
- Righton, D., Westerberg, H., Feunteun, E., Økland, F., Gargan, P., Amilhat, E., Metcalfe, J., Lobon-Cervia, J., Sjöberg, N., Simon, J., Acou, A., Vedor, M., Walker, A., Trancart, T., Brämick, U., & Aarestrup, K. (2016). Empirical observations of the spawning migration of European eels: The long and dangerous road to the Sargasso Sea. *Science Advances*, 2(10). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501694>
- RNNES. (2013). Approche transversale de l'ichtyofaune de la RNNES - phase 2 89.
- RNNES. (2018). TOME I : DIAGNOSTIC 4 ème Plan de gestion de la réserve naturelle nationale de l'estuaire de la Seine.
- RNNES, Duhamel, S., BONHOMME, E., DESOLDT, A., Hanin, C., MORVAN, E., PAVKOVIC, M., PERREIN, I., & REY, M. (2022). Réserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de la Seine Opération CS 22 : Suivi de l'ichtyofaune.
- Robinet, T. T., & Feunteun, E. E. (2002). Sublethal effects of exposure to chemical compounds: A cause for the decline in Atlantic eels? *Ecotoxicology*, 11(4), 265–277. <https://doi.org/10.1023/A:1016352305382>
- Rochard, E., Le Pichon, C., Budzinski, H., Cochot, J., & Duhamel, S. (2012). Rapport Seine-Aval 4 THALASSOTOK Colonisation et utilisation des habitats estuariens par les poissons migrateurs thalassotoques. Approche comparative Seine-Gironde. <http://www.seine-aval.fr>
- Roncarati, A., Melotti, P., Mordenti, O., & Gennari, L. (1997). Influence of stocking density of European eel (*Anguilla anguilla*, L.) elvers on sex differentiation and zootechnical performances. *Journal of Applied Ichthyology*, 13(3), 131–136. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1997.tb00112.x>
- Rosell, R., Evans, D., & Allen, M. (2005). The eel fishery in Lough Neagh, Northern Ireland - an example of sustainable management? *Fisheries Management and Ecology*, 12(6), 377–385. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2005.00464.x>
- Rosenberg, D. M. , McCully, P. , & Pringle, C. M. . (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *Bioscience*. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0746:GSEEOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0746:GSEEOH]2.0.CO;2).
- Rousseau, K., Aroua, S., Schmitz, M., Elie, P., & Dufour, S. (2009). Silvering: Metamorphosis or Puberty? In *Spawning Migration of the European Eel* (pp. 39–63). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9095-0_3
- Rozanska, F. (2010). Evaluation de l'état de la population d'anguilles sur les réseaux hydrauliques du lit majeur de la Seine.
- Rozanska, F. (2015a). Evaluation de la population piscicole de la Grand'Mare et de ses annexes hydrauliques.
- Rozanska, F. (2015b). Evaluation de la population piscicole de l'Austreberthe et du Saffimbec.
- Rozanska, F. (2015c). Evaluation de la population piscicole sur l'aval de la Fontenelle et sur le ruisseau du Perroy.
- Rozanska, F. (2017). Evaluation de la population piscicole du marais de Cressenval.

- Rozanska, F. (2018a). *Etude de faisabilité portant sur la restauration de la continuité écologique du Canal Saint Aubin (Quillebeuf sur Seine / Saint Aubin sur Quillebeuf) Etude préalable-missions 3 et 4 Informations qualité Contrôle qualité.*
- Rozanska, F. (2018b). *Evaluation de la population piscicole de la Fontenelle.*
- Rozanska, F. (2018c). *Evaluation de la population piscicole de l'Ambion et de la Sainte Gertrude.*
- Rozanska, F. (2020a). *Evaluation de la population piscicole de la Grand'Mare et de ses annexes hydrauliques DECEMBRE 2019.*
- Rozanska, F. (2020b). *Evaluation de la population piscicole des Sources Bleues à Aizier.*
- Saglio, Ph., Escaffre, A. M., & Blanc, J. M. (1988). Structural characteristics of the epidermal mucosa in yellow and silver European eel, *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology*, 32(4), 505–514. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05390.x>
- Sanson, G. . (2008). *Inventaire du réseau hydraulique de la Boucle du Trait-Yainville - Fonctionnement et patrimoine naturel.*
- SAUVAGET, B., FATIN, D., & BRIAND, C. (2003). CONTAMINATION PAR ANGUILLICOLA CRASSUS DE CINQ POPULATIONS D'ANGUILLES (ANGUILLA ANGUILLA) DU LITTORAL DE BRETAGNE SUD (FRANCE). *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 368, 21–26. <https://doi.org/10.1051/kmae:2003033>
- Schmidt, J. (1925). The breeding places of the eel. *Smithson Inst Ann Rep*, 1924, 279–316.
- Seinormigr. (2015). *L'anguille en Seine n°1.*
- Seinormigr. (2016). *L'anguille en Seine n°2.*
- Seinormigr. (2021a). *Bulletin des migrants 2021.*
- Seinormigr. (2021b). *Programme de monitoring du plan de gestion anguilles français.* www.seinormigr.fr
- Seinormigr. (2022). *Etat de populations de poissons migrants en Normandie.*
- Sinha, V. R. P., & Jones, J. W. (1967). On the food of the freshwater eels and their feeding relationship with the salmonids. *Journal of Zoology*, 153(1), 119–137.
- Sirost, O., & Féménias, D. (2012). *Les usages récréatifs de l'estuaire de la Seine. Projet Seine-Aval 4*, 131p.
- Sirost, O., Féménias, D., L'Aoustet, O., & Niel, A. (2008). *Activités nautiques formelles et informelles en Seine – Radiographie des usages ludiques de l'eau et des représentations liées au milieu. Rapport scientifique Seine-Aval 3*, 170p.
- Sirost, O., Melin, H., Gilles, S., Lecoœur, M., & Bouillon, D. (2012). *Les enfants du fleuve. Paysages vécus et paysages perçus dans l'estuaire de la Seine. Projet Seine-Aval 4*, 223p.
- Sola, L., Gentili, G., & Cataudella, S. (1980). Eel Chromosomes: Cytotaxonomical Interrelationships and Sex Chromosomes. *Copeia*, 1980(4), 911. <https://doi.org/10.2307/1444485>
- Svedang, H., & Wickstrom, H. (1997). Low fat contents in female silver eels: indications of insufficient energetic stores for migration and gonadal development. *Journal of Fish Biology*, 50(3), 475–486. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01943.x>
- Teichert, N., Bourillon, B., Suzuki, K., Acou, A., Carpentier, A., Kuroki, M., Righton, D., Trancart, T., Virag, L.-S., Walker, A., Otake, T., & Feunteun, E. (2023). Biogeographical snapshot of life-history traits of European silver eels: insights from otolith microchemistry. *Aquatic Sciences*, 85(2), 39. <https://doi.org/10.1007/s00027-023-00940-4>
- Teichert, N., Lizé, A., Tabouret, H., Gérard, C., Bareille, G., Acou, A., Carpentier, A., Trancart, T., Virag, L. S., Robin, E., Druet, M., Prod'Homme, J., & Feunteun, E. (2022). A multi-approach study to reveal eel life-history traits in an obstructed catchment before dam removal. *Hydrobiologia*, 849(8), 1885–1903. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04833-9>
- Tesch, F. W. (2003). *The eel*, 408 pp. Oxford, UK: Blackwell Science.

- Tesch FW. (1977). *The eel. Biology and management of anguillid eels*. Chapman & Hall, London: 370 pp.
- Thibault, I., Dodson, J., Caron, F., Tzeng, W., Iizuka, Y., & Shiao, J. (2007). Facultative catadromy in American eels: testing the conditional strategy hypothesis. *Marine Ecology Progress Series*, 344, 219–229. <https://doi.org/10.3354/meps06944>
- Trancart, T., Acou, A., De Oliveira, E., & Feunteun, E. (2013). Forecasting animal migration using SARIMAX: an efficient means of reducing silver eel mortality caused by turbines. *Endangered Species Research*, 21(2), 181–190. <https://doi.org/10.3354/esr00517>
- Trancart, T., Carpentier, A., Acou, A., Charrier, F., Mazel, V., Danet, V., & Feunteun, É. (2020). When “safe” dams kill: Analyzing combination of impacts of overflow dams on the migration of silver eels. *Ecological Engineering*, 145, 105741. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105741>
- Trancart, T., Teichert, N., Lamoureux, J., Gharnit, E., Acou, A., De Oliveira, E., Roy, R., & Feunteun, E. (2022). A possible strong impact of tidal power plant on silver eels’ migration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 278, 108116.
- Tsukamoto, K., & Aoyama, J. (1998). Evolution of freshwater eels of the genus *Anguilla*: a probable scenario. *Environmental Biology of Fishes*, 52(1–3), 139–148. <https://doi.org/10.1023/A:1007427724175>
- Tsukamoto, K., & Arai, T. (2001). Facultative catadromy of the eel *Anguilla japonica* between freshwater and seawater habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 220, 265–276. <https://doi.org/10.3354/meps220265>
- Tzeng, W. N., Iizuka, Y., Shiao, J. C., Yamada, Y., & Oka, H. P. (2003). Identification and growth rates comparison of divergent migratory contingents of Japanese eel (*Anguilla japonica*). *Aquaculture*, 216(1-4), 77-86.
- Tzeng, W. N., Wang, C. H., Wickström, H., & Reizenstein, M. (2000). Occurrence of the semi-catadromous European eel *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Marine Biology*, 137, 93-98.
- UICN. (2019). *Union internationale pour la conservation de la nature rapport annuel 2019*.
- Van Ginneken, V. J. T., & van den Thillart, G. E. E. J. M. (2000). Eel fat stores are enough to reach the Sargasso. *Nature*, 403(6766), 156–157. <https://doi.org/10.1038/35003110>
- Vélez-Espino, L. A., & Koops, M. A. (2010). A synthesis of the ecological processes influencing variation in life history and movement patterns of American eel: towards a global assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20(2), 163–186. <https://doi.org/10.1007/s11160-009-9127-0>
- Verreault, G., Mingelbier, M., & Dumont, P. (2012). Spawning migration of American eel *Anguilla rostrata* from pristine (1843-1872) to contemporary (1963-1990) periods in the St Lawrence Estuary, Canada. *Journal of Fish Biology*, 81(2), 387–407. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03366.x>
- Vollestad, L. A. (1992). Geographic Variation in Age and Length at Metamorphosis of Maturing European Eel: Environmental Effects and Phenotypic Plasticity. *The Journal of Animal Ecology*, 61(1), 41. <https://doi.org/10.2307/5507>
- Vollestad, L. A., & Jonsson, B. (1988). A 13-Year Study of the Population Dynamics and Growth of the European Eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian River: Evidence for Density-Dependent Mortality, and Development of a Model for Predicting Yield. *The Journal of Animal Ecology*, 57(3), 983. <https://doi.org/10.2307/5106>
- Vollestad, L. A., Jonsson, B., Hvidsten, N. A., Næsje, T. F., Haraldstad, Ø., & Ruud-Hansen, J. (1986). Environmental Factors Regulating the Seaward Migration of European Silver Eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(10), 1909–1916. <https://doi.org/10.1139/f86-236>

- Wahlberg, M., Westerberg, H., Aarestrup, K., Feunteun, E., Gargan, P., & Righton, D. (2014). Evidence of marine mammal predation of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) on its marine migration. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 86, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2014.01.003>
- Wang, C. H., & Tzeng, W. N. (2000). The timing of metamorphosis and growth rates of American and European eel leptocephali: A mechanism of larval segregative migration. *Fisheries Research*, 46(1–3), 191–205.
- Wang, C.-H., & Tzeng, W.-N. (1998). Interpretation of geographic variation in size of American eel *Anguilla rostrata* elvers on the Atlantic coast of North America using their life history and otolith ageing. *Marine Ecology Progress Series*, 168, 35–43.
- Westerberg, H. (1979). Counter-current orientation in the migration of the European eel. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 174, 134–143.
- Wiberg, U. H. (1983). Sex determination in the European eel (&i>Anguilla anguilla, &/i>L.). *Cytogenetic and Genome Research*, 36(4), 589–598. <https://doi.org/10.1159/000131981>
- Wickins, J. F. (1985). Growth variability in individually confined elvers, *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology*, 27(4), 469–478. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1985.tb03194.x>
- Wickstrom, H., Westin, L., & Clevestam, P. (1996). The biological and economic yield from a long-term eel-stocking experiment. *Ecology of Freshwater Fish*, 5(3), 140–147. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1996.tb00046.x>
- Winter, H. V., Jansen, H. M., & Bruijs, M. C. M. (2006). Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 221–228. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00154.x>
- Wofford, J. E. B., Gresswell, R. E., & Banks, M. A. (2005). Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. *Ecological Applications*, 15(2), 628–637.
- Wright, R. M., Piper, A. T., Aarestrup, K., Azevedo, J. M. N., Cowan, G., Don, A., Gollock, M., Rodriguez Ramallo, S., Velterop, R., Walker, A., Westerberg, H., & Righton, D. (2022). First direct evidence of adult European eels migrating to their breeding place in the Sargasso Sea. *Scientific Reports*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-19248-8>
- Würtz, J., & Taraschewski, H. (2000). Histopathological changes in the swimbladder wall of the European eel *Anguilla anguilla* due to infections with *Anguillicola crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 39, 121–134. <https://doi.org/10.3354/dao039121>
- Yang, H.-N., & Chen, H.-C. (1996). Uptake and Elimination of Cadmium by Japanese Eel, *Anguilla japonica*, at Various Temperatures. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 56(4), 670–676. <https://doi.org/10.1007/s001289900098>
- Yokouchi, K., Daverat, F., Miller, M. J., Fukuda, N., Sudo, R., Tsukamoto, K., Elie, P., & Poole, W. R. (2018). Growth potential can affect timing of maturity in a long-lived semelparous fish. *Biology Letters*, 14(7), 20180269. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0269>



POUR PLUS D'INFORMATIONS SUR LE GIP SEINE-AVAL

www.seine-aval.fr

CONTACT

GIP 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 :

Olivry M., Teichert N., Trancart T., Carpentier A., Acou A., Muntoni M., Bacq N. et Feunteun E. (2023). Renforcement des connaissances sur l'anguille Européenne au service de la restauration des habitats de l'Estuaire de La Seine. Rapport d'étude scientifique. MNHN, Station Marine de Dinard, GIP Seine-Aval. 99p.

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

Les membres financeurs du GIP Seine-Aval sont :

