



**HAL**  
open science

# Évaluation de la continuité écologique pour la truite de mer sur la Mauldre, un affluent de la Seine

Romain Guittet-Chaleux

► **To cite this version:**

Romain Guittet-Chaleux. Évaluation de la continuité écologique pour la truite de mer sur la Mauldre, un affluent de la Seine. Sciences de l'environnement. 2021. hal-04192909

**HAL Id: hal-04192909**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04192909>**

Submitted on 31 Aug 2023

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

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

M2 Biodiversité Ecologie Evolution (BEE)

Menu Ecologie de la Conservation (CONS)



Année universitaire : 2020-2021

Évaluation de la continuité écologique pour la truite  
de mer sur la Mauldre, un affluent de la Seine.

par Romain GUITTET-CHALEUX

Soutenu le 22 septembre 2021



Centre de recherche INRAE - Ile-de-France - Antony

Encadré par Marie-Line MERG

Février 2021 - Août 2021

## Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma reconnaissance envers Marie-Line Merg, ma maîtresse de stage, ingénieure de recherche à l'INRAE d'Antony, pour la confiance qu'elle m'a accordée. Je la remercie pour sa compréhension, sa disponibilité, son soutien et le savoir qu'elle m'a transmis.

Je remercie également Evelyne Talès, cheffe de l'équipe HEF, pour sa bienveillance et son accueil au sein de l'équipe.

Merci à Amandine Zahm pour sa gentillesse, son aide apportée sur le terrain et son talent de navigatrice sans pareil.

Je souhaite témoigner de ma profonde gratitude à Céline Le Pichon, Armand Michelot et toute l'équipe HEF, pour leur bonne humeur, pour l'intégration qu'ils m'ont réservée malgré les conditions de travail particulières, en raison de la crise sanitaire, et pour leur contribution de près ou de loin à la réussite de mon stage.

J'adresse des remerciements particuliers à tout le corps enseignant du Master BEE, grâce à qui j'ai pu acquérir de solides connaissances dans ce domaine qui me passionne qu'est l'écologie.

Enfin, je remercie très sincèrement Stéphane Bazot, responsable du Master BEE à l'Université Paris-Saclay, pour sa confiance, son accompagnement et son écoute.

## Sommaire

1. Introduction .....	2
2. Matériel et Méthodes.....	6
2.1. Site d'étude et espèce étudiée.....	6
2.2. Données nécessaires à la caractérisation de la continuité écologique.....	9
2.2.1. Identification des frayères potentielles sur le terrain .....	9
2.2.2. Inventaire des obstacles à l'écoulement.....	11
2.2.3. Caractérisation de la qualité physico-chimique de l'eau .....	12
2.3. Modélisation de la continuité écologique par l'approche du chemin de moindre coût (CMC).....	13
3. Résultats .....	16
3.1. Frayères potentielles .....	16
3.2. Obstacles à la continuité écologique .....	17
3.3. Physico-chimie de la Mauldre .....	20
3.4. Chemin de moindre coût.....	24
4. Discussion .....	27
Bibliographie.....	30
Annexes.....	32
Résumé.....	40
Abstract .....	41

## 1. Introduction

La biodiversité connaît aujourd'hui une régression mondiale, marquée par un rythme d'extinction des espèces animales et végétales, jusqu'à 1000 fois supérieur au taux d'extinction estimé à partir des traces fossiles (Reid *et al.*, 2005). Ceci est la conséquence directe des activités anthropiques croissantes (urbanisation, artificialisation des territoires, agriculture intensive, surexploitation de ressources), qui ont déstabilisé les équilibres naturels et fragmenter les habitats, isolant et fragilisant certaines populations (Maxwell *et al.*, 2016). A ces pressions viennent s'ajouter l'impact croissant du dérèglement climatique et des échanges mondiaux qui favorisent la propagation d'espèces envahissantes voire pathogènes, ce qui constitue un facteur de déséquilibre supplémentaire pour les écosystèmes (Maxwell *et al.*, 2016). Face à ces pressions anthropiques, les milieux aquatiques sont souvent en première ligne. Les écosystèmes aquatiques terrestres lotiques tels que les estuaires, les rivières et les fleuves sont des milieux complexes organisés en réseaux hydrographiques et isolés au sein de bassins versants (Chaput-

Bardy, 2008). Ils concentrent une très grande diversité d'habitats, d'espèces de poissons, de végétaux aquatiques et d'invertébrés.

Ces milieux fortement contraints sont donc particulièrement fragiles aux menaces anthropiques et vulnérables à la perte de continuité au sein du réseau. Une espèce de poissons d'eau douce sur cinq est aujourd'hui menacée en France (UICN, 2019). La continuité écologique qui a été ignorée pendant des décennies est aujourd'hui devenue un enjeu majeur pour le maintien de la biodiversité. En outre, sa restauration est un objectif premier dans la reconquête du bon état écologique des cours d'eau imposé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000). En milieu aquatique, la continuité écologique est définie comme la libre circulation des organismes vivants et la possibilité d'accéder aux habitats indispensables à la réalisation des cycles biologiques des organismes (repos, alimentation, reproduction). Elle correspond également au bon déroulement du transport naturel des sédiments (<https://ofb.gouv.fr/>).

Du fait de leur cycle biologique original, qui impose des déplacements de parfois plusieurs milliers de kilomètres entre le milieu marin et les cours d'eau douce (Keith & Allardi, 2001 ; Puissauve *et al.*, 2015), les poissons grands migrateurs constituent un groupe d'espèces particulièrement vulnérable à la fragmentation des rivières. Parmi ces espèces, les thalassotoques migrent vers la mer pour se reproduire (cas des anguilles) avant de retourner en rivière pour grandir (migration dite de dévalaison). Les potamotoques migrent vers les rivières pour se reproduire (migration dite de montaison) avant de retourner en mer pour grandir (cas des saumons, truites de mer et lamproies). En France, trois espèces de grands migrateurs sont en danger critique d'extinction (UICN, 2019): la grande alose, l'esturgeon européen et l'anguille d'Europe, et une espèce en danger d'extinction : la lamproie marine. Pour satisfaire les besoins écologiques de ces espèces à différentes périodes de l'année, il est donc essentiel de préserver ou de restaurer la continuité écologique des cours d'eau. Ces objectifs sont inscrits dans un cadre réglementaire défini par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006.

Historiquement le bassin de la Seine comptait 10 espèces de grands migrateurs (dont les quatre aujourd'hui menacées). L'aménagement du fleuve pour la navigation et les pollutions (rejets domestiques et industriels), ont fait fortement diminuer la richesse spécifique et certaines espèces ont disparu de la Seine pendant plusieurs décennies (Belliard *et al.*, 2018). La fragmentation de la Seine a donc mis en péril plusieurs espèces. Heureusement depuis les années 2000, les efforts menés pour améliorer la qualité de l'eau et la libre circulation des poissons a permis un retour progressif de certaines espèces (<https://www.seinormigr.fr/>). La protection de ces milieux aquatiques et la diminutions des pressions qui s'y exercent sont

essentielles. Il est donc impératif d'agir sur les principaux facteurs, responsables de l'altération des continuités écologiques, qui menacent la survie des espèces de poissons grands migrateurs:

1) La présence d'ouvrages transversaux (seuils, barrages, écluses et buses) est à l'origine d'une fragmentation des cours d'eau, pouvant ainsi limiter ou bloquer le déplacement longitudinal de certaines espèces (Bednarek, 2001 ; Perrin, 2018). En novembre 2020, plus de 100 000 ouvrages hydrauliques sont recensés dans le référentiel d'obstacles à l'écoulement (ROE) de l'Office français pour la biodiversité (OFB). La présence d'une chute artificielle parfois infranchissable, la succession de nombreux ouvrages à franchir, l'absence de lumière dans les buses, etc. ont pour conséquences: i) Un retard dans la migration. Certaines espèces comme les salmonidés grands migrateurs ont des fenêtres migratoires bien définies, alors même si le poisson parvient finalement à atteindre une frayère potentielle, la reproduction peut se révéler inefficace si l'arrivée est trop tardive. Les conditions environnementales ne seront plus propices à une bonne survie des œufs ou l'énergie dépensée par l'individu en migration aura entraîné un phénomène d'épuisement qui l'empêchera de défendre un territoire ou d'éviter la prédation. ii) Une reproduction forcée. À défaut de pouvoir passer l'obstacle, certaines espèces se reproduisent à l'aval des ouvrages, où l'habitat est souvent peu favorable à la survie et au développement des œufs. iii) Un abandon de reproduction, iv) Une mortalité par épuisement ou prédation (Thorstad *et al.*, 2005). En plus de l'effet évident des grands ouvrages bloquants, l'effet cumulé des obstacles franchissables, peut être tel que même si le poisson arrive sur son lieu de fraie, il ne sera pas en mesure de se reproduire du fait d'une fatigue trop importante (Steinbach, 2001). Les obstacles peuvent également entraîner une modification de l'hydrologie et de l'hydromorphologie des cours d'eau par effet de retenue jusqu'à plusieurs kilomètres en amont, ce qui engendre une banalisation des habitats. Il en résulte une perte de diversité d'habitats qui permettait de répondre aux exigences écologiques de différentes espèces (Le Pichon & Talès, 2014), mais aussi une désorientation des migrateurs qui remontent le courant pour accomplir leur cycle de vie.

2) Les modifications des régimes hydrologiques et sédimentaires par prélèvement (irrigation, alimentation en eau potable, etc.), peuvent entraîner une diminution des débits solides et liquides et peuvent impacter le déplacement des espèces de poissons (par aggravation des étiages) et leur habitats (par un manque de matériaux/substrat). Par exemple l'extraction intensive de granulats, dans les années 60 à 80, ont détruit un grand nombre de frayères d'alse et de lamproies marines (Larinier, 2001).

3) L'altération de la qualité physico-chimique du milieu, liée à l'agriculture intensive, à l'industrie et aux rejets d'eaux usées urbaines, peut être source de pollution (eutrophisation, métaux lourds, pesticides, etc.) et peut affaiblir les poissons, entraîner des maladies voire des mortalités et agir comme une barrière. Les conditions physico-chimiques et la qualité du milieu sont des facteurs essentiels dans le processus migratoire des espèces piscicoles. La température est un facteur clé du déclenchement de la migration par exemple, et l'oxygène un facteur de vie important. Certaines espèces comme les salmonidés exigent des milieux bien oxygénés (Tétard *et al.*, 2016). De surcroît, de trop fortes concentrations en nutriments (azote et phosphore) dans l'eau peuvent être responsables d'un phénomène d'eutrophisation, qui entraîne une baisse de l'oxygène dissous disponible. D'autres éléments tels que les nitrites sont toxiques pour les poissons (Williams & Eddy, 1989).

4) Le dérèglement climatique : l'aggravation des étiages peut augmenter la fragmentation des cours d'eau (assec et débit trop faible). Inversement, des phénomènes de crue rapide et intense, peuvent être dévastateurs (destruction d'habitats, entraînement des œufs, des juvéniles voire des adultes) (Lassalle *et al.*, 2008). La hausse des températures de l'eau peut être délétère pour certaines espèces (les salmonidés exigent des eaux fraîches inférieures à 20°C et l'oxygénation du milieu diminue avec l'augmentation de la température) (Lassalle *et al.*, 2008).

C'est dans ce contexte qu'est mené le projet CONSACRE (Continuité écologique de la Seine et intérêts des acteurs pour sa restauration), porté par le GIP-Seine Aval et coordonné par l'INRAE d'Antony. Le principal objectif du projet est de proposer des pistes d'actions sur les possibilités d'aménagements, afin d'assurer la préservation et la restauration des milieux aquatiques du bassin versant de la Seine, mais aussi, d'améliorer l'association de différents publics impliqués dans cette problématique. Le projet CONSACRE s'intéresse donc à la continuité écologique de la vallée de la Seine pour les poissons migrateurs et résidents qui y accomplissent leur cycle de vie (transit, croissance, alimentation). Pour cela, deux facteurs essentiels sont étudiés : la disponibilité en habitats fonctionnels et leur accessibilité (<https://consacre.inrae.fr/>).

La présente étude s'inscrit dans le cadre de ce projet et s'intéresse aux questions suivantes : Quelles sont les possibilités actuelles de migration de la truite de mer (*Salmo trutta* L.), le long d'une rivière affluente à la Seine : la Mauldre ? Et quelles sont les mesures envisageables pour améliorer l'accessibilité aux frayères pour cette espèce ? Le premier objectif sera donc d'estimer la disponibilité potentielle des frayères de truite de mer sur la Mauldre, via un inventaire prospectif de terrain. Le second objectif de l'étude visera à évaluer l'accessibilité

de ces zones de reproduction, par l'intermédiaire d'une modélisation de la continuité écologique. L'état actuel de la continuité écologique sera modélisé en fonction de la présence d'ouvrages hydrauliques sur le cours d'eau (barrières physiques) mais aussi en fonction de la qualité physico-chimique de l'eau (barrières physico-chimiques). Enfin plusieurs scénarios de gestion seront testés.

## 2. Matériel et Méthodes

### 2.1. Site d'étude et espèce étudiée

La rivière d'étude est la Mauldre, un affluent de la Seine situé en région Ile de France, dans le département des Yvelines. D'une longueur de 35 km, elle prend sa source à la Fontaine des Pères, puits de l'ancien monastère de Saint-Rémy-l'Honoré et conflue avec la Seine au niveau d'Epône (Figure 1). Ces principaux affluents le ru de Gally, le ru de Maldroit, le Lieutel et la Guyonne. Le débit moyen annuel (module) de la Mauldre est de 2,1 m<sup>3</sup>/s à Aulnay-sur-Mauldre et son bassin versant a une superficie de 403 km<sup>2</sup> (<https://www.mauldre.fr/>).

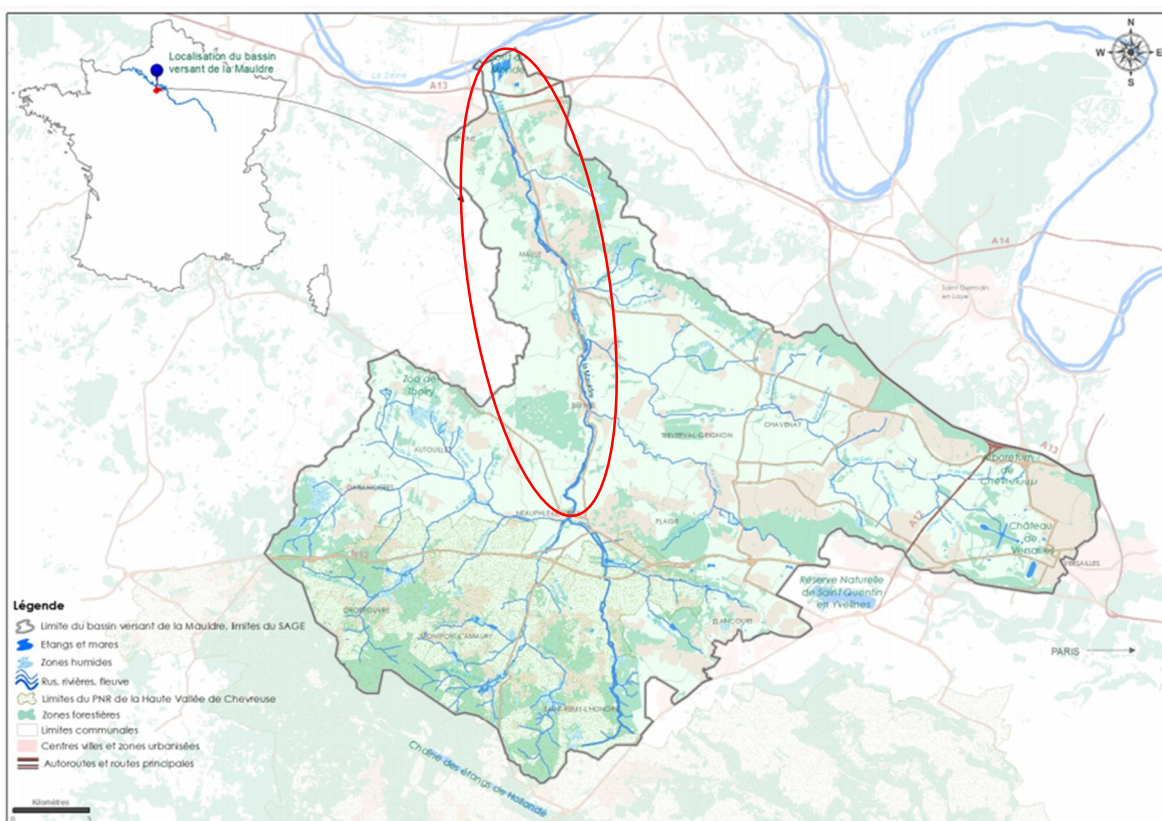


Figure 1 : Cartographie du Bassin Versant de la Mauldre réalisée par le COBAHMA. (source : <https://www.mauldre.fr/>). En rouge est entouré le linéaire prospecté, qui a fait l'objet de la modélisation.



Majoritairement recouvert par des zones agricoles, ce bassin versant est également caractérisé par une forte urbanisation avec 25% de sa surface occupée par des zones urbaines en 2008, d'après les données du Mode d'Occupation du Sol (MOS) de l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme (IAU) de la région Ile-de-France. Cette rivière est donc fortement anthropisée. Des actions de rectification du tracé naturel du cours d'eau ont été réalisées (suppression de méandres) et de nombreux ouvrages hydrauliques (seuils, clapets, vannes, etc.) y sont implantés (Dutremble *et al.*, 2017). Ces pressions impactent alors l'hydromorphologie du cours d'eau, sa qualité physico-chimique et par conséquent sa biocénose, notamment l'ichtyofaune.

La Mauldre est un cours d'eau de type salmonicole, dont l'espèce repère est la truite fario, un des trois écomorphes de la truite commune (*Salmo trutta* L.) (Keith & Allardi, 2001). La rivière héberge aussi une espèce de poissons grands migrateurs protégée : l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla* L.). Bien qu'elles n'aient pas été observées récemment, la Mauldre, pourrait accueillir d'autres espèces de grands migrateurs comme le saumon Atlantique (*Salmo salar* L.), la truite de mer (*Salmo trutta* L.), la lamproie marine (*Petromyzon marinus* L.) et la lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis* L.). En effet d'après les données de suivis réalisés par l'association SEINORMIGR, toutes les espèces de grands migrateurs citées sont présentes sur le territoire du bassin Seine-Normandie, notamment dans la Seine (voir carte [Annexe 1](#)).

Les salmonidés grands migrateurs, notamment la truite de mer et le saumon Atlantique, occupaient historiquement une grande partie du bassin de la Seine (Merg *et al.*, 2020). Néanmoins, au cours du XXème siècle, les aménagements sur la Seine, pour permettre la navigation (barrages-écluses, assèchement des marais, travaux d'endiguement, suppression des îles, etc.) et la dégradation de la qualité de l'eau, ont fortement impacté ces populations jusqu'à conduire à leur disparition dans les années 1970 (Belliard *et al.*, 2018). L'aménagement des ouvrages hydrauliques et l'amélioration de la qualité de l'eau ont permis depuis les années 2000, un retour progressif des salmonidés migrateurs dans la Seine, bien que leur population soit encore erratique (quelques centaines d'individus détectés au niveau du barrage de Poses depuis une dizaine d'années) (<https://www.seinormigr.fr/>). Ainsi, même si aucune donnée biologique ne permet d'affirmer la présence historique et actuelle de la truite de mer sur la Mauldre, ce cours d'eau pourrait donc potentiellement accueillir des individus de cette espèce.

La Mauldre est classée en liste 1 et 2 au titre de l'article L214-17 du Code de l'environnement, introduit par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 (SAGE Mauldre 2016). Ces listes établissent un classement des cours d'eau tenant compte des objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau. La liste 1 concerne les rivières à préserver. Elle impose de prévenir

la dégradation des milieux en interdisant la construction de nouveaux ouvrages hydrauliques. La liste 2 quant à elle, concerne les rivières à restaurer. Les obstacles à l'écoulement doivent alors être effacés ou aménagés, afin de permettre la libre circulation des sédiments et des êtres vivants. Dans ce contexte, le Comité du Bassin Hydrographique de la Mauldre et de ses Affluents (COBAHMA), structure porteuse du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) de la Mauldre, a pour objectif de restaurer la continuité écologique du cours d'eau, afin d'assurer la recolonisation de la rivière par les poissons grands migrateurs.

La truite de mer a été choisie comme cas d'étude pour modéliser la continuité écologique sur ce cours d'eau. Il s'agit de l'un des trois écomorphes de la truite commune, avec la truite de rivière ou truite fario et la truite de lac. Ces formes écologiques ne présentent pas de différences génétiques, mais résultent d'un fort degré de polymorphisme, lié à la grande capacité d'adaptation de l'espèce à son milieu (Keith & Allardi, 2001). A la naissance, les juvéniles des trois écotypes ne présentent aucune différence morphologique. Des mécanismes d'adaptation à l'eau de mer, appelés smoltification vont ensuite se mettre en place chez les individus de truite de mer. Ceci s'exprime par des changements physiologiques et morphologiques comme l'apparition d'une robe argentée et par des changements comportementaux comme la migration en bancs vers les eaux marines (Keith & Allardi, 2001 ; Puissauve *et al.*, 2015). La truite de mer est amphihaline et anadrome puisqu'elle accomplit son cycle de vie à la fois en eau douce et en eau salée. Elle grossit en mer et remonte les cours d'eau douces (fleuves, rivières, etc.), pour se reproduire et pondre ses œufs fécondés qui seront enfouis dans le substrat (Puissauve *et al.*, 2015). Les alevins se développeront alors un à deux ans en rivière, avant d'effectuer leur migration de dévalaison, pour poursuivre leur développement pendant trois mois à trois ans en mer, jusqu'à atteindre la maturité sexuelle (Keith & Allardi, 2001).

Sur le bassin de la Seine, les périodes de migration de la truite de mer, ont été identifiées à l'aide d'observations d'individus, réalisées au niveau de la passe à poissons du barrage de Poses sur la Seine. Deux périodes ont été identifiées (voir Figure 2). La première vague migratoire (environ 80% des migrateurs observés en 2018) a lieu entre fin mai et fin juillet, tandis que la deuxième vague (environ 20% des migrateurs observés en 2018) est plus tardive : entre fin septembre et fin novembre. Durant ces migrations de montaison, les individus adultes cherchent à rejoindre les zones de reproduction appelées frayères.

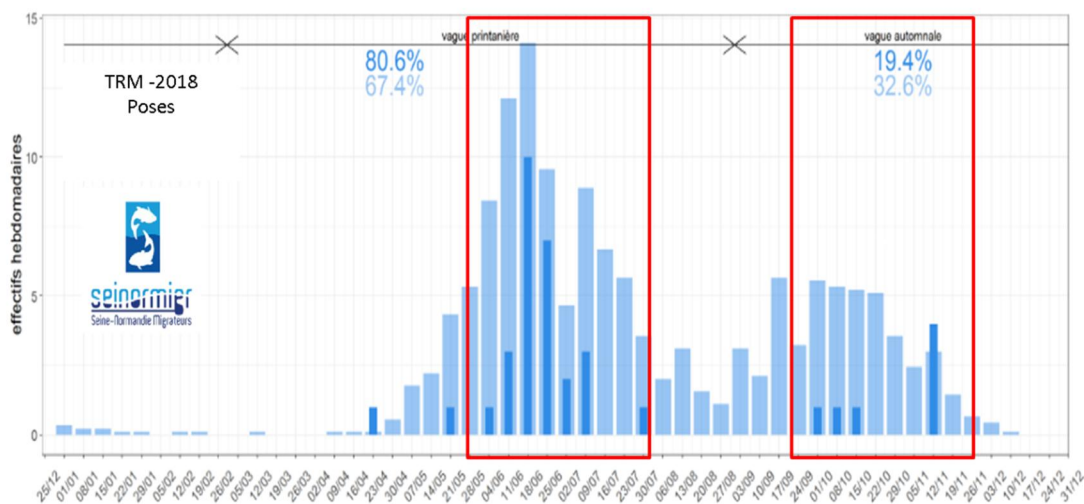


Figure 2 : Rythmes migratoires des truites de mer au barrage de Poses ayant servi à identifier les périodes de migration la truite de mer (modifiée à partir de Grall *et al.* (2018)).

Bien que le statut de conservation de l'espèce à l'échelle nationale soit identifié comme « Préoccupation Mineure » d'après la Liste Rouge de l'UICN, les tendances populationnelles sont au déclin (UICN, 2019). Ceci s'explique en grande partie par la dégradation des frayères et des zones de croissance des alevins, en lien avec les activités humaines, mais aussi par la présence d'obstacles à la migration, empêchant l'accès aux zones de frai (Keith & Allardi, 2001). Or la présence de truite de mer dans un cours d'eau est un indicateur de la bonne qualité de l'eau et du maintien de l'intégrité des habitats (Keith & Allardi, 2001). Ceci justifie donc le fort intérêt de cette espèce comme cible des projets de restauration de la continuité écologique des cours d'eau salmonicoles.

## 2.2. Données nécessaires à la caractérisation de la continuité écologique

### 2.2.1. Identification des frayères potentielles sur le terrain

Les frayères de truite de mer sont établies dans des milieux d'eau fraîche (<18°C), peu profonds, présentant une granulométrie moyennement grossière (0,6 à 5,4 cm de diamètre), et où la vitesse de courant est moyenne (> 10-20 cm/s) pour permettre la circulation d'eau dans le « nid » (Baglinière & Maisse, 1991 ; Puissauve *et al.*, 2015). Les faciès d'écoulement sont des portions de cours d'eau avec une certaine uniformité structurelle et fonctionnelle générale, sur le plan des vitesses, des hauteurs d'eau, de la granulométrie du substrat, de la pente du lit, de la ligne d'eau et des profils en travers (Malavoi & Souchon, 2002). Afin de caractériser l'hydrodynamie de la rivière, les faciès d'écoulement ont été utilisés comme proxy de la vitesse de courant. Les habitats favorables au frai, correspondent donc à des faciès de type « radier » ou « plat courant », et à un substrat de graviers ou de cailloux.

L'identification des frayères potentielles, a été réalisée grâce à un inventaire exhaustif sur le terrain, des faciès et substrats de la rivière. Le linéaire de la Mauldre a été prospecté en canoë-kayak sur 24 km depuis le pont de la RD11 à Neauphle-le-Vieux, jusqu'à la confluence avec la Seine au niveau d'Epône (voir [Figure 1](#)). Lors d'une séparation du cours d'eau en deux bras, seul le bras principal ayant un débit plus important a été prospecté. Ce travail de terrain a été préparé en amont avec le COBAHMA, pour identifier les zones de mise à l'eau de l'embarcation, et obtenir des informations sur la praticabilité du cours d'eau, et la localisation des propriétés privées à traverser.

Les faciès ont été déterminés visuellement à l'aide de la clé de détermination proposée par Malavoi & Souchon (2002) (voir Annexe 2). Cette clé de détermination empirique, basée sur une expérience d'expert est applicable pour les cours d'eau de 2 à 100 m de largeur. Elle permet de standardiser les observations. Les deux principales variables utilisées pour déterminer un faciès, sont la hauteur d'eau (en cm) et la vitesse du courant (en cm/s). Ces dernières résultent d'un compromis entre les critères récurrents de la littérature et les aspects pratiques liés au terrain (Malavoi & Souchon, 2002). La hauteur d'eau a été mesurée pour chaque faciès, à l'aide d'une perche graduée. La vitesse du courant quant à elle, a été calculée en mesurant le temps de parcours d'un flotteur sur une distance définie. Les faciès n'ont pas été décomposés en sous unités dans le plan longitudinal, ni dans le plan transversal, la Mauldre ayant une largeur inférieure à 20-30m. De surcroit, l'hydraulique du cours d'eau varie en fonction du débit le jour d'échantillonnage, c'est pourquoi il a été vérifié que les conditions de débit soient similaires entre les différents jours de terrain, et soient représentatives du débit moyen du cours d'eau, pendant les périodes de migration.

La granulométrie du substrat a été déterminée visuellement, en se basant sur l'échelle granulométrique de Wentworth, modifiée par Malavoi et Souchon (1989) (Malavoi & Souchon, 2002) (voir Annexe 3). Un gabarit pour l'évaluation granulométrique visuelle a été utilisé pour faciliter les observations. Seules les grandes classes de substrats ont été conservées (limons, sables, graviers, cailloux, pierres, blocs), puisque la granulométrie favorable à l'établissement des frayères de truite de mer, comprend les graviers fins et grossiers, et les cailloux fins et grossiers. Une distinction plus précise n'était donc pas nécessaire. Le substrat dominant est relevé pour chaque portion de linéaire et la présence de substrats accessoires est également notée. De plus, lors de cet inventaire de terrain, d'autres habitats, comme les embâcles pouvant servir d'abris, ont été enregistrés sous forme de données ponctuelles. L'ensemble des données a été inventorié sur le terrain à l'aide de l'application de cartographie OsmAnd.

Les faciès et substrats relevés sous forme de données ponctuelles, ont ensuite été transformés en données linéaires puis en polygone sous ArcGIS (version 10.8) afin d'obtenir une cartographie de ces variables. Le croisement des couches "substrats" et "faciès" a ainsi permis d'identifier les frayères potentielles sur la Mauldre. De plus la transformation sous forme de polygones servira à compiler l'ensemble des données très hétérogènes sous forme de raster pour modéliser la continuité écologique du cours d'eau (voir partie 2.3.).

### 2.2.2. Inventaire des obstacles à l'écoulement

Du fait de son caractère fortement anthropisé, la Mauldre présente de nombreux ouvrages hydrauliques faisant obstacles à la continuité écologique piscicole. Lors des relevés de terrain, 18 ouvrages ont été recensés sur les 24 km aval de la Mauldre prospectés. Les hauteurs de chute, les types d'ouvrages et les aménagements éventuels ont été compilés pour chaque ouvrage depuis les différentes bases de données (ROE, COBAHMA) car ces éléments communiquent une information importante quant à leur possibilité d'être franchi.

La capacité de franchissement des ouvrages en cours d'eau, par les principales espèces de poissons métropolitaines, peut être évaluée grâce à la méthode « ICE » (Informations sur la Continuité Ecologique), mise au point par l'Office Français pour la Biodiversité (OFB), anciennement ONEMA (Baudoin *et al.*, 2014). Cette méthode permet de diagnostiquer les éventuels impacts des ouvrages hydrauliques sur la libre circulation de l'ichtyofaune. L'ICE permet de classer, en fonction du groupe d'espèces considéré, les ouvrages en 4 classes : "Barrière franchissable" (ICE=1), "Barrière partielle à impact significatif" (ICE=0.66), "Barrière partielle à impact majeur" (ICE=0.33) et "Barrière totale" (ICE=0). Pour cela, les capacités physiques de déplacement des poissons sont comparées aux caractéristiques typologiques, géométriques et hydrauliques des ouvrages tels que la hauteur de chute de l'ouvrage, sa pente, sa longueur, les voies de passage, les hauteurs d'eau, etc.

En France, environ 5000 ouvrages ont, à ce jour, fait l'objet d'une évaluation ICE, soit environ 5% des ouvrages recensés dans le ROE. L'application de cette méthode est donc encore à ses prémices mais tend à se généraliser en France. La mise à disposition de ces données est actualisée régulièrement sur la plateforme Géobs gérée par l'OFB (<https://geobs.eaufrance.fr/>). Sur la Mauldre, les ouvrages n'ont pas encore fait l'objet de cette évaluation. A défaut de cette information, nous avons calculé une "pseudo-classe ICE" pour chaque ouvrage, en se basant sur les informations de hauteur de chute dont nous disposons, et en les comparant aux capacités de nage et de saut de la truite de mer. D'après la méthode ICE, la truite de mer appartient au

groupe d'espèces ayant les plus grandes capacités de franchissement d'obstacles par saut et/ou nage (Baudoin *et al.*, 2014) et sont capables de sauter des obstacles jusqu'à environ 2 mètres de hauteur si les conditions hydrauliques le permettent (voir Tableau 1). Ainsi, par exemple, un obstacle d'une hauteur de chute à l'étiage (basses eaux) de moins d'un mètre sera considéré comme étant une "Barrière franchissable à impact limité" (Pseudo-ICE=1).

**Tableau 1:** Classes « pseudo-ICE » de franchissabilité définies à partir des valeurs seuils des hauteurs de chute à l'étiage (en mètres) établies dans la méthode ICE (Baudoin *et al.*, 2014)

		Classes Pseudo-ICE			
Groupe d'espèces	Espèces	1 Barrière franchissable à impact limité	0.66 Barrière partielle à impact significatif	0.33 Barrière partielle à impact majeur	0 Barrière totale
1	Truite de mer (>50cm) (TRM) Saumon atlantique (SAT)	≤ 1m	] 1 - 1.5m]	] 1.5-2.5m]	>2.5m

Pour évaluer la pertinence de cette approche de "pseudo-ICE", nous avons calculé un pseudo-ICE pour chacun des 5000 ouvrages avec une classe ICE déjà renseigné. Les effectifs des différentes classes ont alors été comparés aux effectifs des classes ICE réelles de ces mêmes ouvrages. Nous avons alors testé s'il existait une différence significative de distribution entre ces deux facteurs, à l'aide d'un test de chi-deux d'homogénéité.

### 2.2.3. Caractérisation de la qualité physico-chimique de l'eau

Les données sur la qualité physico-chimique de l'eau pour la Mauldre, ont été extraites du modèle biogéochimique PyNuts-RiverStrahler, développé par l'UMR METIS de Sorbonne Université, sur le bassin de la Seine. Les simulations du modèle ont été effectuées sur la Mauldre entre 2010 et 2016, avec un pas de temps décadaire (résolution temporelle – tous les 10 jours). La résolution spatiale est quant à elle kilométrique. Les variables de qualité de l'eau, utilisées pour identifier les « obstacles chimiques », sont les concentrations en ammonium, nitrates et nitrites (en mgN/l), la concentration en phosphate (en mgP/l) et la concentration en dioxygène (en mgO<sub>2</sub>/l). Les données géoréférencées ont été récupérées au format linéaire sous ArcGIS (version 10.8), puis transformées en polygone (voir [Annexe 4](#)) pour pouvoir les

compiler aux autres données. Les concentrations moyennes de chaque paramètre pendant les deux périodes de migration de la truite de mer, ont été calculées pour chaque point kilométrique. Les concentrations maximales pour les variables NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub> ainsi que la concentration minimale en O<sub>2</sub> ont également été calculées. Pour pouvoir coloniser une rivière, la truite de mer a besoin d'une concentration en oxygène dissous dans l'eau, supérieure à 6mg/l (Keith & Allardi, 2001). Les valeurs obtenues pour l'oxygène ont donc été comparées à cette valeur seuil. Peu d'informations sur les tolérances de la truite de mer aux autres variables physico-chimiques étudiées, sont disponibles dans la littérature. Ainsi les seuils de bon état des cours d'eau, mentionné par l'arrêté du 27 juillet 2018, ont été utilisés comme valeurs limites, pour évaluer les éventuelles contraintes physico-chimiques (voir Tableau 2). Enfin, des données ponctuelles issues de stations de mesure sur la Mauldre ont été récupérées sur le site de la banque nationale des données sur la qualité des cours d'eau et des plans d'eau : Naïades (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>), afin de vérifier la cohérence avec les sorties du modèle PyNuts-RiverStrahler.

**Tableau 2:** Valeurs des limites du bon état des cours d'eau, pour les paramètres physico-chimiques étudiés (<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2018/7/27/TREL1819388A/jo/texte>).

<b>Variable physico-chimique</b>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /l)
<b>Limite classe d'état Bon</b>	0.5	0.5	50	0.3

### 2.3. Modélisation de la continuité écologique par l'approche du chemin de moindre coût (CMC)

Dans une optique de recolonisation de la Mauldre par la truite de mer, la connectivité actuelle aux frayères potentielles, a été étudiée grâce à une modélisation utilisant l'approche du chemin de moindre coût. Son objectif est d'identifier le chemin le moins coûteux, pour rejoindre les habitats de reproduction. Cette approche repose sur les hypothèses générales prévoyant que les poissons auront tendance à minimiser les coûts d'énergie pendant leur voyage (Giske *et al.*, 1998).

Pour cela, la première étape a été de générer un raster (ou matrice) de coût pour chaque variable (avec une résolution de 1m/pixel). A chaque pixel des rasters, un coefficient de résistance a été attribué. Ce coefficient traduit à la fois un effort, un coût énergétique de déplacement, un évitement comportemental et un risque de mortalité. Plus le coefficient R sera élevé (R>1), plus le parcours sera contraignant et difficile pour l'espèce (présence d'obstacles

infranchissables, pollution importante). Une résistance neutre ( $R=1$ ) traduira une absence de contrainte. Une résistance faible ( $R<1$ ) traduira une aide au parcours (le flot, des zones de repos sur le parcours, etc.). En pratique, des gammes de résistance peuvent être établies sur la base d'avis d'experts, de littérature sur l'utilisation des habitats, des expériences de radio-tracking ou de capture-marquage-recapture.

La distance maximale parcourue par l'espèce en période migratoire en France est de 892km (Merg *et al.*, 2020). Ainsi, la note de résistance donnée aux obstacles totalement infranchissables (classe 0 du pseudo-ICE) est de 900 000. Rencontrer l'obstacle équivaut énergétiquement, lors de la modélisation, à parcourir 900 000m. Les valeurs de résistances conférées aux autres classes ICE ont été définies arbitrairement. En effet, nous manquons d'informations pour affiner ces notes de résistances : l'effort à fournir est-il linéaire ? exponentiel ? Quelle est la capacité de récupération des individus ayant franchis un obstacle ? Les classes ICE 0.33, 0.66 et 1 se sont donc vu attribuer respectivement des résistances de 1000, 100 et 10. Disposant également de peu d'informations sur l'effet des pollutions physico-chimiques, sur la capacité de migration des truite de mer, des résistances arbitraires de 5 ont été définies, pour les paramètres  $NO_3$ ,  $NO_2$ , et  $PO_4$  lorsque le seuil de bon état écologique était dépassé. Parcourir une distance réelle de 1m en présence d'une pollution, revient à parcourir une distance de 5m énergétiquement parlant. Enfin pour le dioxygène, une résistance maximale de  $R=900\ 000$  a été défini pour les concentrations létales pour la truite de mer ( $\leq 3mgO_2/l$ ) et une résistance  $R=5$  est attribuée lorsque les valeurs du paramètre deviennent contraignantes ( $[3 ;6] mgO_2/l$ ). Les résistances attribuées aux faciès ont été définies en se basant sur la vitesse de nage des truite de mer. Les calculs présentés dans le tableau 3 proviennent du projet ANACONDHA réalisé sur la Seine (Le Pichon & Alp, 2018).

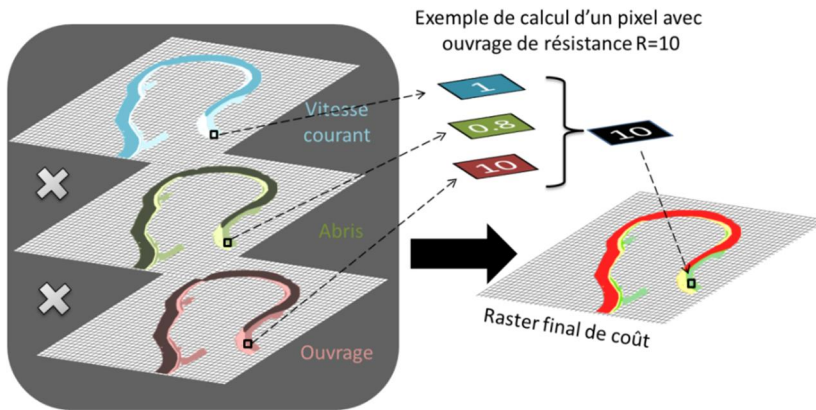
**Tableau 3 :** Formules issues du projet ANACONDHA, utilisées pour attribuer des notes de résistance aux principaux faciès rencontrés sur la Mauldre.

<b>Faciès</b>	Radier	Plat courant	Plat lenticque	Chenal lotique	Chenal lenticque	Mouille
<b>Résistance</b>	$\frac{VP}{(VP - 0.5)}$	$\frac{VP}{(VP - 0.3)}$	$\frac{VP}{(VP - 0.1)}$	$\frac{VP}{(VP - 0.3)}$	$\frac{VP}{(VP - 0.1)}$	$\frac{VP}{(VP - 0)}$

*VP est la vitesse de nage des poissons. Celle de la truite de mer est de 1.8 m/s (Baudoin et al., 2014).*

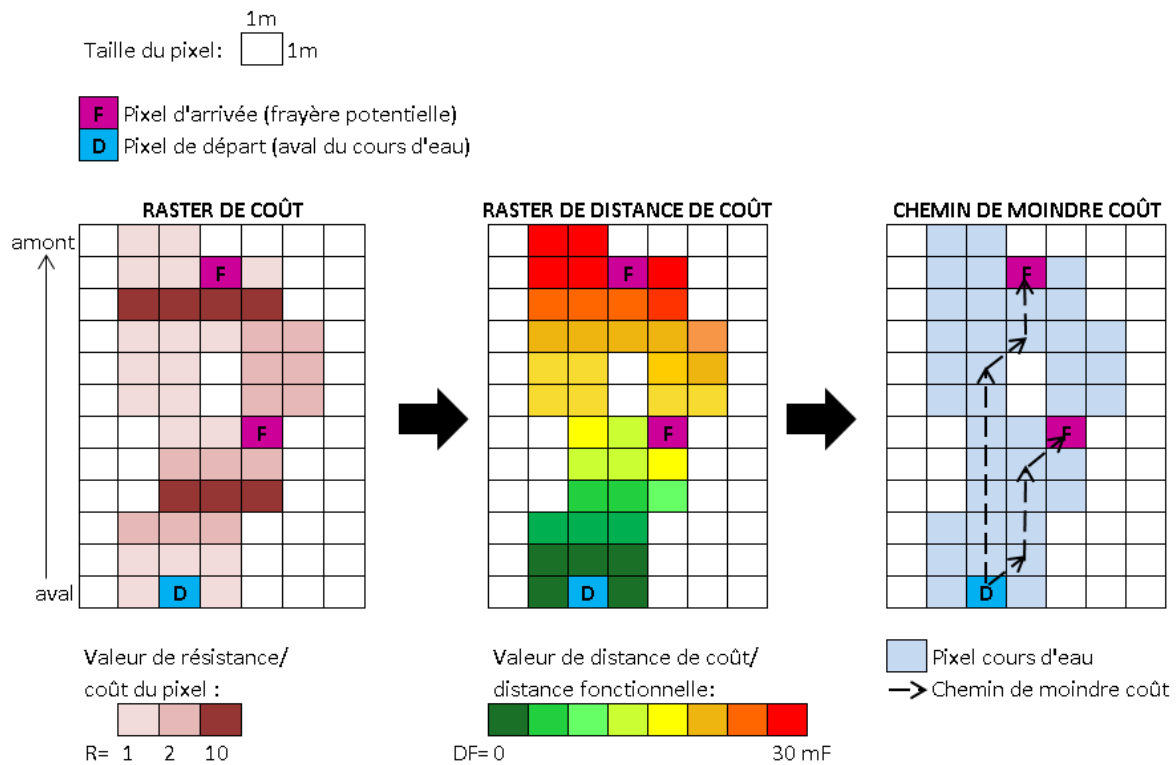


Les rasters de coût ainsi produits sont ensuite combinés pour former un raster de coût unique. La combinaison des rasters de coût se fait en les multipliant entre eux, sauf au niveau des pixels d'un ouvrage, où la résistance du pixel du raster final correspondra à la résistance de l'ouvrage (Figure 3).



**Figure 3 :** Exemple de combinaison par multiplication des rasters de coût des variables. Si un ouvrage est présent sur le pixel, la valeur du pixel résultante sera la valeur du pixel de l'ouvrage (exemple avec un pixel ouvrage de valeur R=10).

À partir des rasters finaux de coût et de la localisation des frayères potentielles, l'outil "Distance de coût" (ArcGIS 10.8, extension Spatial Analyst) calcule le raster de distance de coût, où chaque pixel représente une distance fonctionnelle (DF), exprimée en mètres fonctionnels (mF), pour accéder à chaque frayère potentielle. Cette distance fonctionnelle a été calculée en tenant compte de la distance hydrographique et du coût de chaque pixel du raster de coût. Ensuite, le chemin de moindre coût est représenté par l'outil "Chemin de coût en polyligne". L'ensemble de la démarche est illustré en Figure 4. La distance hydrographique (DH) aux frayères potentielles est également calculée. DH correspond à la distance minimale pour accéder aux frayères en suivant le linéaire du cours d'eau. Cette distance nous permettra d'avoir des valeurs comparatives lors de l'analyse des distances fonctionnelles.



**Figure 4 :** Schéma simplifié des étapes de calcul du chemin de moindre coût

Pour finir, plusieurs scénarios d'effacement progressifs d'ouvrages d'aval en amont et d'amélioration de la physico-chimie de la Mauldre ont été testés, pour évaluer leurs impacts sur la continuité écologique du cours d'eau, et identifier les possibilités d'aménagement qui seraient les plus efficaces. Les différents outils d'ArcGIS qui ont été utilisés pour mettre en œuvre cette démarche ont été intégrés dans un script R (R Core Team, 2019) grâce au package "RPyGeo", afin d'automatiser les traitements.

### 3. Résultats

#### 3.1. Frayères potentielles

Les relevés de terrain ont permis d'identifier que le linéaire prospecté abrite des frayères potentielles pour la truite de mer sur 21.7% de sa surface. La première zone de frai potentielle se situe à 3.5km en amont de la confluence avec la Seine. Ceci s'explique par la présence de faciès majoritairement profonds et lenticues et un substrat plutôt sableux aux abords de la confluence avec le fleuve. Ces mêmes caractéristiques ont été observées sur les 2.5km amont, en partant de Neauphle-le-Vieux. Les frayères potentielles sur la Mauldre sont majoritairement retrouvées sur un substrat à dominance de cailloux, tandis que leurs faciès d'écoulement sont plus équitablement répartis entre les radiers et les plats courants (voir [Figure 5](#)).

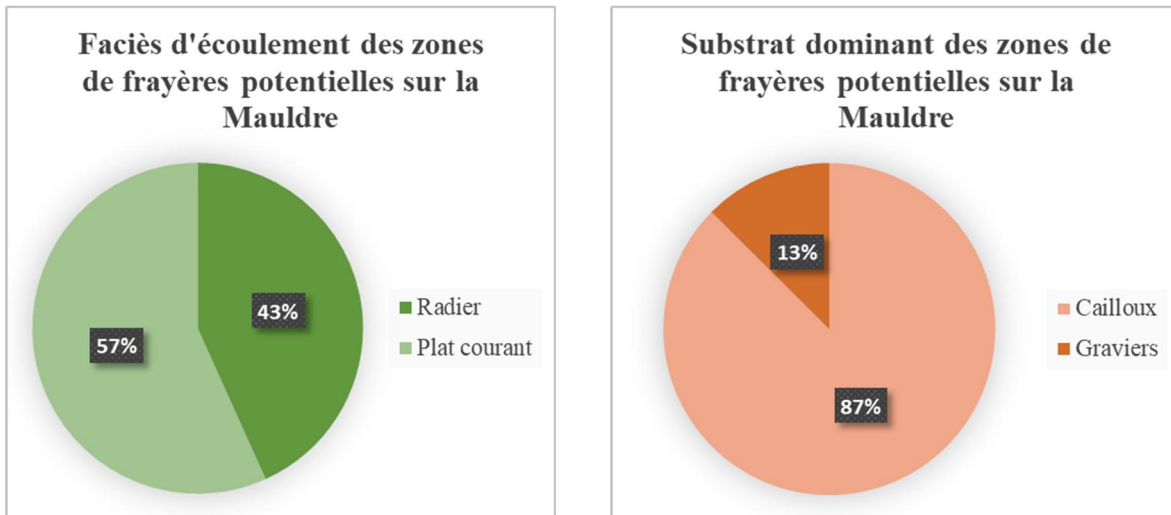
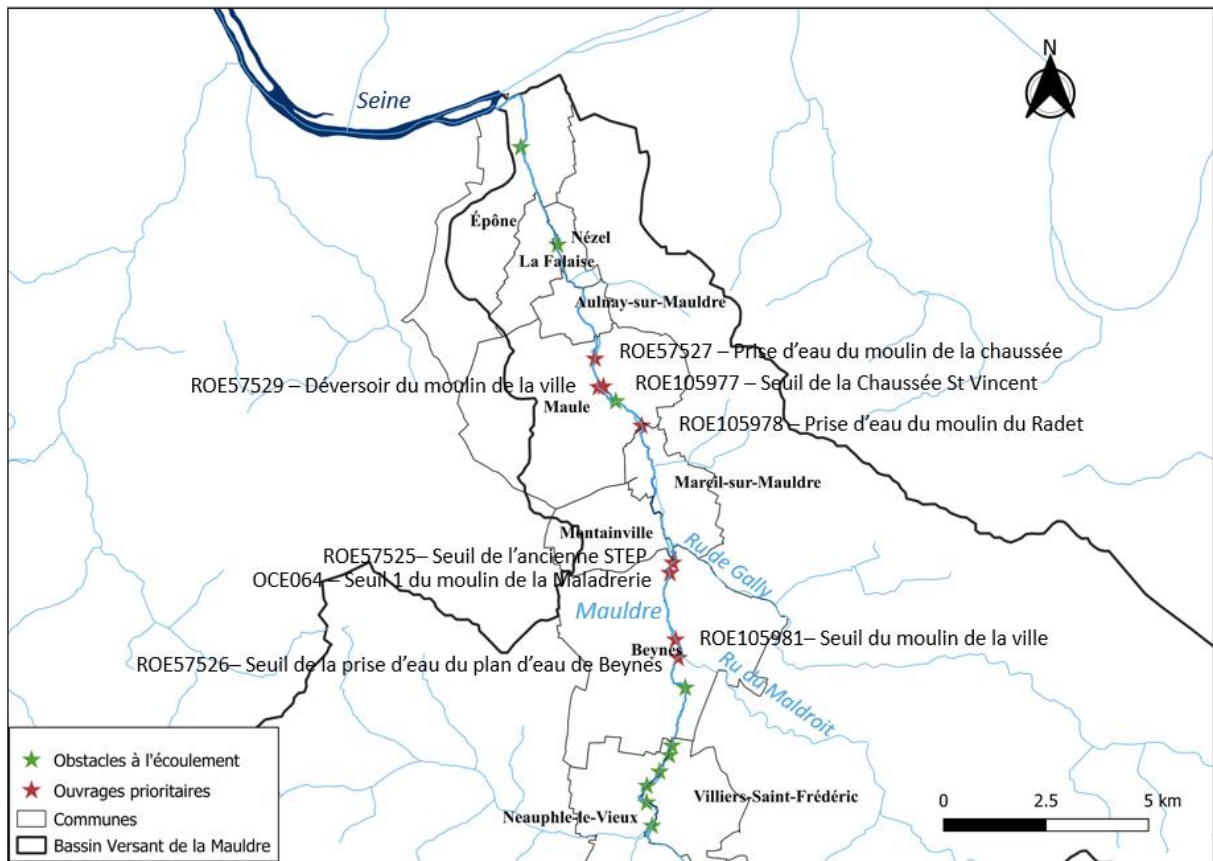


Figure 5 : Caractéristiques des frayères potentielles identifiées sur la Mauldre

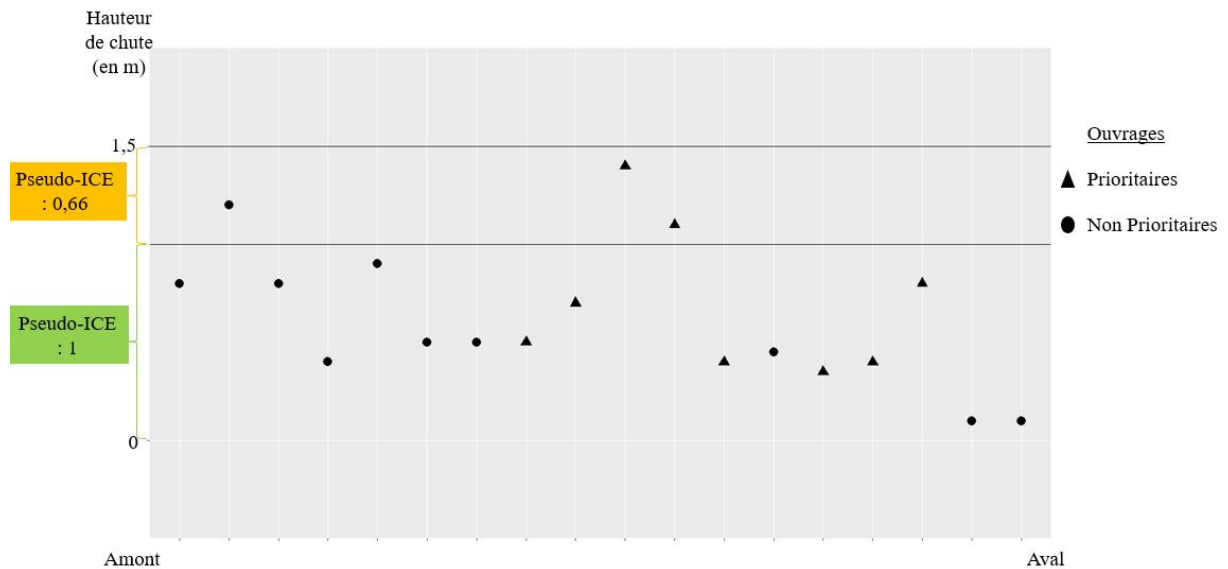
### 3.2. Obstacles à la continuité écologique

Les ouvrages rencontrés sur la Mauldre sont principalement des seuils artificiels ou des seuils en enrochement (16 au total) et deux sont des déversoirs. Parmi ces obstacles à la continuité écologique, cinq sont aujourd'hui concernés par des travaux d'aménagements (ROE57529, ROE105977, ROE105978, ROE105981 et ROE57526), dans un objectif de restauration de cette continuité. En outre, trois autres ouvrages sur lesquels aucun projet n'est actuellement porté, ont des hauteurs de chute élevées et sont situés en aval de la rivière (ROE57527, ROE57525 et OCE064). Ainsi, huit ouvrages problématiques (photographies Annexe 5 à Annexe **10**), localisés en aval du cours d'eau, seront intégrés par la suite dans les scénarios de modélisation de l'étude (voir Figure 6).

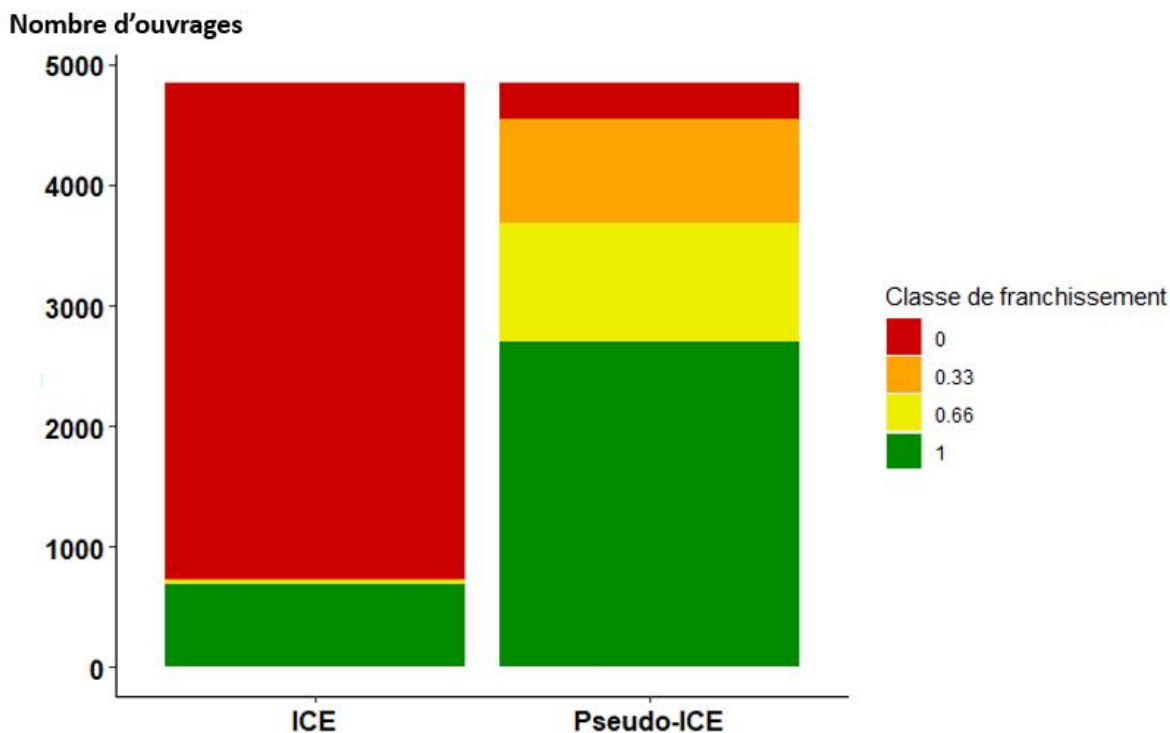
Les ouvrages sur la Mauldre présentent des hauteurs de chute peu élevées au regard de la capacité de saut des salmonidés comme la truite de mer. Aucun de ces ouvrages ne dépasse 1,5m de hauteur de chute (voir Figure 7). Ainsi en appliquant notre méthode pour évaluer les pseudo-classes ICE, 15 ouvrages entrent dans la catégorie « Barrière franchissable à impact limité », et seulement 3 ouvrages sont dans la catégorie « Barrière partielle à impact significatif », dont 2 ouvrages prioritaires.



**Figure 6 :** Cartographie des obstacles à l'écoulement sur les 24km aval de la Mauldre. En rouge figurent les ouvrages identifiés comme les plus impactants pour la continuité piscicole. En vert sont représentés les autres ouvrages hydrauliques



**Figure 7 :** Répartition des hauteurs de chute des ouvrages présents sur la Mauldre, de l'amont vers l'aval du linéaire prospecté.



**Figure 8 :** Comparaison des distributions des classes ICE (Geobs) et pseudo-ICE calculées sur environ 5000 ouvrages en France pour le groupe d'espèce Gr1 (SAT, TRM >50cm).

Afin d'évaluer la pertinence de l'approximation des classes ICE par les classes de pseudo-ICE, les classes pseudo-ICE ont été évaluées pour près de 5000 ouvrages en France pour lesquels le protocole ICE a été appliqué. Les effectifs sont représentés sur la Figure 8. La comparaison des distributions entre les classes pseudo-ICE et les classes ICE de 5000 ouvrages, via un test statistique de chi-deux d'homogénéité, a montré qu'il existait une différence significative de proportion, entre les deux méthodes d'évaluation d'impact d'un ouvrage. ( $pvalue < 2.2 \times 10^{-16}$ ). Le calcul d'une pseudo-classe ICE a tendance à surestimer la franchissabilité d'un obstacle pour les salmonidés migrateurs. Les pseudo-classes ICE des ouvrages identifiés comme prioritaires ont alors été réestimées à partir de photos et d'avis d'expert. Les classes de franchissabilité qui ont été finalement retenues pour l'analyse sont présentées dans le Tableau 3.

**Tableau 3** : Pseudo-classes ICE des ouvrages prioritaires, basées sur les hauteurs de chute et pseudo-classes ICE réévaluées sur avis d'expert, retenues pour l'analyse de la continuité écologique.

Ouvrages	Pseudo-classe ICE	Pseudo-classe ICE réévaluée
ROE 57527	1	0
ROE 57529	1	0
ROE 105977	1	0.66
ROE 105978	1	0
ROE 57525	0.66	0
OCE 064	0.66	0
ROE 105981	1	0
ROE 57526	1	1

### 3.3. Physico-chimie de la Mauldre

L'analyse des sorties du modèle PyNuts-RiverStrahler, a permis de mettre en évidence des pollutions physico-chimiques sur la Mauldre pendant les deux périodes de migration de la truite de mer. Afin de simplifier la lecture du rapport, seuls les graphiques concernant la première période migratoire (entre fin mai et fin juillet) seront présentés dans cette partie. Les interprétations sont les mêmes pour la deuxième vague migratoire. Les concentrations en ammonium et en phosphate posent problèmes sur la Mauldre. En effet, les concentrations moyennes en ammonium entre 2010 et 2016, mettent en évidence une pollution chronique entre Beynes et Epône lors des vagues migratoires de la truite de mer, puisqu'elles dépassent le seuil de bon état fixé à 0.5 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l. (voir Figure 9).

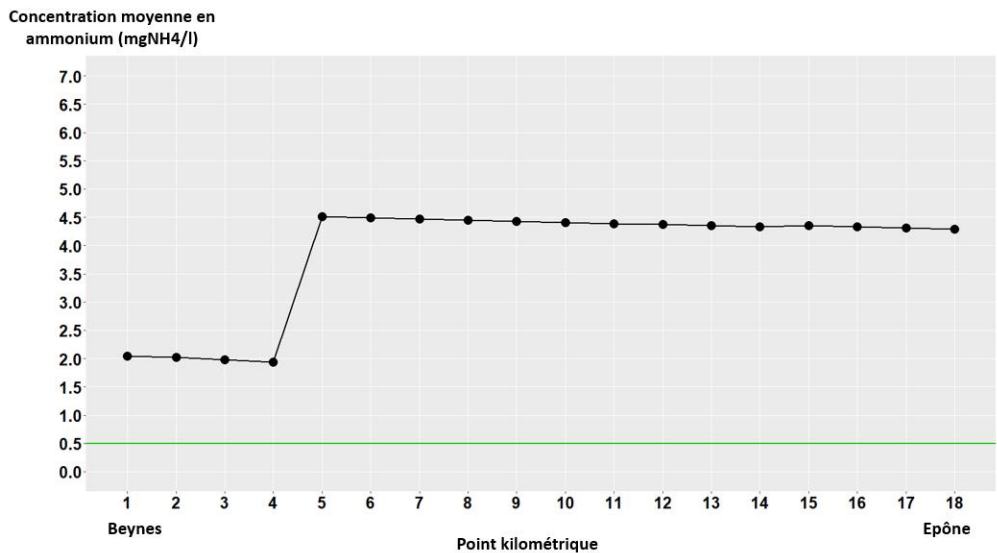
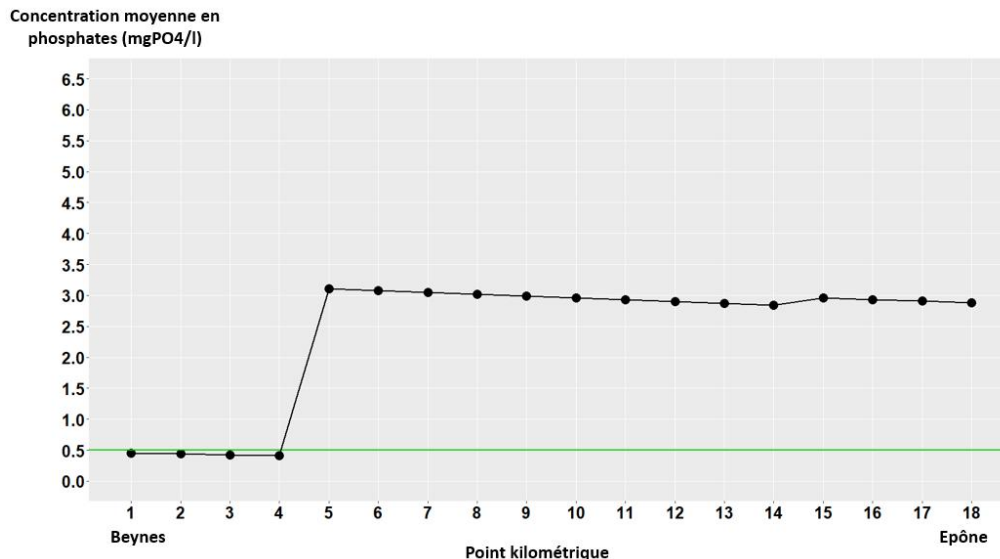


Figure 9 : Concentration moyenne en ammonium (entre 2010 et 2016), pendant la première vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne verte représente le seuil de bon état pour la concentration en ammonium.

Concernant les phosphates, une pollution chronique est observée lors de la deuxième période migratoire (voir Annexe 11). En revanche pour la première période, les concentrations en  $\text{PO}_4^{3-}$  ne dépassent pas le seuil de bon état écologique (de  $0.5 \text{ mgPO}_4^{3-}/\text{l}$ ) sur les 4 premiers kilomètres de la partie du linéaire prise en compte par le modèle PyNuts-RiverStrahler (voir Figure 10). Néanmoins, pour ces deux paramètres physico-chimiques, il est constaté une nette augmentation des concentrations dans la Mauldre entre les points kilométriques 4 et 5. Ceci correspond à la confluence avec le ru de Gally. Cet affluent apporte donc une contamination en ammonium et en phosphate, probablement dû aux rejets des stations d'épuration.



**Figure 10 :** Concentration moyenne en phosphates (entre 2010 et 2016), pendant la première vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne verte représente le seuil de bon état pour la concentration en phosphate.

Cette augmentation est observée pour les nitrates, mais les concentrations restent inférieures au seuil de bon état écologique (voir Annexe 12). La concentration en nitrites reste très faible et constante sur l'ensemble du linéaire modélisé (voir Figure 11). Toutefois ceci ne coïncide pas avec les mesures ponctuelles réalisées sur la Mauldre au niveau d'Epône. En effet d'après les données Naïades, des pics de pollutions ponctuelles en nitrites sont observées (voir [Figure 12](#)). La modélisation réalisée par PyNuts-RiverStrahler, a été faite à l'échelle du bassin versant de la Seine, alors que les données de mesures ponctuelles ont été réalisées à une échelle beaucoup plus fine et sont spécifiques à la Mauldre au niveau d'Epône. Il est donc fortement probable que ces pollutions ponctuelles puissent être retrouvée plus en amont, puisque les  $\text{NO}_2^-$  proviennent de l'épuration des eaux usées. Ainsi des rejets de stations d'épuration situées plus en amont peuvent entraîner une contamination du cours d'eau qui a été mesurée à l'aval.

Enfin les concentrations en dioxygène dissous et les températures sont favorables au retour des truites de mer sur la Mauldre. En effet, les températures sont majoritairement fraîches (comprises entre 0 et 20°C) (voir [Figure 12](#)) et les concentrations en dioxygène moyennes (voir Figure 13) et minimales (voir Annexe 13) restent supérieures à la limite inférieure de 6 mgO<sub>2</sub>/l, du seuil de tolérance des salmonidés. Une baisse de concentration en O<sub>2</sub> est tout de fois observée après la confluence avec le ru de Gally (voir Figure 13). Ceci est probablement en lien avec la hausse des concentrations en azote et phosphate, pouvant entraîner un phénomène d'eutrophisation, engendrant une baisse d'oxygène du fait du développement algal.



Concentration moyenne en nitrites (mgNO<sub>2</sub>/l)

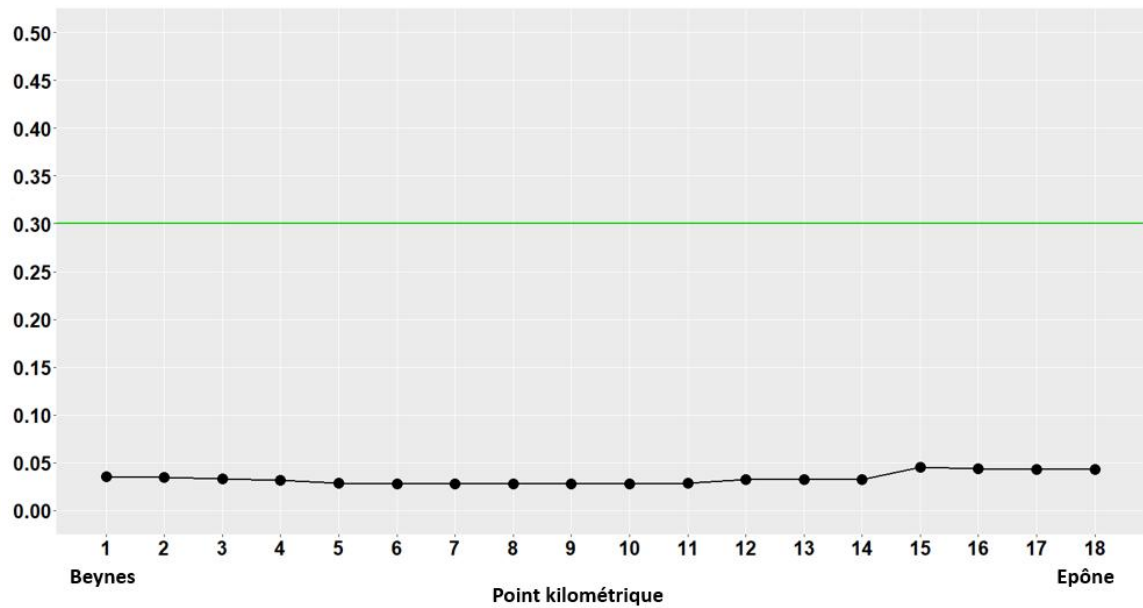


Figure 11 : Concentration moyenne en nitrates (entre 2010 et 2016), pendant la première vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne verte représente le seuil de bon état pour la concentration en nitrites.

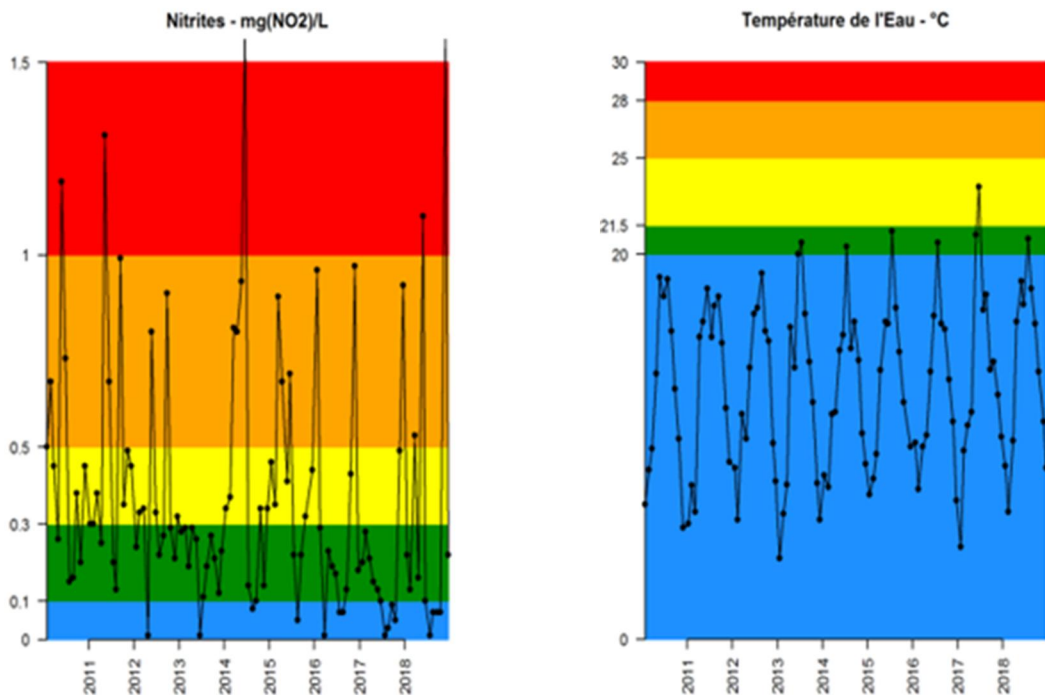


Figure 12 : Évolution temporelle des valeurs de la concentration en nitrites (à gauche) et des températures (à droite) sur la Mauldre à Épône. Les seuils utilisés sont ceux définis par l'arrêté du 27 juillet 2018. Données issues de Naiades.

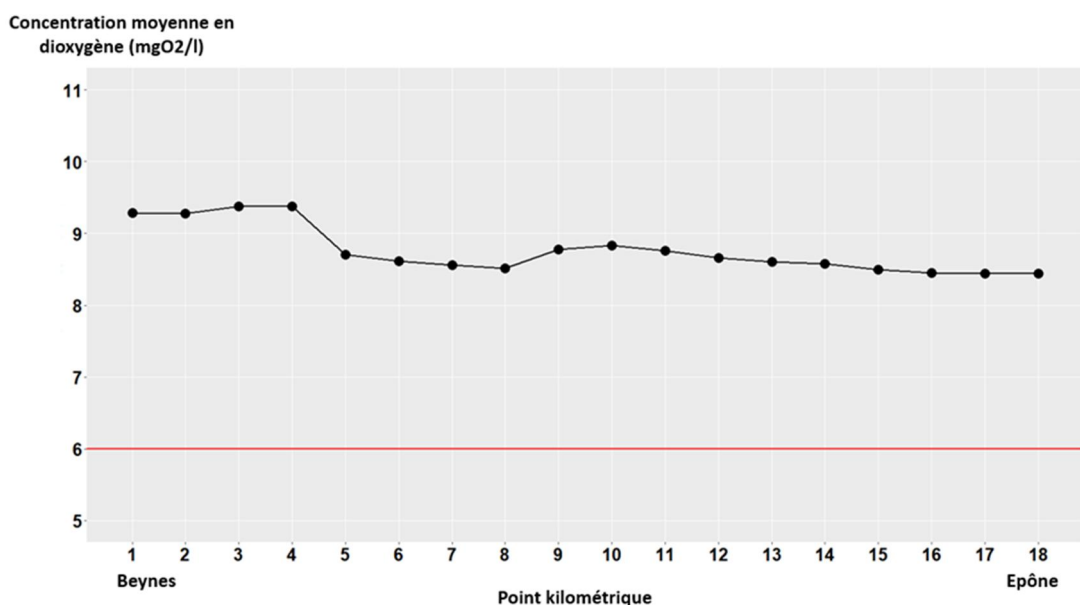


Figure 13 : Concentration moyenne en dioxygène (entre 2010 et 2016), pendant la première vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne rouge correspond au seuil de tolérance pour les salmonidés.

### 3.4. Chemin de moindre coût

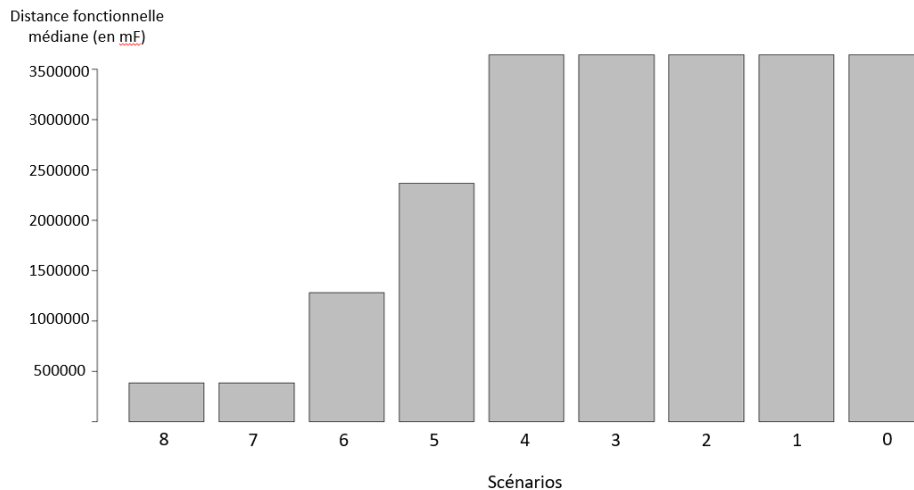
La modélisation par l'approche du chemin de moindre coût a permis de tester 8 scénarios d'effacements progressifs, des ouvrages identifiés comme prioritaires, de l'aval vers l'amont (voir [Tableau 4](#)).

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des ouvrages concernés et leur localisation pour chaque scénario.

Scénario	Ouvrages effacés	Localisation
1	ROE57527	Maule
2	Scénario 1 + ROE57529	Maule
3	Scénario 2 + ROE105977	Maule
4	Scénario 3 + ROE105978	Maule
5	Scénario 4 + ROE57525	Maule + Beynes
6	Scénario 5 + OCE064	Maule + Beynes
7	Scénario 6 + ROE105981	Maule + Beynes
8	Scénario 7 + ROE57526	Maule + Beynes

Le premier scénario pour lequel une réduction de la distance fonctionnelle est constatée, est celui où les cinq ouvrages impactant les plus en aval sont effacés (scénario 5). En effet, pour les quatre premiers scénarios (scénarios 1 à 4), la distance fonctionnelle médiane est similaire à la distance fonctionnelle actuelle sur la Mauldre (scénario 0) (voir Figure 14). Les deux scénarios qui montrent la plus grande amélioration de la continuité écologique (distance fonctionnelle la plus faible) sont les scénarios où les sept ouvrages impactant les plus en aval

sont effacés (scénario 7) et celui où tous les ouvrages ont fait l'objet de travaux d'aménagement (scénario 8). Le 8<sup>ème</sup> ouvrage intégré aux scénarios, est le ROE5756, qui a une pseudo-classe ICE de 1. Il est donc considéré comme une barrière franchissable par les salmonidés migrateurs. Le scénario présentant l'effet le plus significatif avec le moins d'ouvrages à supprimer est donc le scénario 7.



**Figure 14 :** Distance fonctionnelle médiane pour chaque scénario d'effacement progressif d'ouvrages testés. Les numéros des scénarios correspondent au nombre d'ouvrages prioritaires effacés, en partant de l'aval.

En comparant la distance fonctionnelle des scénarios 7 et 0 (cas actuel sur la Mauldre), à la distance hydrographique, l'impact des ouvrages est mis en évidence (voir Figure 15). La distance fonctionnelle est la même pour ces deux scénarios sur les 15 premiers kilomètres en partant de l'aval. Les quatre premiers ouvrages prioritaires situés sur cette portion du cours d'eau n'ont donc pas l'impact le plus significatif. En revanche, les ouvrages ROE57525, OCE064 et ROE105981 font fortement augmenter la distance fonctionnelle du scénario initial.

La distance fonctionnelle du scénario 7 s'éloigne encore fortement de la droite  $x=y$ , probablement à cause des pollutions physico-chimique. Les scénarios d'effacement d'ouvrages ont donc de nouveau été testé en intégrant un scénario d'amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau de la Mauldre (absence de pollutions) pour tester cette hypothèse. La **Figure 16** montre que les pollutions physico-chimiques jouaient un rôle de barrières et augmentaient donc la distance fonctionnelle. Ainsi, si les 7 ouvrages prioritaires les plus en aval du cours d'eau font l'objet de travaux et que la qualité physico-chimique de l'eau ne passe pas les seuils

de bon état pour l'ensemble des paramètres considérés, la distance fonctionnelle se rapproche de la distance hydrographique.

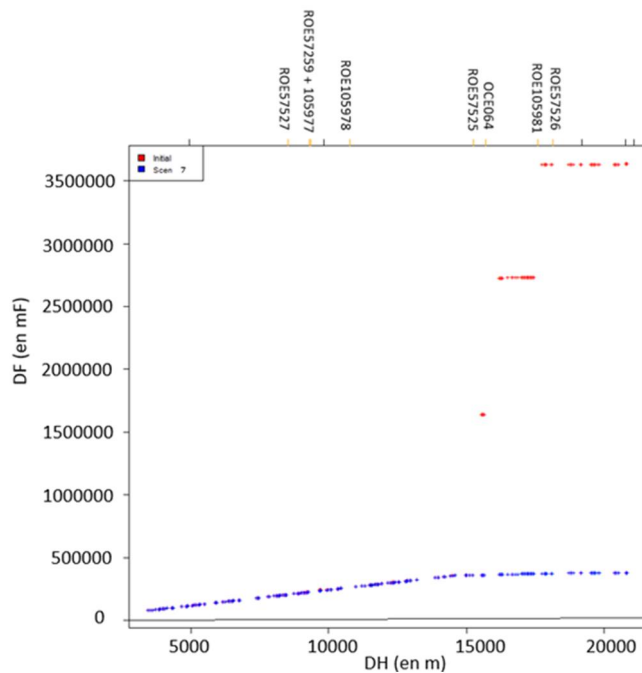


Figure 15 : Distance fonctionnelle en fonction de la distance hydrographique pour le scénario d'effacement d'ouvrages le plus significatif (scénario 7 en bleu) et le cas actuel sur la Mauldre (scénario 0 en rouge). En noir est représentée la droite  $x = y$  et en orange les ouvrages prioritaires.

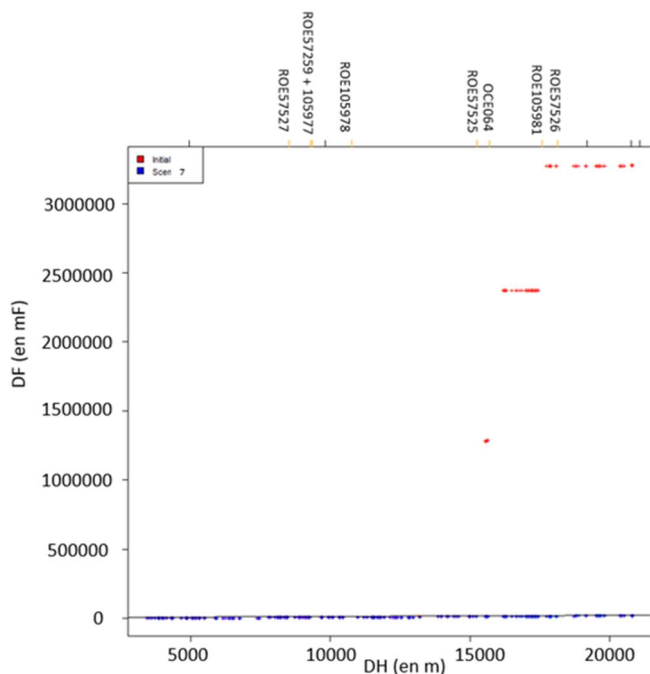


Figure 16 : Distance fonctionnelle en fonction de la distance hydrographique pour le scénario d'effacement d'ouvrages le plus significatif (scénario 7 en bleu) incluant le scénario de non-altération de la qualité physico-chimique de l'eau et le cas actuel sur la Mauldre (scénario initial). En noir est représentée la droite  $x = y$  et en orange les ouvrages prioritaires.

#### 4. Discussion

Cette étude a permis de mettre en évidence l'attractivité potentielle de la Mauldre pour les salmonidés migrateurs comme la truite de mer. Cet affluent de la Seine, situé en aval de Paris, présente un grand nombre d'habitats potentiellement favorables au frai de l'espèce, une bonne oxygénation et des températures plus fraîches que dans la Seine. Toutes ces caractéristiques répondent aux exigences écologiques de la truite de mer. Cependant, d'autres paramètres physico-chimiques peuvent constituer des barrières physico-chimiques à la migration de montaison (la concentration en  $\text{NH}_4^+$ , la concentration en  $\text{PO}_4^{3-}$  et celle en  $\text{NO}_2^-$ ). En effet, la truite de mer est particulièrement sensible à l'altération de la qualité physico-chimique des cours d'eau. En outre, la Mauldre a fait l'objet de nombreux aménagements hydrauliques et est caractérisée par une forte présence d'ouvrages, faisant obstacles à la continuité écologique. Néanmoins, il est à noter que des efforts de restauration sont mis en œuvre comme l'abaissement du clapet d'Aulnay situé 6km en amont de la confluence avec la Seine, à Aulnay-sur-Mauldre, réalisé en 2014. Le COBAHMA prévoit de poursuivre cet objectif d'amélioration de la libre circulation piscicole et sédimentaire, puisque des projets d'aménagement sont portés sur cinq ouvrages bloquants. Or deux ouvrages à fort impact, identifiés dans cette étude, ne font l'objet d'aucun projet à ce jour (ROE57525 et OCE064). Ainsi, lorsque les projets en cours sur les obstacles des communes de Maule (ROE105977, ROE105978 et ROE57529) et Beynes (ROE105981 et ROE57526) seront menés à leur terme, l'aménagement de ces derniers semble représenter un intérêt stratégique important, dans la reconquête de la continuité écologique sur la Mauldre.

Plusieurs voies d'amélioration de l'étude existent. Tout d'abord, l'identification des pseudo-classes ICE a montré une forte surestimation de la capacité de franchissement des obstacles par les salmonidés migrateurs. La correction de ces classes a donc été basée sur l'expertise et peut s'avérer biaisée. Ceci met en évidence l'importance de poursuivre les efforts de recensements des ouvrages et d'application du protocole ICE, afin d'évaluer les franchissements des ouvrages par les espèces piscicoles. Pour nuancer, les pseudo-classes ICE peuvent potentiellement se rapprocher de la franchissabilité des ouvrages pendant les périodes de migrations de la truite de mer, où la colonne d'eau est plus conséquente. Bien qu'il soit recommandé d'effectuer un diagnostic ICE dans les conditions hydrologiques les plus représentatives de la période de migration des espèces ciblées (Baudoin *et al.*, 2014), ce travail est le plus souvent effectué en période d'étiage, pour des raisons de sécurité, d'accessibilité et pour disposer de bonnes conditions d'observations (Burgun *et al.*, 2015). En effet, la période

d'étiage, c'est-à-dire les conditions de basses eaux, facilite l'accès aux ouvrages et les mesures de leurs différentes composantes structurelles. Ceci peut alors entraîner une sous-estimation de la franchissabilité de l'ouvrage lors du diagnostic, puisque les conditions hydrologiques sont peu représentatives de celles rencontrées par les migrateurs (chute maximale, tirant d'eau plus faible, fosse d'appel de profondeur plus faible, etc.) (Baudoin *et al.*, 2014). En l'absence de données ICE, l'estimation des pseudo-classes ICE peut donc servir d'alternative pour incorporer les données sur les obstacles au modèle. L'intégration de la variabilité des débits au cours du temps et des hauteurs d'eau pourrait servir à affiner l'évaluation de ces pseudo-classes ICE.

La résistance maximale a été attribuée en se basant sur la capacité de déplacement maximale, observée en migration de montaison pour la truite de mer. La résolution des pixels des rasters étant de 1m, rencontrer un obstacle infranchissable fait immédiatement atteindre le seuil d'arrêt de migration du poisson (900km). En revanche, les valeurs de résistances intermédiaires pour les ouvrages n'ont pas été appuyées par la littérature scientifique. Elles ont été choisies arbitrairement en raison d'un manque d'informations sur les tolérances spécifiques à notre espèce. Ces valeurs ont un objectif comparatif dans la modélisation de l'étude, ce qui justifie leur emploi. Cependant, une définition plus précise de ces résistances intermédiaires, permettrait de renforcer la robustesse du modèle. Pour définir des valeurs de résistance plus adaptées, il faudrait connaître le nombre moyen d'obstacles qu'un individu migrateur est capable de franchir en fonction de la classe ICE de ces ouvrages. Il pourrait être envisager, de tester la construction d'un modèle estimant la distance fonctionnelle en fonction du nombre d'ouvrages pour chaque classe ICE, et de la distance hydrographique au front de colonisation de l'espèce. L'enjeu serait alors de déterminer les coefficients de résistances et leur variabilité. Toutefois, cette hypothèse ne constitue pas forcément une solution idéale, puisque le front de colonisation peut être dû à un obstacle mais peut également être d'origine naturelle. Dans ce dernier cas, les calculs des résistances se retrouveraient biaisés. De plus, les patterns de dépense d'énergie au cours de la migration et de récupération après un effort, chez la truite de mer ne sont pas bien connus. Une perspective envisageable pour palier à ce manque, serait de suivre leur consommation d'oxygène ou leur rythme cardiaque, afin d'obtenir des informations sur l'effort produit par un individu migrateur. L'effet d'épuisement des individus est cependant intégré indirectement dans la modélisation, par un effet cumulatif des résistances le long du parcours migratoire.

Un autre aspect qui n'a pas pu être pris en compte avec l'approche du chemin de moindre coût, est la dimension de choix du chemin parcouru par le migrateur. En effet, au niveau de diffluences, il est impossible de prédire quel bras sera emprunté par un individu migrateur. Ainsi, le poisson peut s'engager dans un bras qu'il ne pourra traverser en raison d'un ouvrage infranchissable par exemple. Ceci rajoute un coût supplémentaire à la migration, qui ne peut pas être intégré dans l'approche du chemin de moindre coût. De plus, les éléments du paysage pouvant faciliter la migration de montaison, comme la présence d'abris (ex : embâcles), sont difficile à intégrer en raison du peu d'informations sur leurs effets, disponibles dans la littérature.

Malgré cela, la modélisation de l'étude présente de nombreux avantages et permet de répondre aux questions posées avec les données à disposition. En outre, elle reste souple et ajustable, ce qui permettra de compléter le modèle lorsque des données complémentaires seront disponibles. Désormais, la prochaine étape clé est de confronter le modèle construit à des données biologiques, afin de vérifier s'il permet une bonne représentation de la réalité. En effet, comme l'expliquent Avon & Bergès (2014), les sorties des modélisations sont des orientations qui nécessitent ensuite une vérification sur le terrain. La connectivité réelle est coûteuse et lourde à étudier. Elle s'appuie généralement sur différentes méthodes comme la radio-téléométrie qui permet de déterminer le cheminement des individus, la capture-marquage-recapture, ou encore des données de génétique des populations qui renseignent sur la dispersion déjà réalisée des individus (Avon & Bergès, 2014). Dans le cadre du projet CONSACRE, un suivi téléométrique est réalisé sur la Seine pour différentes espèces de petits et grands migrateurs dont la truite de mer. Les individus ont été marqués au printemps 2020 et un hydrophone a été placé à Epône sur l'aval de la Mauldre. Ce dernier permet de détecter le passage des individus marqués. Ainsi, des efforts sur les suivis radio-téléométriques déjà en place, permettraient d'obtenir des données biologiques afin de tester le modèle. Une fois que les travaux de restauration en cours de projet seront aboutis, si des individus de truite de mer sont détectés à l'aval de la rivière, des inventaires exhaustifs de zones de frayères pourraient être réalisés, pour confirmer l'établissement d'une population de truite de mer dans la Mauldre. Les données de présences effectives de frayères, pourraient ainsi être comparées, aux identifications de frayères potentielles, faites par la modélisation.

La modélisation de l'étude a permis d'intégrer des données très hétérogènes, avec des unités différentes par l'intermédiaire d'une homogénéisation sous forme de raster, et peut servir de support à la prise de décision pour les futures politiques de gestion. Elle a permis de mettre

en évidence l'impact de l'altération de la qualité de l'eau par les stations d'épuration, mais aussi celui de plusieurs ouvrages hydrauliques sur la libre circulation piscicole. La présence de truite de mer au sein d'un cours d'eau est un indicateur de la bonne qualité de l'eau et du maintien de l'intégrité des habitats (Keith & Allardi, 2001). Les principales barrières (physiques et physico-chimiques) à la migration de montaison de l'espèce, ont pu être identifiées et l'effet de leur suppression modélisé. Ainsi, la présente étude permet d'appuyer la nécessité de restaurer la continuité écologique de la Mauldre, grâce à des résultats scientifiques, et apporte des pistes pour de futurs projets. Les possibilités de migration de truite de mer sur la Mauldre sont aujourd'hui inexistantes. Une amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau, via une meilleure gestion des rejets de stations d'épuration, ainsi que les réaménagements des ouvrages bloquants, sont des actions efficaces pour permettre la recolonisation de la truite de mer.

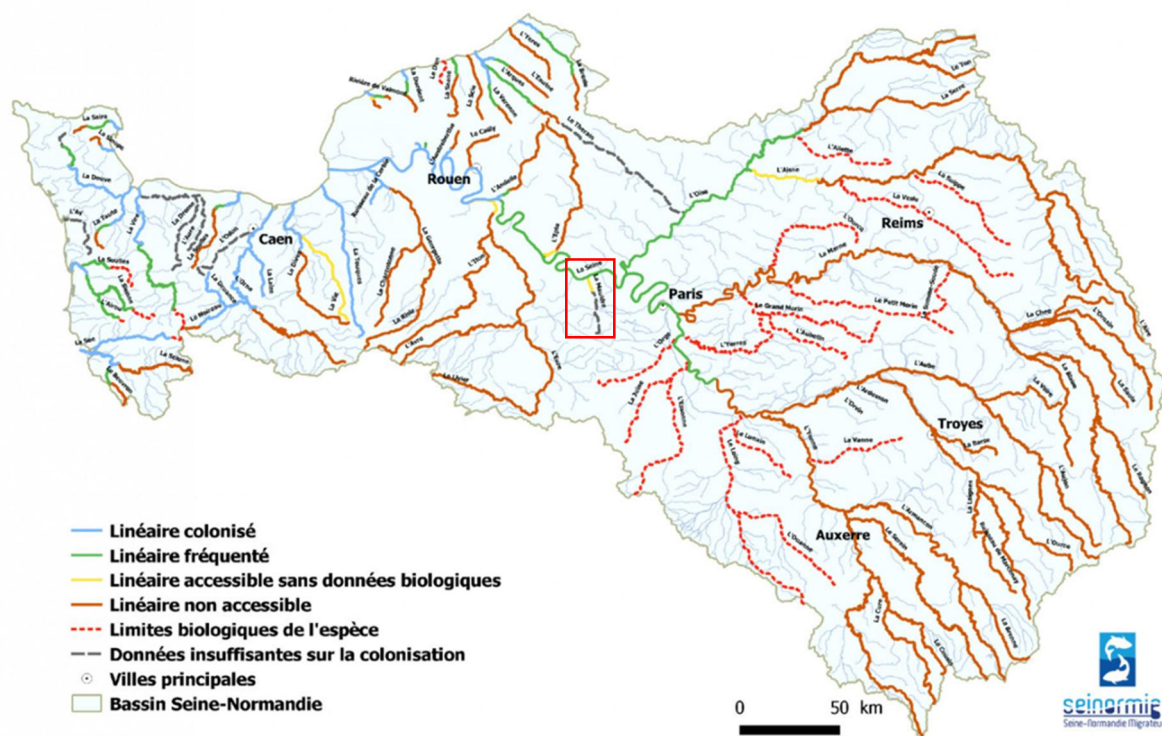
## Bibliographie

- Avon, C., & Bergès, L. (2014).** Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats. *In Irstea, Projet J Diacoform-Convention cadre Irstea-MEDDE DEB (2012-2014).*
- Baglinière, J. L., & Maisse, G. (1991).** La truite. Biologie et écologie. *INRA Editions.*
- Baudoin, J. M., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremski, W., ... & Voegtle, B. (2014).** Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes, *Onema.*
- Bednarek, A. T. (2001).** Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental management*, 27(6), 803-814.
- Belliard, J., Beslagic, S., Delaigue, O., & Tales, E. (2018).** Reconstructing long-term trajectories of fish assemblages using historical data: the Seine River basin (France) during the last two centuries. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23430-23450.
- Burgun, V., Chanseau, M., Kreutzenberger, K., Marty, V., Penil, C., Tual, M., & Voegtle, B. (2015)** ICE Informations sur la continuité écologique – Protocole de terrain pour l'acquisition des données. *ONEMA, ECOGEA*
- Chaput-Bardy, A. (2008).** Structure des populations sur un réseau hydrographique dendritique (*Doctoral dissertation, Université d'Angers*).
- Dutremble, C., Porcheron, D., & Berthier, E. (2017).** Partenariat prise de compétence GEMAPI – Mieux connaître l'impact des inondations sur le bassin versant de la Mauldre : Partie 1 – Evolution du territoire. *Cerema Ile-de-France.*
- Giske, J., Huse, G., & Fiksen, O. (1998).** Modelling spatial dynamics of fish. *Reviews in fish biology and fisheries*, 8(1), 57-91.
- Grall, S., Garot, G., Martin, B., & Deshayes, F. (2018).** Contrôle des migrations des poissons grands migrateurs sur la Seine au barrage de Poses-Amfreville-sous-les-Monts, année 2018. *Seinormigr*, 2018.
- Keith, P., & Allardi, J. (2001).** Atlas des poissons d'eau douce de France. *Collection patrimoines naturels.*
- Larinier, M. (2001).** Environmental issues, dams and fish migration. *FAO fisheries technical paper*, 419, 45-89.

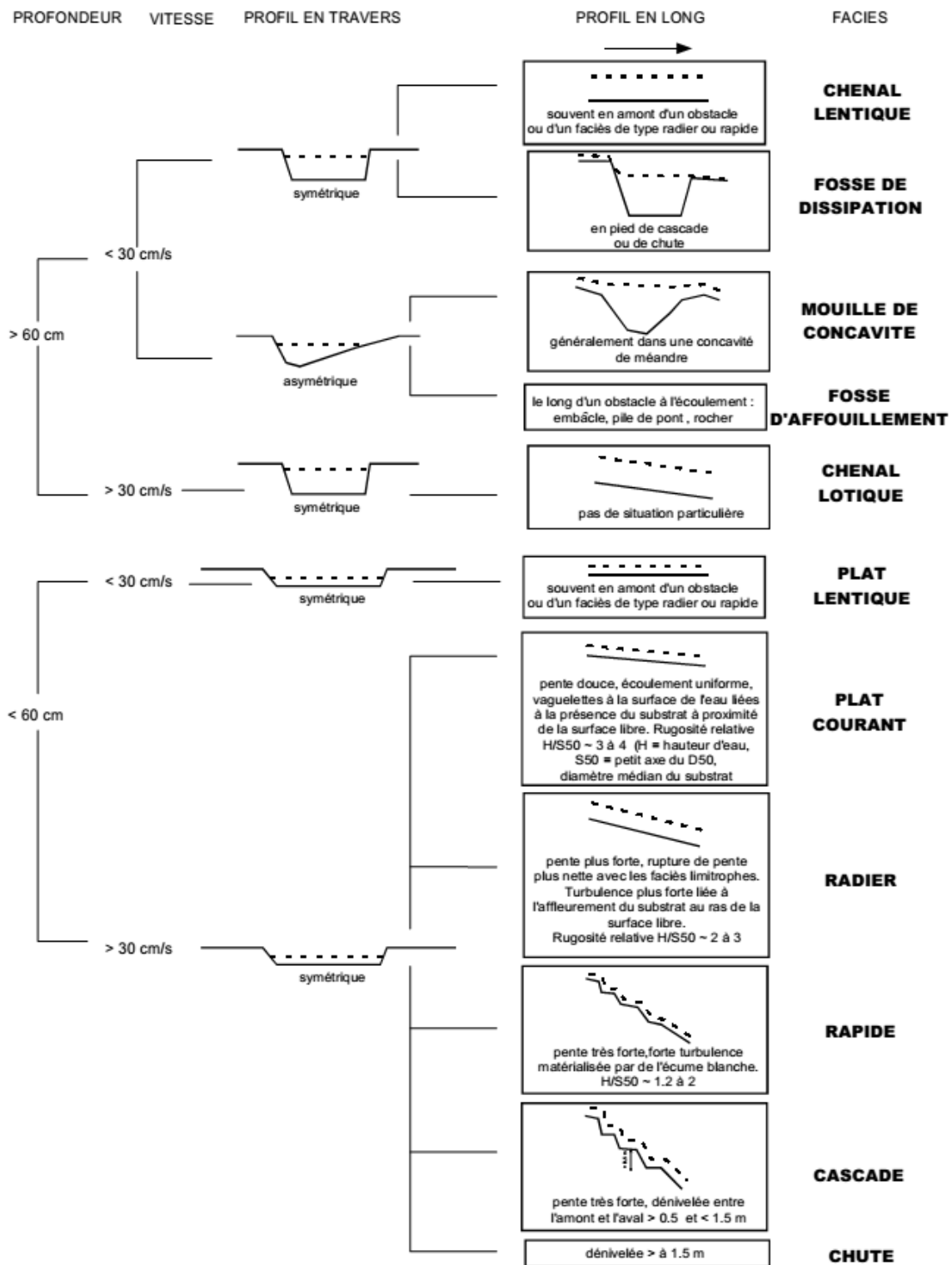


- Lassalle, G., Béguier, M., Beaulaton, L., & Rochard, E. (2008).** Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological conservation*, 141(4), 1105-1118
- Le Pichon, C., & Tales, É. (2014).** Focus-Modélisation de la continuité écologique des rivières pour les poissons: un outil d'aide à la mise en place des trames bleues. *Sciences Eaux Territoires*, (2), 26-29.
- Le Pichon, C., & Alp, M. (2018).** Projet ANACONDHA" Analyse spatiale de la connectivité des habitats fonctionnels pour les poissons à l'échelle de l'estuaire". *Rapport de recherche du programme Seine Aval 5 (Doctoral dissertation, irstea)*.
- Malavoi, J. R., & Souchon, Y. (1989).** Méthodologie de description, quantification des variables morphodynamiques d'un cours d'eau à fond caillouteux: exemple d'une station sur la Fillière (Haute-Savoie). *Géocarrefour*, 64(4), 252-259.
- Malavoi, J. R., & Souchon, Y. (2002).** Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (365-366), 357-372.
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. (2016).** Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, 536(7615), 143.
- Merg, M. L., Dézerald, O., Kreutzenberger, K., Demski, S., Reyjol, Y., Usseglio-Polatera, P., & Belliard, J. (2020).** Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. *PloS one*, 15(7), e0236575.
- Perrin, J. A. (2018).** Gouverner les cours d'eau par un concept : étude critique de la continuité écologique des cours d'eau et de ses traductions (*Doctoral dissertation, Université de Limoges*).
- Puissauve R., Legros B. & Poulet N., (2015).** Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Truite commune, *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758). *Service du patrimoine naturel du MNHN & Onema*.
- R Core Team (2019).** R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... & Zurek, M. B. (2005).** Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment. *Island Press*.
- Steinbach, P. (2001).** Situation and restoration of amphihaline migratory fishes in the Loire basin (France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*.
- Tétard, S., Feunteun, E., Bultel, E., Gadais, R., Bégout, M. L., Trancart, T., & Lasne, E. (2016).** Poor oxic conditions in a large estuary reduce connectivity from marine to freshwater habitats of a diadromous fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 216-226.
- Thorstad, E., Fiske, P., Aarestrup, K., Hvidsten, N., Hårsaker, K., Heggberget, T., & Økland, F. (2005).** Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. *Aquatic Telemetry: Advances and Applications FAO/COISPA, Ustica, Italy*. 2005:111-21.
- UICN Comité français, MNHN, SFI & AFB (2019).** La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris, France.
- Williams, E. M., & Eddy, F. B. (1989).** Effect of nitrite on the embryonic development of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(10), 1726-1729.

## Annexes



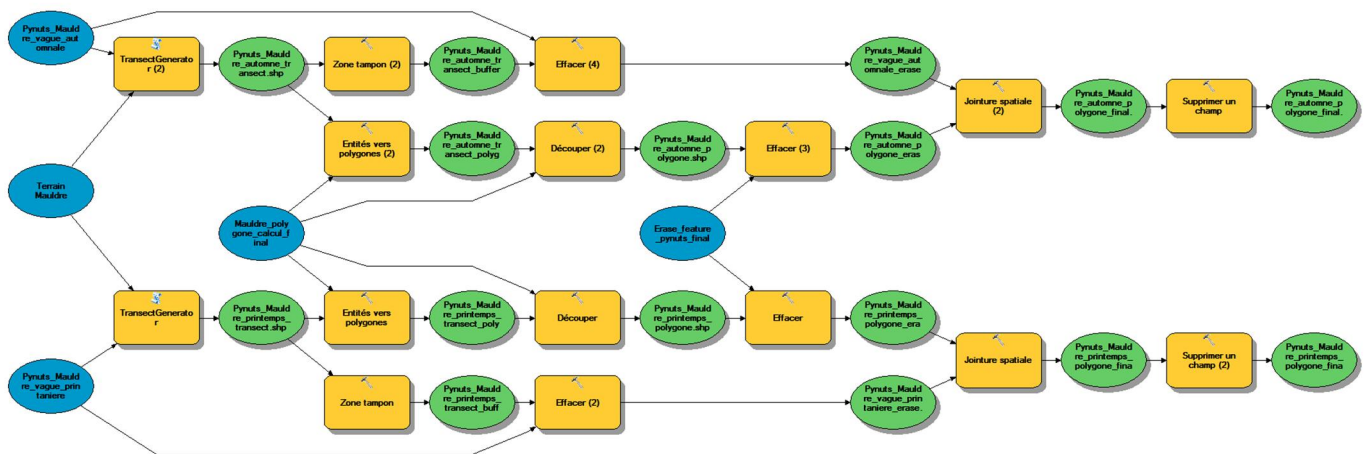
Annexe 1 : Carte de répartition de la truite de mer sur le bassin de la Seine-Normandie, réalisée par SEINORMIGR. *La Mauldre est encadrée en rouge.*



Annexe 2 : Clé de détermination des faciès d'écoulement (Malavoi & Souchon, 2002).

Nom de la classe granulométrique	Classes de taille (diamètre en mm perpendiculaire au plus grand axe)	Code utilisé
Rochers	> 1024	R
Blocs	256-1024	B
Pierres Grossières	128-256	PG
Pierres Fines	64-128	PF
Cailloux Grossiers	32-64	CG
Cailloux Fins	16-32	CF
Graviers Grossiers	8-16	GG
Graviers Fins	2-8	GF
Sables Grossiers	0,5-2	SG
Sables Fins	0,0625-0,5	SF
Limons	0,0039-0,0625	L
Argiles	< 0,0039	A

Annexe 3 : Echelle granulométrique de Wentworth (1922) modifiée, dans Malavoi et Souchon (1989).



Annexe 4 : Exemple de modèle construit pour convertir des données ponctuelles ou linéaires en données polygone sous ArcGIS. En bleu sont représentées les données en entrées. En vert celle en sorties et en jaune les fonctions utilisées sous ArcGIS.



Annexe 5 : Photographie du ROE57527 – Prise d'eau du moulin de la chaussée



Annexe 6 : Photographie du ROE57529 – Déversoir du moulin de la ville



Annexe 7 : Photographie du ROE105977 – Seuil de la Chaussée St Vincent



Annexe 8 : Photographie du ROE57525 – Seuil de l'ancienne STEP

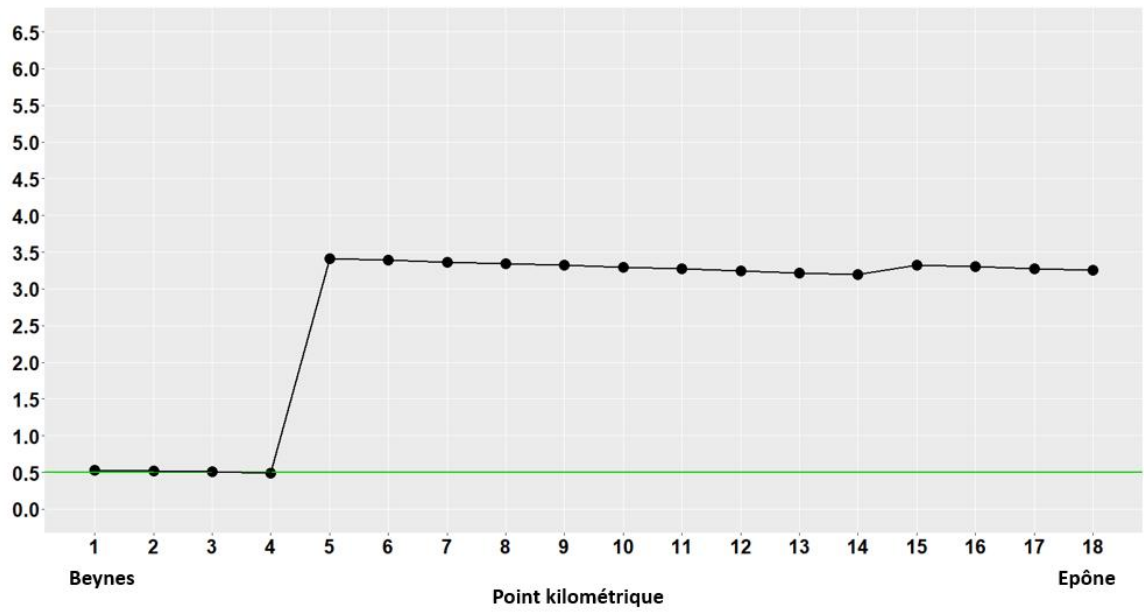


Annexe 9 : Photographie du ROE105981– Seuil du moulin de la ville



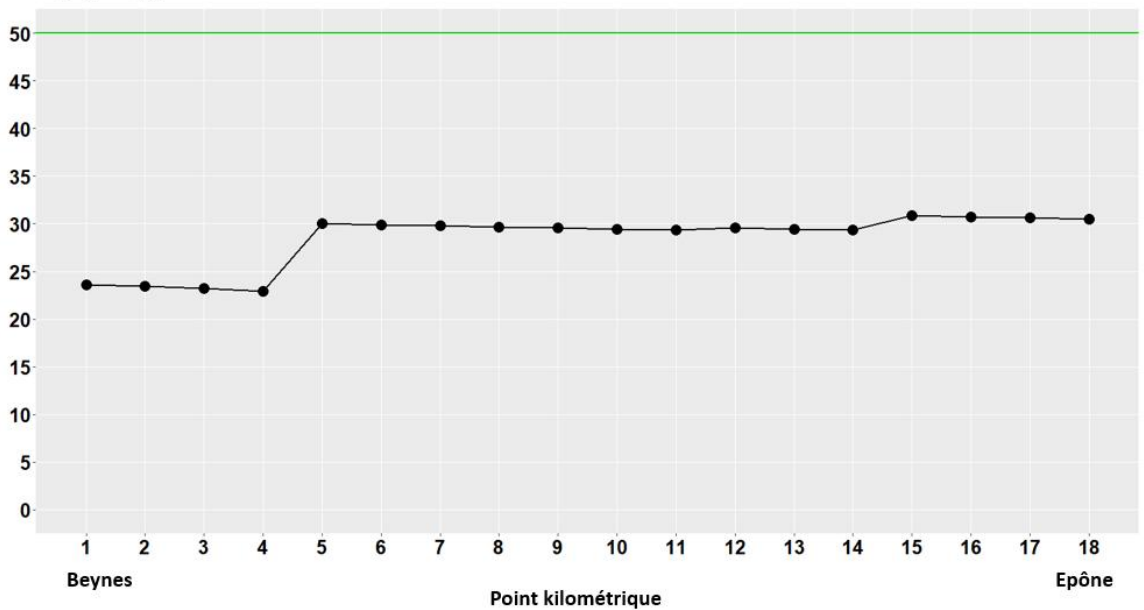
Annexe 10 : Photographie du ROE57526– Seuil de la prise d'eau du plan d'eau de Beynes

Concentration moyenne en phosphates (mgPO<sub>4</sub>/l)



Annexe 11 : Concentration moyenne en phosphates (entre 2010 et 2016), pendant la deuxième vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne verte représente le seuil de bon état pour la concentration en phosphates.

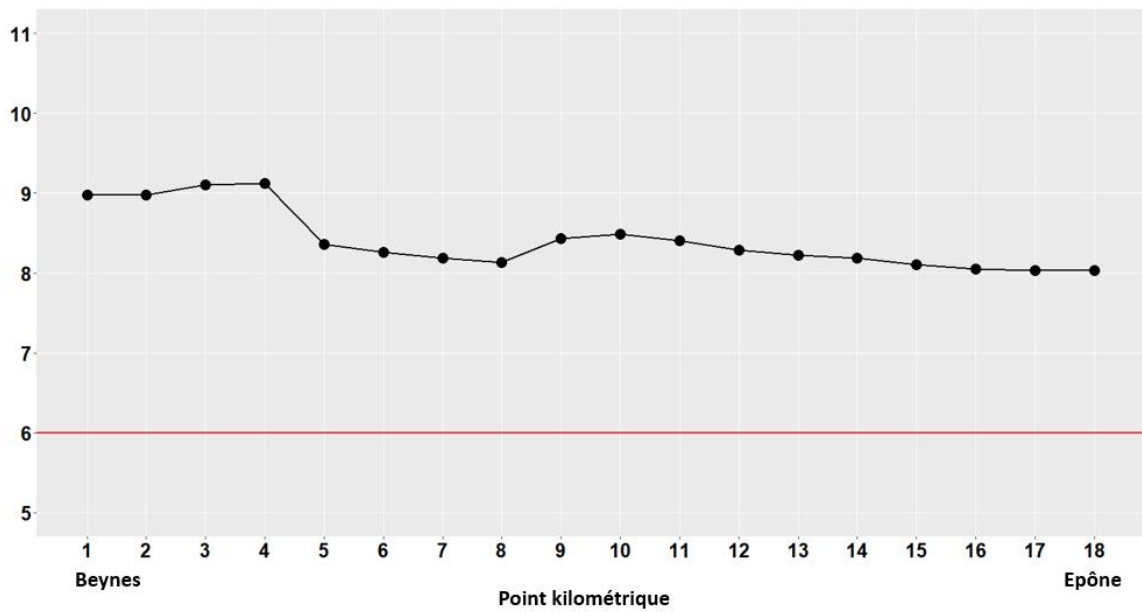
Concentration moyenne en nitrates (mgNO<sub>3</sub>/l)



Annexe 12 : Concentration moyenne en nitrates (entre 2010 et 2016), pendant la première vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne verte représente le seuil de bon état pour la concentration en nitrates.



Concentration minimale en dioxygène (mgO<sub>2</sub>/l)



Annexe 13 : Concentration minimale en dioxygène (entre 2010 et 2016), pendant la première vague migratoire de la truite de mer, sur la partie aval de la Mauldre (entre Beynes et Epône). La ligne rouge correspond au seuil de tolérance pour les salmonidés.

## Résumé

Les écosystèmes aquatiques terrestres lotiques sont des milieux particulièrement sensibles aux activités anthropiques (activités agricoles intensives et industrielles, urbanisation, aménagement des cours d'eau, etc.). Ces activités peuvent conduire à une altération de la qualité physico-chimique, des régimes hydrologiques et de la morphologie des cours d'eau et induire une perte de continuité écologique, au sein du réseau hydrographique. Les poissons grands migrateurs, en raison de leur cycle de vie nécessitant des migrations entre les eaux marines et les eaux douces, sont particulièrement vulnérables à ces pertes de continuité écologique. Historiquement, le bassin de la Seine comptait dix espèces de poissons grands migrateurs. L'aménagement du cours d'eau pour la navigation et la pollution des eaux du bassin, a alors conduit à la disparition temporaire de certaines espèces dans les années 70s, notamment le saumon Atlantique. Aujourd'hui, grâce aux efforts réalisés, certaines espèces recolonisent progressivement le bassin. La présente étude s'intéresse au cas particulier de la truite de mer sur une rivière affluente à la Seine fortement anthropisée : la Mauldre. Les objectifs de l'étude sont d'identifier la présence de frayères potentielles sur le cours d'eau et d'évaluer leur accessibilité, par l'intermédiaire d'une modélisation de la continuité écologique utilisant l'approche du chemin de moindre coût. L'impact des principales barrières à la migration a été évalué. Les ouvrages hydrauliques perturbants le plus la libre circulation piscicole et les pollutions physico-chimiques ont été identifiés. Des scénarios d'effacement progressifs d'ouvrages de l'aval vers l'amont, ainsi que les scénarios d'amélioration de la qualité de l'eau, ont permis de mettre en évidence les actions à cibler pour restaurer la continuité écologique et permettre la recolonisation de la truite de mer, une espèce indicatrice du bon état des cours d'eau dulçaquicoles.

Mot clés : Continuité écologique – Poissons grands migrateurs – Truite de mer – Chemin de moindre coût – Scénarios de restauration.

## **Abstract**

Lotic terrestrial aquatic ecosystems, which give shelter to a huge biodiversity, are sensitive to anthropogenic threat (intensive agricultural and industrial activities, urbanization, development of watercourses). These activities can lead to an alteration in the physico-chemical quality, the hydrological regimes and the morphology of watercourses and induce a loss of ecological continuity within the hydrographic network. Diadromous fish are particularly vulnerable species, due to their life cycle requiring migrations from marine waters to freshwaters. Historically, the Seine basin had ten species of diadromous fish. Navigation development and pollution of the waters of the basin led to the loss of some historically present species in the 70s, like the Atlantic salmon. Today, thanks to the efforts made, certain species are gradually recolonizing the basin. This study focuses on the specific case of sea trout on a river tributary to the Seine that is heavily anthropized: the Mauldre. The objectives of the study are to locate the presence of potential spawning grounds on the watercourse and to assess their accessibility through ecological continuity modeling using the least cost path analysis. The impact of the main barriers to migration has been assessed. The hydraulic barriers, that are disturbing fish life movements, and physico-chemical pollution have been identified. The scenarios for the gradual erasure of hydraulic obstacles from downstream water to upstream water, as well as the scenarios of improving water quality, have highlighted the actions to target to restore ecological continuity and allow the recolonization of sea trout, a species indicator of the good conditions of freshwater streams.

Key words: Ecological continuity – Diadromous fish – Sea trout - Least cost path analysis – Restauration scenarios.