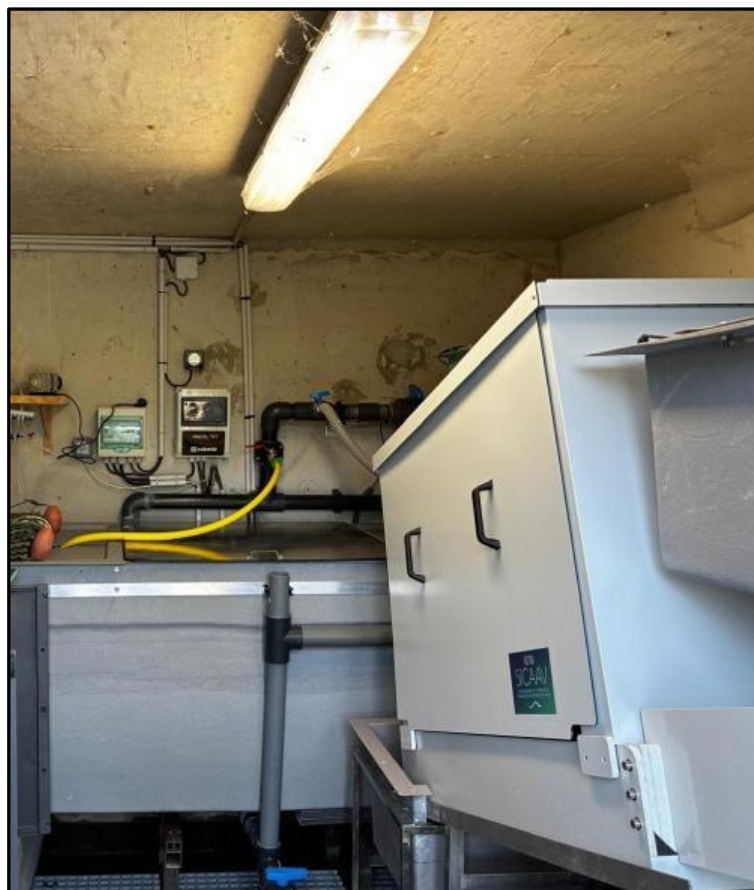

Rapport de stage Master 2

Suivi et estimation du recrutement en anguille européenne (*Anguilla anguilla*) sur le fleuve Seine par compteur SICAAV

Par Jules Chenut
Supervisé par Sébastien Grall
La Rochelle Université Master SPE GEEL
SEINORMIGR



Remerciements

Avant tout je souhaiterais remercier l'ensemble des personnes que j'ai pu côtoyer au cours de mon stage :

Je tiens à remercier tout d'abord M. Martial Chouquet, président de Seinormigr et la FDAAPPMA de l'Eure de m'avoir accueilli au sein de l'association.

Je tiens également à remercier Florian Deshayes, directeur de Seinormigr pour m'avoir accueilli au sein de l'équipe mais également pour sa bienveillance et ses précieux conseils.

Je souhaite également remercier tout particulièrement mon maître de stage Sébastien Grall pour l'opportunité et la confiance qu'il m'a accordé pour ce stage. Je tiens à le remercier pour son accompagnement constant son dévouement sans failles durant ce stage malgré un emploi du temps chargé. Je le remercie également pour le partage de son expérience et de ses connaissances précieuses, tant sur le terrain que pour le traitement de données. Enfin, je le remercie pour sa gentillesse et sa bienveillance ainsi que pour la liberté et l'autonomie qu'il m'a accordée rendant cette expérience à la fois plaisante et très enrichissante.

Je souhaite également adresser ma gratitude au reste de l'équipe Seinormigr : Adrien Barault, Romain Dupuy-Jandard, Jean-Philippe Hanchard, Alice Lemonier et Maxime Potier pour l'accueil ainsi que leur contribution au cadre de travail très plaisant offert par l'association. Je les remercie également pour leur aide tout au long de ce stage tant sur le terrain mais également pour leurs conseils avisés. Enfin je les remercie de m'avoir impliqué dans les différents suivis de l'association me permettant de découvrir d'autres espèces et méthodes de suivi.

Enfin je tiens à remercier tout mon entourage pour le soutien durant ce stage, mais également l'ensemble de la promotion de Master pour le soutien et l'entraide mutuelle au cours de ces deux dernières années.

.

Sommaire

Remerciements.....	2
Structure d'accueil.....	2
1. Introduction.....	3
2. Matériels et méthodes.....	7
2.1. Site d'étude.....	7
2.1.1. Dispositifs de passes à poissons.....	8
2.2. Suivi du recrutement.....	9
2.2.1. Piégeage.....	9
2.2.2 Prise de données biologiques.....	10
2.2.3 Compteur SICAAV.....	12
2.3 Paramètres environnementaux.....	15
2.4 Bancarisation des données.....	15
2.5 Traitement et analyses de données.....	15
3. Résultats.....	16
3.1 Test d'efficacité SICAAV.....	16
3.1.1 Efficacité dénombrement.....	16
3.1.2 Précision des mesures de taille.....	19
3.2 Bilan Migratoire.....	20
3.2.1 Recrutement 2026.....	20
3.2.2 Morphologies des individus.....	23
3.2.3 Influence des paramètres environnementaux.....	25
4. Discussion.....	29
4.1 Recrutement 2026.....	29
4.2 Caractéristiques du recrutement et influence des paramètres environnementaux.....	32
4.3 Pertinence du SICAAV.....	34
5. Conclusion.....	39
6. Références bibliographiques.....	41
7. Annexes.....	49
Résumé.....	54
Abstract.....	55

Structure d'accueil

Seine-Normandie-Migrateurs (Seinormigr) est une association de protection de l'environnement qui a pour objectifs le suivi et la gestion des populations des poissons migrateurs sur le bassin Seine-Normandie. Fondée en 2007 à l'initiative du président de la Fédération de la Seine Maritime pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, l'association fait partie d'un réseau de huit associations migratrices chacune couvrant un grand bassin hydrographique. Depuis 2011, elle est inscrite au Plan de Gestion Des Poissons Migrateurs (PLAGEPOMI) pour le Bassin Seine-Normandie et y siège en tant qu'invité permanent. L'association se charge d'une partie des suivis en régie, et centralise l'ensemble des données issues des différents producteurs du territoire d'action de 95000km² dans lequel se trouvent 50 000km de cours d'eau. Par adhésion, elle regroupe 20 Fédérations Départementales Pour La Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (FDAAPPMA), des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA) et des adhérents directs (personnes physiques). Son organisation se compose d'un conseil d'administration de 20 membres, issus de FDAAPPMA et d'AAPPMA adhérentes, dont le président M. Martial Chouquet qui dirige l'association, ainsi qu'une équipe technique de 7 salariés répartis sur 2 antennes. Cette équipe est chargée du suivi et de la gestion des sept espèces de grands migrateurs amphihalins : le Saumon atlantique (*Salmo salar*), la truite de mer (*Salmo trutta*), l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*), l'Alose feinte (*Alosa fallax*), la grande Alose (*Alosa alosa*), la Lamproie marine (*Petromyzon marinus*), Lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*). Les missions de l'équipe techniques se développe autour des 7 axes suivants :

- 1- Etude et suivi des populations d'espèces migratrices amphihalines sur le bassin Seine-Normandie et la région Normandie.
- 2- Valorisation et gestion durable des migrateurs amphihalins par l'apport et la diffusion de connaissance scientifiques en vue de pratiques halieutiques durables.
- 3- Soutien aux projets de restauration des habitats et routes migratrices essentiels des migrateurs amphihalins pour leur sauvegarde et recolonisation des cours d'eau.
- 4- Assister en matière technique et administrative dans tous les projets contribuant à l'accomplissement du cycle biologique des grands migrateurs.
- 5- Conduite et coordination d'études pour appuyer les décisions politiques sur la gestion des cours d'eau.
- 6- Participer à la définition et la mise en œuvre des objectifs de restauration des populations de poissons migrateurs au sein du CO.GE.PO.MI. et de son PLA.GE.PO.MI.
- 7- Communication et diffusion de données d'expertises par l'intermédiaire d'outils de communication adapté à tous types de publics.

1. Introduction

Représentant seulement 0,01% de l'eau terrestre (Gleick, 1996; Dudgeon *et al.*, 2006), et 0,8% de la surface du globe (Gleick, 1996), l'eau douce concentre pourtant une biodiversité exceptionnelle. Hawksworth et Kallin-Arroyo (1995) estiment que 100 000 espèces, soit 6% de toutes les espèces décrites, y sont associées. D'autre part, il est estimé que 40% de la diversité ichthyologique est issue des écosystèmes dulçaquicoles, le reste étant hébergé dans la fraction marine des écosystèmes aquatiques constituant plus de 99% de la fraction disponible (Lundberg *et al.*, 2000; Dudgeon *et al.*, 2006; Tedesco *et al.*, 2017). Aujourd'hui, les systèmes d'eaux douces sont fortement altérés par les activités anthropiques et les pressions sont multiples. Dans ce contexte, 26% des poissons d'eaux douces (Sayer *et al.*, 2025), et notamment 37% à l'échelle européenne (Freyhof *et al.*, 2011), sont aujourd'hui menacés. Parmi les pressions identifiées, la contamination par des polluants, l'assèchement, la transformation des sols ou l'introduction d'espèces exotiques envahissantes représentent une menace importante pour ces écosystèmes (Sayer *et al.*, 2025). Enfin, la continuité écologique des cours d'eaux mondiaux s'est considérablement réduite dans le monde avec l'augmentation du nombre de barrages post seconde guerre mondiale (Nicola *et al.*, 1996; World Commission on Dams, 2001; Miller *et al.*, 2016). Aujourd'hui, il est estimé que 50% des cours d'eau mondiaux ont une connectivité réduite (Grill *et al.*, 2019). Ces chiffres sont encore plus alarmants pour les grands cours d'eau (supérieur à 1000km). Ils représentent 41% du volume de rivières mondial (Grill *et al.*, 2015), et seul 37% d'entre eux circulent encore librement (Grill *et al.*, 2019). Cette perte de la continuité écologique a entraîné des conséquences négatives sur l'ichtyofaune (Liermann *et al.*, 2012) pour laquelle les ouvrages représentent des obstacles infranchissables. Ces conséquences sont particulièrement exacerbées pour les poissons migrateurs amphihalins dont la reproduction est dépendante de la libre circulation des cours d'eau (Deinet *et al.*, 2020; Chan *et al.*, 2025).

L'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*, Linnaeus, 1758) fait partie des espèces concernées par cette problématique. Espèce amphihaline migratrice semelpare (une reproduction unique par individu), son cycle de vie est complexe et couvre une grande aire de répartition. Grâce à sa forte plasticité et tolérance, l'anguille colonise les zones côtières salées, saumâtres mais aussi les milieux continentaux dulçaquicoles (Tsukamoto *et al.*, 1998; Ibbotson *et al.*, 2002; Daverat and Tomás, 2006; Daverat *et al.*, 2006; Enbody *et al.*, 2021; Boardman *et al.*, 2023). Lors de sa phase de croissance, d'une durée de 5 à 25 ans (Tesch, 1977; Durif *et al.*, 2009; Cresci, 2020), son aire de répartition s'étend de l'Europe du Nord jusqu'au nord de l'Afrique. Sa première migration débute dès le stade larvaire, dit Leptocéphale, en mer des Sargasses, aire de fraie unique supposée (Schmidt, 1923; Tesch, 1977; Wright *et al.*, 2022). S'en suit une migration transocéanique avec un transport larvaire via les courants

marins notamment le Gulf Stream. La durée de cette migration serait comprise entre 1 et 3 ans selon différentes études et en fonction des conditions environnementales (Lecomte-Finiger, 1994; Arai et al., 2000; Adam et al., 2008; Bonhommeau et al., 2008b; Westerberg et al., 2018). A ce stade, le transport est passif mais des mouvements verticaux selon un rythme nycthémérale ont lieu pour favoriser l'alimentation tout en minimisant la prédation (Schoth and Tesch, 1982; van Ginneken and Maes, 2005). A leur arrivée au niveau du plateau continental, les larves se métamorphosent en civelles (Tesch, 1977). Une majeure fraction va s'établir dans les zones côtières et l'autre remonter les cours d'eau pour participer au recrutement fluvial (Tesch, 1977; Adam et al., 2008; Cresci, 2020; Podda et al., 2021). Les zones aval présentent une forte densité d'individus et un sexe-ratio biaisé vers les mâles. A l'inverse les zones peu densément peuplées sont dominées par les femelles (Tesch, 1977; De Leo and Gatto, 1996; Ibbotson *et al.*, 2002). Une fois leur croissance terminée, une ultime métamorphose, l'argenture, a lieu. A ce stade, la face dorsale va s'assombrir et la ventrale se blanchir, les yeux ainsi que les pectorales s'accroître puis le système digestif s'atrophier. Les anguilles de la fraction continentale vont, sous contrôle des conditions environnementales (Tesch, 1977; Sandlund *et al.*, 2017), dévaler les cours d'eau et rejoindre l'océan. Les processus physiologiques de l'argenture, notamment le développement des gonades, vont se poursuivre au cours de la dévalaison et durant la migration transocéanique. Le trajet entrepris par les anguilles argentées vers la mer des Sargasses se réalise uniquement sur leur réserve énergétique (Limburg *et al.*, 2003; Belpaire *et al.*, 2009).

Autrefois très abondante et dominante dans la biomasse piscicole des zones aval (Dekker and Moriarty, 1997), cette espèce est aujourd'hui une des plus touchée par la fragmentation de l'habitat. Une diminution de plus de 80% de son aire de répartition dans la péninsule ibérique est observée et imputée aux ouvrages hydrauliques (Nicola *et al.*, 1996; Lobón-Cerviá, 1999; Clavero and Hermoso, 2015; Halvorsen *et al.*, 2020). La probabilité de présence d'anguille en amont diminue avec l'augmentation du nombre d'ouvrage (Imbert *et al.*, 2008; Halvorsen *et al.*, 2020). En provoquant une accumulation d'individus en aval des ouvrages, les obstacles à la montaison perturbent les mécanismes densité-dépendants. Cela peut accroître la mortalité (par prédation ou cannibalisme) et biaiser les sex-ratio en faveur des mâles (Degani and Levanon, 1983; Vøllestad and Jonsson, 1988; Feunteun and Marion, 1994; Dekker and Moriarty, 1997; Crowley *et al.*, 2022). A la dévalaison, le taux mortalité est considérable au niveau des ouvrages et augmente avec le nombre rencontré (Verreault *et al.*, 2004; Jansen *et al.*, 2007; Kettle *et al.*, 2011; Jellyman, 2022). En parallèle, au cours des dernières décennies, un effondrement de l'abondance ainsi que du recrutement est observé atteignant entre 0,4% et ~10% des effectifs pré 1980 (Dekker and Moriarty, 1997; Dekker, 2003a, 2003b; ICES, 2023).

Associé à la perte d'habitat (Kettle *et al.*, 2011; Clavero and Hermoso, 2015; Podda *et al.*, 2021; Chan *et al.*, 2025), cet effondrement est attribué à une multitude de pressions (Adam *et al.*, 2008; Podda *et al.*, 2021; Jellyman, 2022). Parmi elles, la surexploitation halieutique, du stade civelle à anguille argentée (Dekker and Moriarty, 1997; Dekker, 2003b, 2003a, 2019). Des variations des conditions océaniques, en partie dû au dérèglement climatique, impactent la courantologie ou la disponibilité alimentaire ce qui va influencer directement sur le recrutement (Castonguay *et al.*, 1994; Westerberg, 1998; Durant *et al.*, 2007; Friedland *et al.*, 2007; Bonhommeau *et al.*, 2008b, 2008a; Kettle *et al.*, 2008; Arribas *et al.*, 2012; Bénézech *et al.*, 2026). La contamination des géniteurs par des polluants est également identifiée comme potentielle origine de l'effondrement du succès reproducteur. En altérant les réserves énergétiques, la contamination limite le potentiel migratoire des géniteurs tout en perturbant la gamétogenèse (Bruslé, 1994; Dekker and Moriarty, 1997; Robinet and Feunteun, 2002; Belpaire *et al.*, 2009; Geeraerts and Belpaire, 2010; Bourillon *et al.*, 2022). L'origine du déclin n'est pas unique, ces pressions agissent en synergie sur l'espèce (Miller *et al.*, 2016) et ont conduit à la disparition de près de 95% de sa population pristine, l'amenant ainsi à être désormais classée comme en danger critique d'extinction (Pike *et al.*, 2018) et ajoutée à l'Annexe II de la CITES.

Compte tenu de sa situation alarmante, de sa haute importance écologique (Feunteun & Marion, 1994; Laffaille *et al.*, 2000) et économique (PGA, 2009 ; Dekker, 2019), l'Anguille européenne fait l'objet d'un règlement européen (CE) N°1100/2007 obligeant les pays membres de l'Union Européenne (UE) à prendre des mesures de conservation et de restauration. Ce règlement a pour objectif de restaurer la population à 40% de la biomasse pristine d'anguilles argentées. En France, un Plan de Gestion Anguille (PGA) est décrété en 2009, entré en vigueur en 2010 et découpé en sous volets correspondant chacun à un bassin hydrographique (PGA, 2009). Pour remplir les objectifs fixés par l'UE, le PGA vise à rétablir des conditions favorables pour la restauration de la population. Ces conditions incluent notamment une diminution de la pression de pêche (quotas), la restauration de la continuité écologique, l'amélioration de la qualité de l'eau, le repeuplement et l'encadrement du commerce. L'efficacité de ces mesures est évaluée par un suivi à long terme de l'espèce. Au sein du bassin Seine-Normandie (Figure 1), ces suivis sont réalisés par l'association Seinormigr. Ce bassin, considéré comme entièrement colonisable par l'anguille, présente un potentiel d'accueil important et la Seine est classée comme cours d'eau de priorité niveau 1. Or, ce territoire illustre bien les problématiques liées à l'anguille car il est fortement artificialisé, avec seulement une dizaine d'estuaires fonctionnels pour une trentaine d'exutoires. Il compte près de 10 000 ouvrages hydrauliques dont 420 classés comme prioritaires par le PGA (maximum tout bassins confondu).

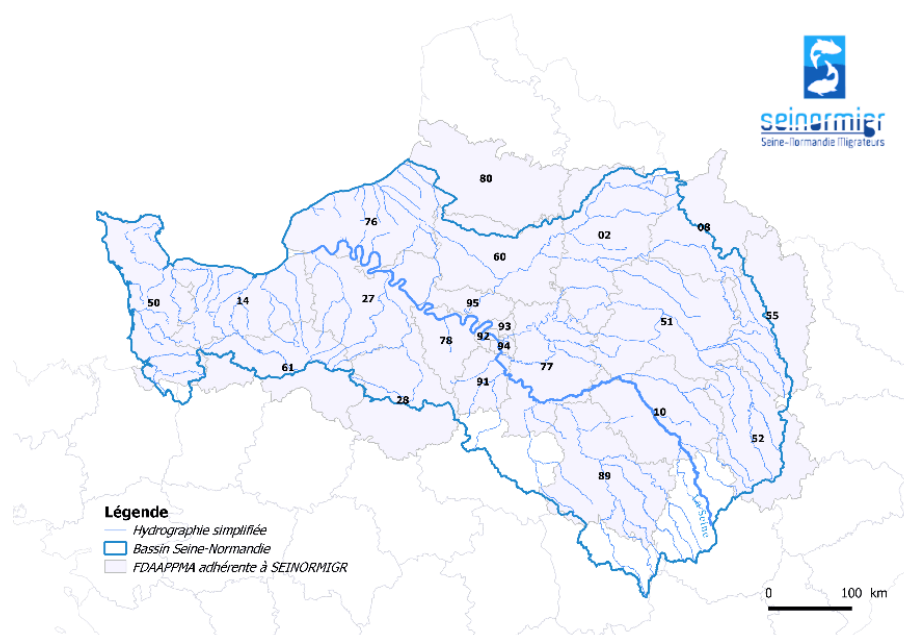


Figure 1: Carte du bassin Seine-Normandie et territoire d'action de l'association (Source : ©Seinormigr)

Depuis 2014, un suivi du recrutement annuel est réalisé sur la Seine au barrage de Poses, le premier ouvrage rencontré par les juvéniles en montaison. Ce suivi permet d'estimer quantitativement et analyser qualitativement le recrutement. Les données obtenues permettent d'identifier la dynamique de la population sur le bassin et valider ou non l'efficacité des mesures de conservations prises. L'étude permet également une meilleure compréhension du recrutement en Seine et donc d'identifier de nouveaux axes d'amélioration pour une gestion plus adaptée. Le suivi de 2026 apporte une nouveauté avec le déploiement du Système Innovant de Comptage des Anguilles en Automatique par Vision (SICAAV), développé par Hizkia informatique, en réponse aux effectifs records des deux dernières années (Lebourg, 2025). Bien que commercialisé depuis 2021, le SICAAV reste un dispositif encore très récent et les premières études réalisées démontrent une certaine marge d'erreur du compteur automatique sur les effectifs obtenus ainsi que sur les tailles (Migradour, 2022, 2023, 2024). Compte tenu des erreurs observées, des effectifs plus importants et des tailles inférieures obtenus à Poses par rapport aux stations où le SICAAV a été déployé, des tests d'efficacité ont été réalisés le long de la période de suivi du recrutement. L'objectif de ce rapport est donc multiple. Il vise dans un premier temps à estimer et caractériser le recrutement de 2026, le comparer aux années précédentes, ainsi qu'identifier les facteurs qui l'influencent. En parallèle, l'objectif était de tester l'efficacité du SICAAV afin de vérifier qu'il détecte bien les passages, les compte et les identifie correctement et s'assurer de la précision des mesures de taille effectuées. Ces résultats ont pour but quantifier le taux d'erreur du système et d'évaluer sa pertinence dans le cadre du suivi du recrutement fluvial de *A. anguilla* sur La Seine.

2. Matériels et méthodes

2.1. Site d'étude

Situé dans le département de l'Eure, entre les communes de Poses et d'Amfreville-sous-les-Monts, le barrage de Poses est un ouvrage construit en 1881 faisant partie du grand réseau de barrages-écluses (80 barrages et une trentaine d'écluses (Lescure *et al.*, 2011)) sur la Seine. Initialement conçu à des fins de navigation, une usine hydroélectrique est mise en place par l'entreprise HYDROWATT en 1991. Ouvrage le plus en aval de la Seine, à 160km de son embouchure, long de 280 mètres et possédant une chute moyenne de 4 mètres, le barrage de Poses marque la limite d'influence de la marée et la limite amont de l'estuaire (Lescure *et al.*, 2011). Il représente ainsi le premier obstacle rencontré par les poissons en montaison et la porte d'entrée vers la Seine et ses affluents. Le barrage se structure en trois parties avec l'usine hydroélectrique en rive gauche, les vannes au niveau de la grande île et le système d'écluses géré par les Voies Navigables de France (VNF ; Figure 2).



Figure 2: Site du barrage de Poses et localisation des dispositifs de comptage.

2.1.1. Dispositifs de passes à poissons

De part et d'autre de l'ouvrage, avec l'objectif de respecter la Loi sur l'eau du 16 décembre 1964 en vigueur, des aménagements permettant la libre circulation des poissons ont été mis en place sous la forme de passes à poissons. En complément, des dispositifs spécifiques aux anguilles ont également été construits conformément au règlement européen (CE) No 1100/2007 du 18 septembre 2007 et au PGA de 2010 (Figure 3).

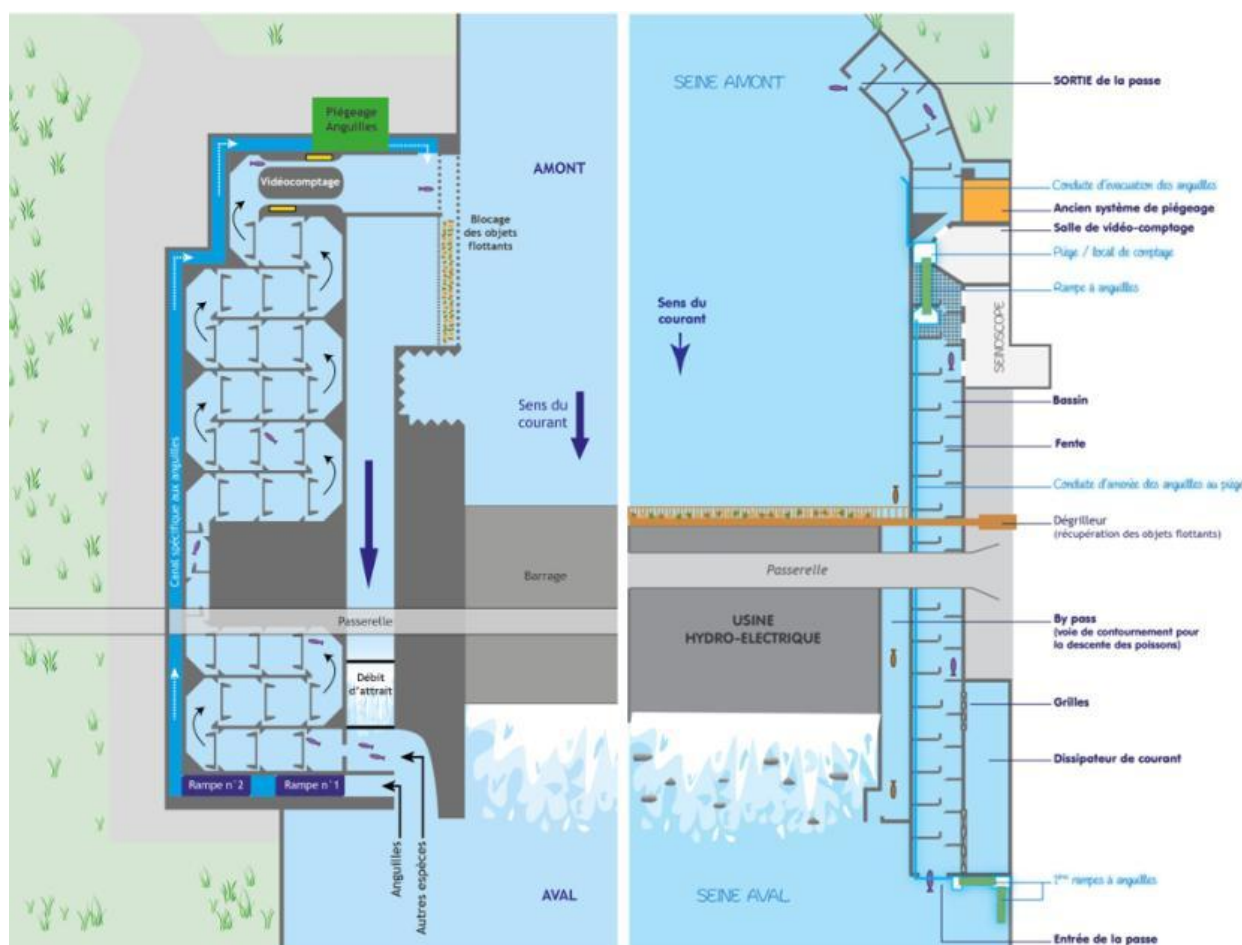


Figure 3 : Schéma des dispositifs de franchissement installés sur l'ouvrage de Poses (à gauche du schéma : dispositif de rive droite ; à droite : dispositif de rive gauche) (source : ©Seinormigr)

2.1.1.1. Rive gauche

Le premier dispositif de franchissement a été mis en place lors de la construction de l'usine hydroélectrique en 1991. Le dispositif prend la forme d'une passe à poissons de type passe à bassins à fentes verticales simples (VNF Voies navigables de France *et al.*, 2008), longue de 86 mètres et composée de 23 bassins successifs auxquels s'ajoute un by-pass de dévalaison. En 2013, des

rampes à anguilles ont été implémentées au système de passe à poissons. Ce système se compose en aval de 3 rampes inclinées à 45° avec un revêtement de type « tapis brosse » entrecoupées de bassins de repos. Ces rampes sont constituées d'un tapis synthétique sur lequel est dressé des faisceaux de soies (« poils ») d'espacements variables sur lesquels les civelles ainsi que les anguillettes peuvent prendre appui. Un flux d'eau constant circule sur les rampes servant à la fois de débit d'attrait pour les anguilles mais également à maintenir la surface en eau pour favoriser la reptation des anguilles. Une fois au sommet de la rampe, les anguilles sont dirigées vers un canal de liaison en tube PVC de 56 mètres en pente négative de 2°. Ce canal se déverse dans un collecteur relié à une dernière rampe « tapis brosse » inclinée à 45° débouchant vers le système de piégeage des anguilles (Figure 3).

2.1.1.2. Rive droite

Un deuxième dispositif de franchissement a été construit par VNF sur la rive droite en 2017 compte tenu de la largeur du cours d'eau. Le dispositif se compose d'une passe à poissons à bassins à fentes verticales double ainsi que d'une passe à anguilles. La passe à anguilles de la rive droite (RD) suit le même principe que celle de la rive gauche (RG). Elle est également de type « tapis brosse ». Elle est composée en aval de deux rampes inclinées à 45° séparées par un bassin de repos sur lesquels sont disposés des filets anti-prédations, puis débouche vers un canal longeant la passe à poissons et dirigeant les anguilles vers le système de piégeage/comptage situé plus en amont qu'elles atteignent via une ultime rampe « tapis brosse » (Figure 3, 4A). Construite en même temps que la passe à poissons, la passe à anguille de RD est donc plus fonctionnelle que celle de la rive gauche d'après les passages obtenus les années précédentes.

2.2. Suivi du recrutement

Le suivi du recrutement à Poses permet, compte tenu de la limite amont que représente l'ouvrage, de suivre la fraction fluviale du recrutement de l'anguille européenne sur la Seine. Pour cela, un protocole est mis en place comprenant plusieurs dispositifs de comptage. Enfin, différentes variables biologiques et environnementales sont considérées pour caractériser ce recrutement.

2.2.1. Piégeage

2.2.1.1 Actif : Cuve de piégeages

Comme lors des années précédentes, le suivi en rive gauche est réalisé grâce à une cuve de piégeage. La relève du piège varie entre trois fois par semaine hors week-end et jours fériés, en dehors des pics de migration, et quotidiennement en saison haute. Pour les deux rives, le dispositif de piégeage est situé juste en amont de l'ultime rampe « tapis-brosse » (Figure 5A). En RG le système de piégeage se compose d'une cuve doublée d'un filet pour faciliter la récupération des individus. Cette cuve est alimentée d'un flux d'eau permanent pour maintenir des conditions optimales de température et d'oxygénation pour les anguilles (Figure 3). En RD le système de

piégeage consiste en un vivier équipé de bulleur afin de garantir l'oxygénation de l'eau. La pompe alimentant la rampe est également connectée au vivier afin de permettre le renouvellement en eau. La collecte des anguilles s'effectue grâce à un bac maillé que l'on dispose au niveau de la vanne de vidange de la cuve.

2.2.1.2 Passif : le « flottang »

Juste en aval de la passe à poissons de la rive droite, un dispositif de piégeage appelé « flottang » est déployé. Pour des raisons de sécurité, aucun flottang n'a été déployé en rive gauche. Ce dispositif est composé d'un feuillet de 10 couches carré de 50cm de côté de treillis Macmat reliées entre eux et équipé de flotteurs (Figure 4B). Le flottang est conçu pour flotter passivement à la surface offrant ainsi un refuge/habitat aux anguilles en migration. Ses avantages sont multiples, premièrement il permet la capture de jeunes stades pour lesquels il agit comme un habitat artificiel. Ensuite, il permet de contrôler de potentiels dysfonctionnement des dispositifs de franchissement ou leur inadéquation en cas d'accumulations d'anguilles en pied de rampes.

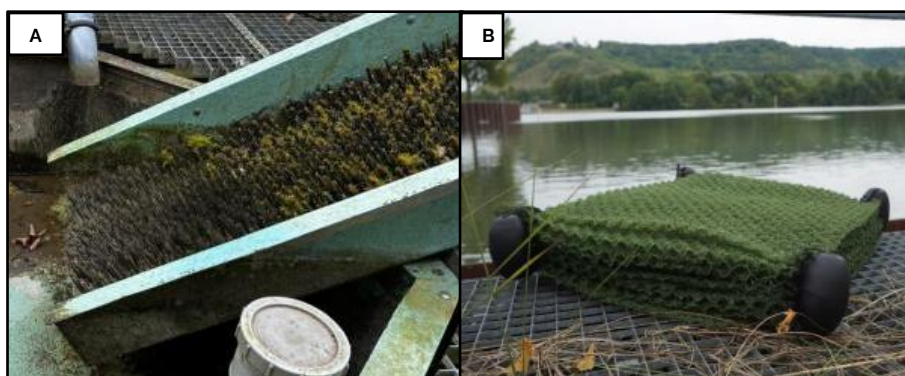


Figure 4 : A) Rampe à anguille ; B) Dispositif de flottang (Photo : A) J.Chenut ; B) Seinormigr)

2.2.2 Prise de données biologiques

Lors de la récupération des anguilles dans les dispositifs de piégeage, celles qui vont être manipulées pour la prise de données biologiques sont plongées dans un bain anesthésiant d'Isoeugénol dilué dans de l'eau pour faciliter la biométrie et limiter le stress. Une fois anesthésiées, la biométrie des individus capturés est réalisée. La taille est mesurée en millimètre à l'aide d'un ichtyomètre (+/- 1mm), le poids est mesuré en grammes à l'aide d'une balance électronique précise au dixième de gramme (+/- 0.1g) (Figure 5).



Figure 5 : A) Paillasse de biométrie ; B) Civelle ; C) Pesée d'un lot d'anguilles (Photos : J.Chenut)

Suivant le nombre d'individus un protocole spécifique concernant la prise de données biologiques est appliqué (Figure 6). Lorsque le nombre d'individus est trop important, un sous échantillon de 100 individus est réalisé puis pesé afin de calculer une masse moyenne individuelle. L'excédent est ensuite pesé puis le nombre d'individus estimé en divisant la masse obtenue par la masse moyenne individuelle.

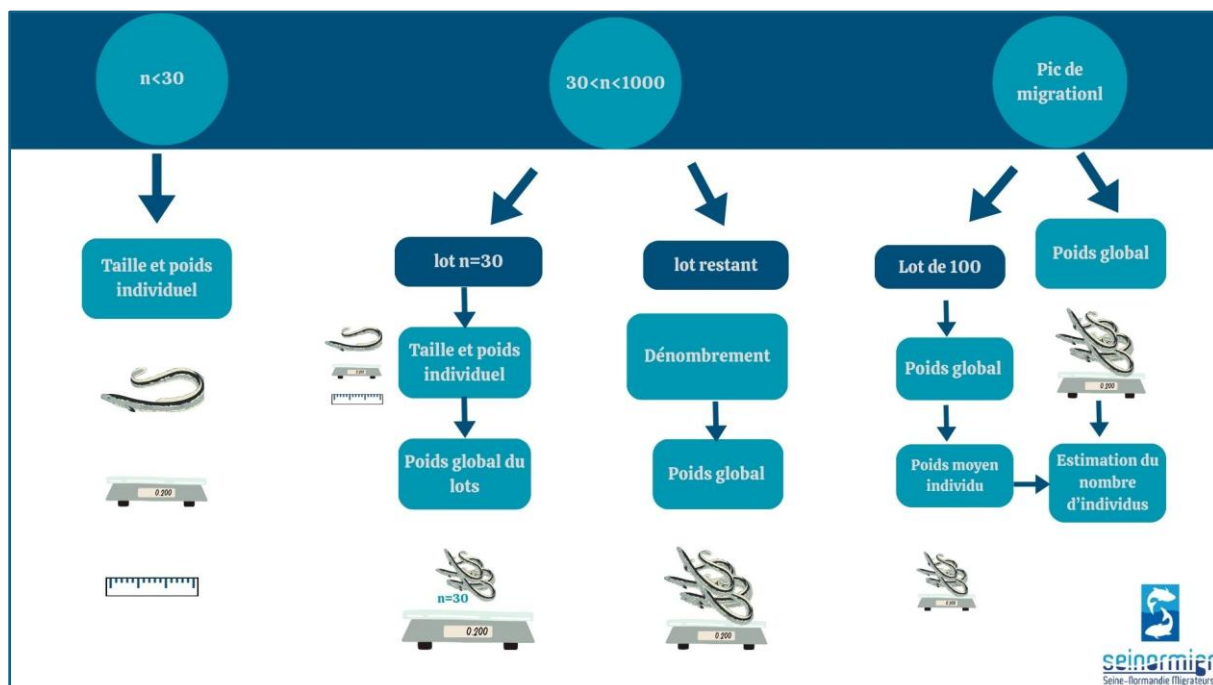


Figure 6 : Synthèse des protocoles de dénombrements d'anguille

2.2.3 Compteur SICAAV

2.2.3.1 Fonctionnement

Le Système Innovant de Comptage des Anguilles en Automatiques par Vision (SICAAV) est un outil de comptage automatisé développé par l'entreprise HIZKIA informatique. Ce système a été installé sur la rive droite de l'ouvrage de Poses par Seinormigr pour le suivi du recrutement des anguilles de 2026. Cette installation vient s'adapter au dispositif de passe à anguilles déjà existant et se place en parallèle de l'ultime rampe « tapis brosse » et la cuve de piégeage. Le déploiement du SICAAV en rive droite vient répondre aux effectifs importants d'anguilles en montaison observés lors des deux dernières années avec des effectifs journaliers lors pics de migrations oscillant entre 30 000 à plus de 100 000 individus. L'ancien système, ayant une cuve de piégeage sous dimensionné, n'était plus adapté à recevoir de tels effectifs sans risques important de mortalité associée à la surdensité (anoxie, entassement, excès de mucus). Le SICAAV est installé sous la forme d'un caisson composé d'une caméra industrielle braquée vers une rampe inclinée retro-éclairante en lumière infrarouge (Figure 7). Les anguilles transitent de la rampe « tapis brosse » vers la rampe éclairée pour ensuite la dévaler devant la caméra. Lorsque le système détecte un mouvement, une séquence vidéo est enregistrée puis compte les anguilles détectées. Pour chaque anguille il effectue une mesure de taille et enregistre l'heure de passage à la seconde près. La taille est mesurée en pixel puis automatiquement convertie en millimètre à partir d'un coefficient de calibration. Le programme identifie les anguilles et les mesure via des algorithmes d'intelligence artificielle (IA) et de tracking entraînée à cet effet. Une fois le système traversé, les anguilles sont récupérées dans un collecteur puis directement évacuées par un tuyau vers un canal connecté à la Seine. Les données enregistrées sont ensuite transmises à un serveur d'Hizkia assurant leur traitement, leur synthèse et leur stockage vers une base de données téléchargeable en ligne. Celle-ci peut ensuite être incorporées directement à la base de données de Seinormigr. L'utilisation du SICAAV permet un comptage sans intervention humaine, ni manipulation ou piégeage des anguilles dans une cuve, réduisant ainsi l'impact du suivi sur les individus, notamment en limitant le temps de manipulation, le stress, les risques de contagion, les lésions et la mortalité. Elle permet également de limiter la demande en moyen humain du suivie annuel. Grâce à une échelle temporelle plus fine, le déploiement de ce système permet également d'étudier l'influence de plus de facteurs environnementaux sur la dynamique du recrutement (cycle de marée, diagramme d'activité etc).

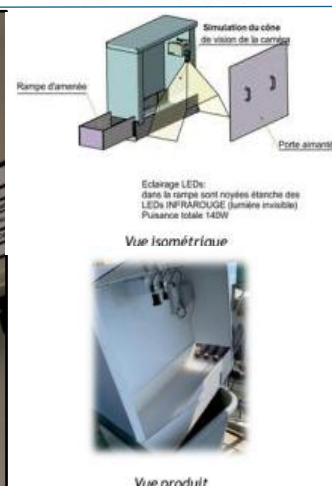


Figure 7 : Dispositif du Système Innovant de Comptages Automatique des Anguilles par Vision (SICA AV)

2.2.3.2 Test d'efficacité du SICA AV

2.2.3.2.1 Efficacité dénombrement

Un dépouillement manuel des séquences vidéo enregistrées a été réalisé dans l'objectif de vérifier le bon dénombrement d'anguilles et/ou des erreurs potentielles de labélisations entre l'individu compté et le nom de l'espèce attribuée par le système. Depuis plusieurs années et contrairement aux autres sites équipés du SICA AV, le site de Poses est concerné par la problématique de Crabe chinois *Eriocheir sinensis*. De nombreux individus transitent par les rampes à anguilles et passe également par le SICA AV (Annexe 1). L'objectif est de vérifier que l'IA ne confond pas les différentes espèces entre elles.

Une opération de piégeage durant un pic de migration a également été réalisée en rive droite pour compter manuellement les anguilles passées par le SICA AV sur une période donnée. L'opération a débuté par l'arrêt de la pompe alimentant les rampes puis la purge des collecteurs (Figure 8A) de part et d'autre de la rampe du SICA AV afin de garantir l'absence d'anguille dans le système. Un filet de piégeage a ensuite été placé sur le tuyau d'évacuation des anguilles (Figure 8B) puis tout le système a été remis en route pour le début du piégeage. Une première relève au bout de 30 minutes a été réalisée compte tenu de la quantité importante d'anguilles retenues dans le filet. A l'issue de la période de piégeage, le système a de nouveau été coupé pour stopper le flux arrivant puis purgé afin de récupérer toutes les anguilles. L'ensemble des anguilles a été stockées dans la cuve de piégeage afin de les maintenir à des conditions de température et d'oxygénation adaptées. Par la suite les anguilles ont été décomptées individuellement et manuelle par 4 opérateurs (Figure 8C). Une estimation du nombre d'individus basé sur l'ancien protocole a également été réalisée. Enfin, à partir des séquences vidéo enregistrées sur la période du piégeage, 3 opérateurs ont chacun estimé un nombre d'anguilles passées par vidéo comptages (Figure 8E).

L'objectif a été de comparer les effectifs obtenus au cours du piégeage en fonction des méthodes utilisées.

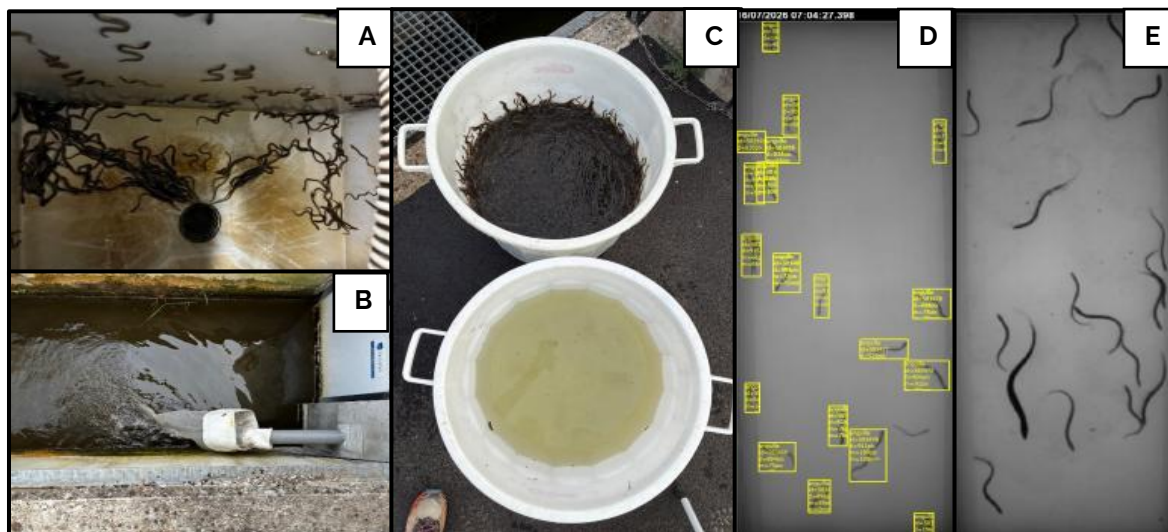


Figure 8 :A) Collecteur en amont de la rampe du SICAAV, B) Chaussette de péage positionnée sur le tuyau d'évacuation des anguilles vers la Seine, C) Décompte individuel et manuel du nombre d'anguilles, D) Séquence vidéo traitée par le SICAAV, E) Fichier vidéo brute utilisé pour le vidéo comptage (Photos : Jules Chenut)

En parallèle, pour évaluer l'efficacité du système lors de passage multiples d'anguille sur la rampe des passages groupées ont été réalisés. Pour cela, 5 passages groupés par échantillons d'individus (n) issus du piégeage du jour en RG ont été réalisés. Le dénombrement total obtenu par le SICAAV (n_{sic}) à l'issue des 5 passages est ensuite comparé avec l'effectif total passé dans le SICAAV ($5n$).

2.2.3.2 Validation mesure de longueur totale

Lors de son déploiement sur la station de Baigt de Béarn, les longueurs totales mesurées par le SICAAV étaient en moyenne surestimées d'environ 30mm (Migradour, 2022, 2023). Depuis le système a reçu des mises à jour pour augmenter sa précision. Dans l'optique de tester la fiabilité des mesures du SICAAV de Poses ainsi que les améliorations apportées par Hizkia, des tests de validations de mesure de longueur ont été réalisés au cours de la saison de migration. Les individus utilisés pour ces tests sont issus du piège de RG et du flottang. Après être emmené au local de RD où ils ont été biométrés selon le protocole traditionnel, les anguilles ont été soumises à 5 passages individuels dans le SICAAV. Les valeurs obtenues ont ensuite été comparées afin d'évaluer l'exactitude et la variabilité des mesures automatisées. Des classes de tailles d'un pas de 10mm sont créées à partir de 60mm jusqu'à 180mm. L'objectif est d'obtenir 50 passages par classe de taille afin d'avoir un échantillon de taille robuste.

2.3 Paramètres environnementaux

Pour identifier les facteurs sous-jacents à la montaison de l'anguilles au barrage de Poses, plusieurs paramètres environnementaux sont considérés. La température de l'eau est obtenue à partir d'une sonde thermique appartenant au GIPSA, la température de l'air est mesurée à la station de Muids (indisponible à Poses) et récupéré via le site météo France. Les débits sont issus de la banque hydro appartenant à hydrofrance, les hauteurs d'eau à partir d'une sonde appartenant à VNF dont les données sont incorporées à la banque hydro. Enfin les coefficients de marée sont issus de Shom. Les phases de cycles ont été extrapolé à partir des niveaux d'eaux mesurée par la sonde appartenant à VNF après avoir lissé les données par moyennes mobiles.

2.4 Bancarisation des données

L'ensemble des données sont stockées dans la base de données STACOMI (https://forge.inrae.fr/stacomis/stacomis_db) à l'exception des données du flottang qui sont hébergés dans un fichier Excel dédié. Les données de piégeage de la rive gauche sont transmises à la base de données par l'intermédiaire de l'interface Stacoflow développé en interne par Sébastien Grall.

2.5 Traitement et analyses de données

L'ensemble du traitement et l'analyse de données est réalisé via le langage R (version 4.5.2) sur le logiciel R Studio (version 2026.01.1, RStudio Team, 2026). Les données stockées dans la base STACOMI sont traitées à partir du package stacomisR spécialement développé à cet effet (Legrand *et al.*, 2019). Pour comparer les tailles mesurées par le SICAAV avec les tailles réelles des tests de Wilcoxon des rangs signés ont été réalisés, dans un premier temps toute classe de taille confondu puis groupé par classe de taille. Pour toutes comparaisons de plus de deux échantillons, un test de Kruskal-Wallis a été réalisé et en cas de significativité, un test post hoc de Dunn a été réalisé afin d'identifier l'origine de la significativité. Pour des raisons de lisibilité, les outliers ont été retirés des représentations graphiques mais pas des analyses.

L'évaluation de l'influence des facteurs environnementaux a été réalisée à deux échelles temporelle différentes. L'influence de la température de l'eau et de l'air, des coefficients de marée et du débit sur les effectifs ont été étudiés au pas de temps journalier, à partir des données historiques sur la période 2014-2026, selon la démarche suivante. Dans un premier temps, les variables environnementales ont fait l'objet d'une analyse en composantes principales (ACP) afin d'évaluer leurs corrélations mutuelles et d'écarter les facteurs colinéaires avant la modélisation. Afin d'évaluer les effets des variables environnementales sur les effectifs journaliers d'anguilles des modèles additifs généralisés (GAM) à distribution binomiale ont été construits afin de modéliser de potentielles relations non-linéaires. Trois modèles ont été réalisés à partir des équations suivantes où β_0 est l'intercept, i est l'observation, u est un effet aléatoire, f est une fonction de lissage spline de la

variable. Une spline cyclique a été appliqué à la variable jour pour représenter la saisonnalité. Un modèle simple 1) avec les paramètres étudiés, un modèle ajoutant un effet de saisonnalité 2) et un dernier 3) ajoutant une interaction entre la température de l'eau et le coefficient de marée.

$$1) \log(y_i) = \beta_0 + u_{année_i} + f_1(Débits_i) + f_2(Température\ de\ l'eau_i) + f_3(Coefficients\ de\ marée_i) + \epsilon$$

$$2) \log(y_i) = \beta_0 + u_{année_i} + f_1(Débits_i) + f_2(Température\ de\ l'eau_i) + f_3(Coefficients\ de\ marée_i) + f_4(jour\ de\ l'année_i) + \epsilon$$

$$3) \log(y_i) = \beta_0 + u_{année_i} + f_1(Débits_i) + f_{2,3}(Température\ de\ l'eau_i, Coefficients\ de\ marée_i) + f_4(jour\ de\ l'année_i) + \epsilon$$

L'influence du cycle de marée et de l'heure d'activité sur les effectifs en montaison a été étudié sur les données issus de la rive droite à partir des heures de passages enregistré par le SICAAV. Pour les phases de marée, les effectifs utilisées sont ceux compris entre la période du 1 juin au 31 juillet. Ce choix se justifie par la quasi-totalité d'anguilles remontées au cours de cette période mais également par un possible masquage de résultats liée à une surreprésentation de zéro durant le début de l'année. Pour chaque phase de marée unique, une quantité d'anguille moyenne par minute a été calculé.

3. Résultats

3.1 Test d'efficacité SICAAV

3.1.1 Efficacité dénombrement

3.1.1.1 Dépouillage manuel des séquences vidéo

Lors des vérifications des séquences vidéo, le taux d'erreur du comptage automatique est inférieur à 1% pour le décompte total. Pour les deux périodes dépouillées, seule une erreur est constatée dans le dénombrement. Le nombre d'erreurs brutes (anguilles comptées deux fois, non détectées ou mauvaise labélisation) est plus important. Sur la période du 1^{er} avril au 16 mai, 33 erreurs brutes ont été commises par le système. Parmi ces 33 erreurs, 17 anguilles n'ont pas été comptées et 16 ont été compté deux fois. Pour l'heure dépouillée le 1^{er} juillet, seule une erreur a été constatée, et consiste en une anguille comptabilisée deux fois (Tableau 1).

Tableau 1 : Résumé des comparaisons d'effectifs issus du SICAAV et des séquences vidéo

Période	Nombre d'anguilles				erreur brute	% erreur brute
	Sicaav	comptées	erreur	% erreur		
01/04/2026 00:00:00 - 16/05/2026 23:59:59	5755	5756	-1	0,017	33	0,57
01/07/2026 6:00- 01/07/2026 7 :00	1190	1189	+1	-0,08	1	0,08
Total	6 946	6 946	0	0	34	0.05

3.1.1.2 Piégeage

Lors de l'opération de piégeage effectuée en RD le 16 juillet, entre 6h22 et 7h16, 16 983 anguilles ont été piégées puis dénombrées lors du comptage manuel. Sur la même période le compteur SICAAV en a dénombré 17% de moins. En comparaison, l'estimation à partir du poids moyen individuel, calculé à partir de 270 individus, a obtenu un effectif 9% supérieur. Les comptages issus des séquences vidéo sont du même ordre de grandeur que l'effectif comptée manuellement à quelques centaines près (Figure 9).

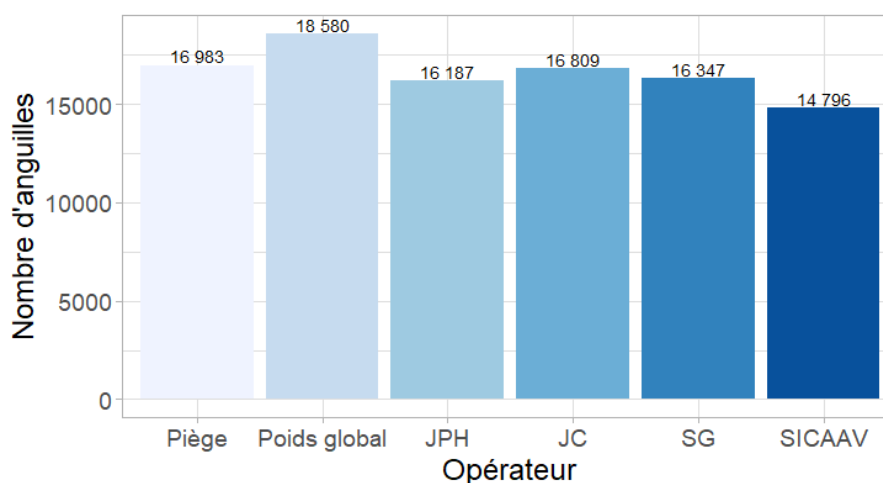


Figure 9 : Effectif obtenu à l'issus de l'opération de piégeage du 16/07/2026 en fonction de l'opérateur/protocole. Les opérateurs humains dépouillant les séquences vidéo sont renseigné par leurs initiales (JPH, JC et SG)

L'effectif cumulé obtenus lors traitement des images vidéo issus de l'opération de piégeage semble dans le même ordre de grandeur jusqu'à 6h50 entre les différents opérateurs. Ensuite, les opérateurs humains continuent d'obtenir des effectifs similaires tandis que ceux du SICAAV sont

inférieur. Autour de 7 h15 les effectifs continuent d'augmenter chez les opérateurs humains tandis que celui du SICAAV n'augmente plus (Figure 10).

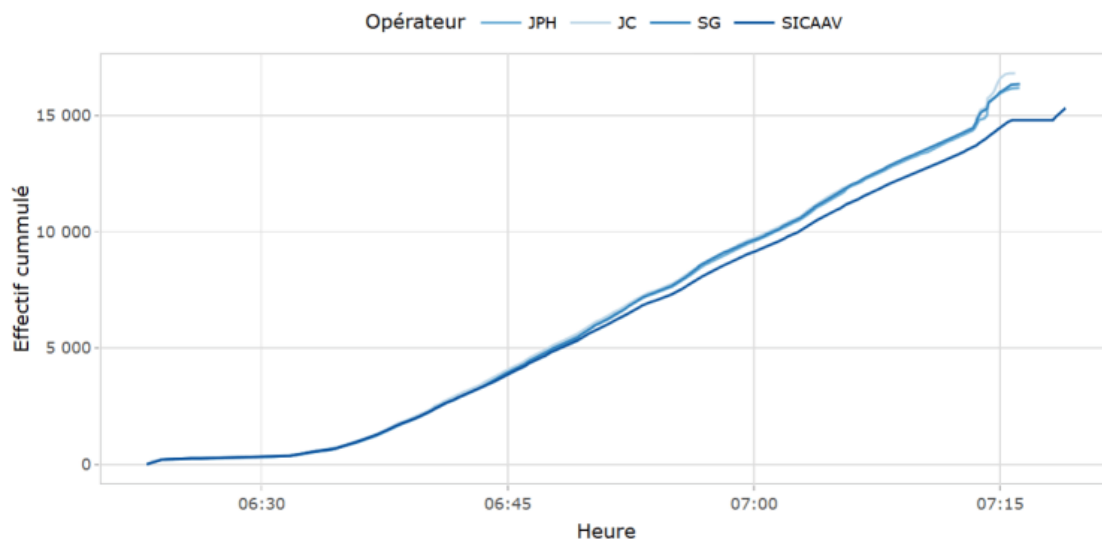


Figure 10 : Effectifs cumulés au cours de la période de piégeage en fonction de l'opérateur de dépouillement

En associant le nombre de passages d'anguilles par minute compté par le SICAAV à celui compté par humains, celui-ci tend à suivre une droite linéaire de pente 1 avant de décrocher autour de 300 individus par minute. Une régression linéaire segmentée a été utilisée afin d'identifier le point de rupture entre les comptages humains et celui du SICAAV (Annexe 2, 3). Ce point de rupture a été identifiée à 250 individus/min (± 39 ind/min) (Figure 11).

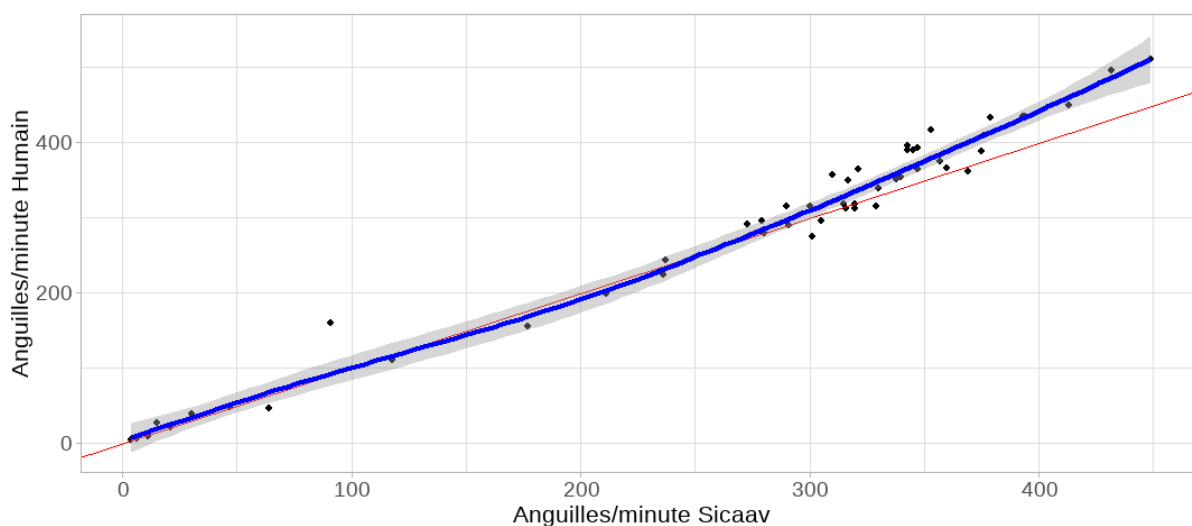


Figure 11 : Nombre d'anguilles par minutes comptées par un opérateur humain en fonction du comptage réalisé par le SICAAV.

3.1.1.2 Passage groupé

Le taux d'erreur issus des passages groupés en flux forcé varie selon la taille de l'échantillon. Pour la majorité des passages, le taux d'erreur était inférieur ou égal à 5%. Les plus hauts pourcentages d'erreur sont obtenus lorsque les nombres d'anguilles lâchées sur la rampe simultanément sont les plus élevés. En dehors du test du 27/04, les taux d'erreurs supérieur à 5% sont uniquement obtenus lorsque plus de 50 individus sont lâchés en même temps sur la rampe. La nature des erreurs observées provient essentiellement de la non-détection ou comptabilisation d'anguilles (Tableau 2).

Tableau 2 : Comparaison des effectifs total comptés par le SICAAV à l'issus de 5 passages groupés par échantillon.

Date	Passage groupé				Analyse erreurs SICAAV			
	Nb anguilles passées							
	Nb total Biométrie	Nb total SICAAV	Erreur	% Erreur	nb erreurs brute	% erreur brute	Anguille non détectées	Anguilles détectées en trop
13/04/2026	12	12	0	0,00	0	0,00	0	0
15/04/2026	15	15	0	0,00	0	0,00	0	0
17/04/2026	30	30	0	0,00	0	0,00	0	0
20/04/2026	70	68	2	2,86	4	5,71	3	1
22/04/2026	80	76	4	5,00	6	7,50	5	1
24/04/2026	45	45	0	0,00	2	4,44	1	1
27/04/2026	75	68	7	9,33	7	9,33	7	0
30/04/2026	145	142	3	2,07	3	2,07	3	0
04/05/2026	275	233	42	15,27	42	15,27	42	0
06/05/2026*	83	69	14	16,87	14	16,86	14	0
11/05/2026*	108	100	8	7,41	8	7,41	8	0
13/05/2026	70	70	0	0,00	0	0,00	0	0
20/05/2026	115	112	3	2,61	3	2,61	3	0
Total	1123	1040	83	7,98	89	7,93	86	3

*Un seul passage effectué

3.1.2 Précision des mesures de taille

Les premiers résultats de validité des mesures indiquent que le SICAAV sous-estime significativement les longueurs totales par rapport à la biométrie (Wilcoxon signed rank test ; $p < 0.001$; pseudo mediane= 4.6 , IC 95%: 3.7-5.4). Après correction du modèle, les mesures des individus obtenues par le SICAAV sont significativement supérieures aux mesures effectuées lors de la biométrie (Wilcoxon signed rank test ; $V=3684$; $p=0.025$). La correction apportée à un effet significatif sur les tailles obtenus (Wilcoxon rank signed test ; $V=969.5$; $p < 0.001$) et permet de réduire l'écart avec les mesures réelle. La pseudo médiane de différence estimée est égal à -0.46 (IC 95% :- 0.87 ; - 0.06).

Les premières mesures par classe de taille ont démontré des sous-estimations du SICAAV significatives par rapport à la biométrie pour toutes les classes de taille entre 60 et 170mm. Les pseudo-médianes des déviations sont comprises entre 3,40 et 11 (Annexe 4). Après correction du modèle, des différences significatives sont obtenues pour les classes de taille 60-70mm et 110-120mm où le SICAAV sur estime les mesures (Wilcoxon signed rank tests ; $p > 0.05$). Les pseudo-médianes des déviations sont comprises entre -2.14 et 1.7 (Annexe 5) Aucune différence significative n'est constatée entre le SICAAV et la biométrie pour les autres classes de taille (Wilcoxon signed rank tests ; $p > 0.05$). La mise à jour a eu un effet significatif sur les tailles obtenus pour toutes les classes de taille (Wilcoxon rank signed tests ; $p < 0.001$). (Annexe 6).

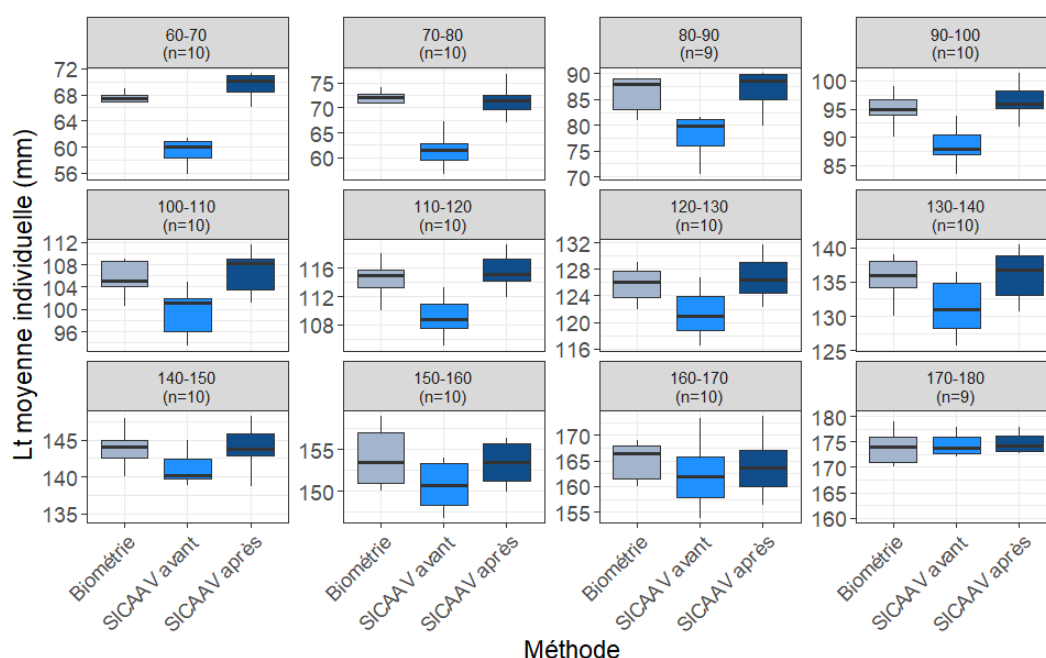


Figure 12: Taille moyenne individuelle mesuré en biométrie et par le SICAAV avant et après mise à jour du modèle selon la classe de taille

3.2 Bilan Migratoire

3.2.1 Recrutement 2026

Cette année, le suivi du recrutement en anguille a débuté le 12 février en rive droite (RD), avec la mise en route du SICAAV, et le 3 avril en rive gauche (RG). Le début du suivi par flottang a commencé le 13 mai. Les données utilisées dans ce rapport concernent la période du lancement des suivis jusqu'au 30 juillet. Les premiers individus ont été observé le 13 avril en rive gauche, le 12 février en rive droite et 18 mai dans le flottang. Les premiers individus de l'année (<80mm) sont remontés le 8 juin en rive gauche, le 9 mai en rive droite et le 18 mai dans le flottang.

Au 30 juillet 2026, 1 319 158 anguilles ont franchi le barrage de Poses par les rampes à anguilles. Les effectifs obtenus à date placent déjà 2026 comme le deuxième recrutement le plus important depuis la mise en place du suivi derrière 2025. La partition de ce recrutement entre les deux rives est inégale puisque les individus transitent significativement plus quotidiennement (Wilcoxon test ; $p < 0.001$) par la rive droite que par la rive gauche, 1 225 719 (93%) contre 93 439 (7%). Cette inégalité est constatée chaque année depuis l'ajout de RD au suivi (Figure 15, 16). Les effectifs obtenus cette année en RG et RD représentent respectivement le 1^e et 2^e recrutements les plus importants depuis 2014 pour RG et 2025 pour RD (Figure 13, 14). En compléments, 6019 anguilles ont été capturées par le flottang puis relâchées en amont du barrage soit le 4^e effectif annuel (Figure 14).

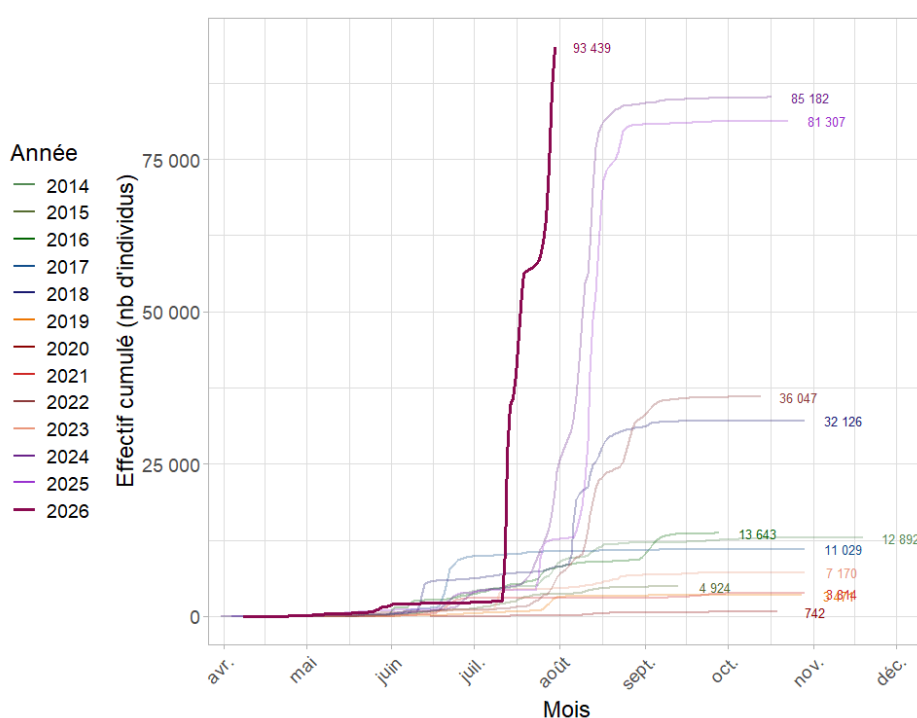


Figure 13 : Evolution intra et interannuelle des effectifs d'anguilles en montaison en Rive gauche.

La dynamique du recrutement de 2026 n'est pas linéaire au cours de l'année mais semble suivre les mêmes profils que les années précédentes et semble également être similaire entre les deux rives (Figure 13, 14). Le début de saison est marqué par de faibles remontées avant une intensification à partir de juin. Ensuite, à partir de juillet, on observe plusieurs pics de migrations au cours desquels la majorité des effectifs remontent. Cette année, le premier pic a eu lieu du 13 au 18 juillet. En RD il représente 600 000 individus. Ce pic est le plus important enregistré depuis le début du suivi et au cours duquel des records d'effectifs journaliers ont été atteints (228 678 le 15/07) (Figure 15). En RG le pic a été moins important par rapport à la RD mais a également atteint des ordres de grandeurs records pour la RG. Près de 30kg ont été obtenus dans le piège entre le 13 et le 20 juillet représentant environ 93 439 individus (Figure 14). Bien que la dynamique globale du

recrutement semble suivre les mêmes profils que les années précédentes, le premier pic de juillet semble survenir plus tôt dans et être d'une intensité accrue. Ce décalage est particulièrement marqué en RG (Figure 14). Le nombre d'anguilles obtenus par opération de piégeage par le flottang était significativement supérieur aux années précédentes exceptés 2023 et 2025 (Figure 15).

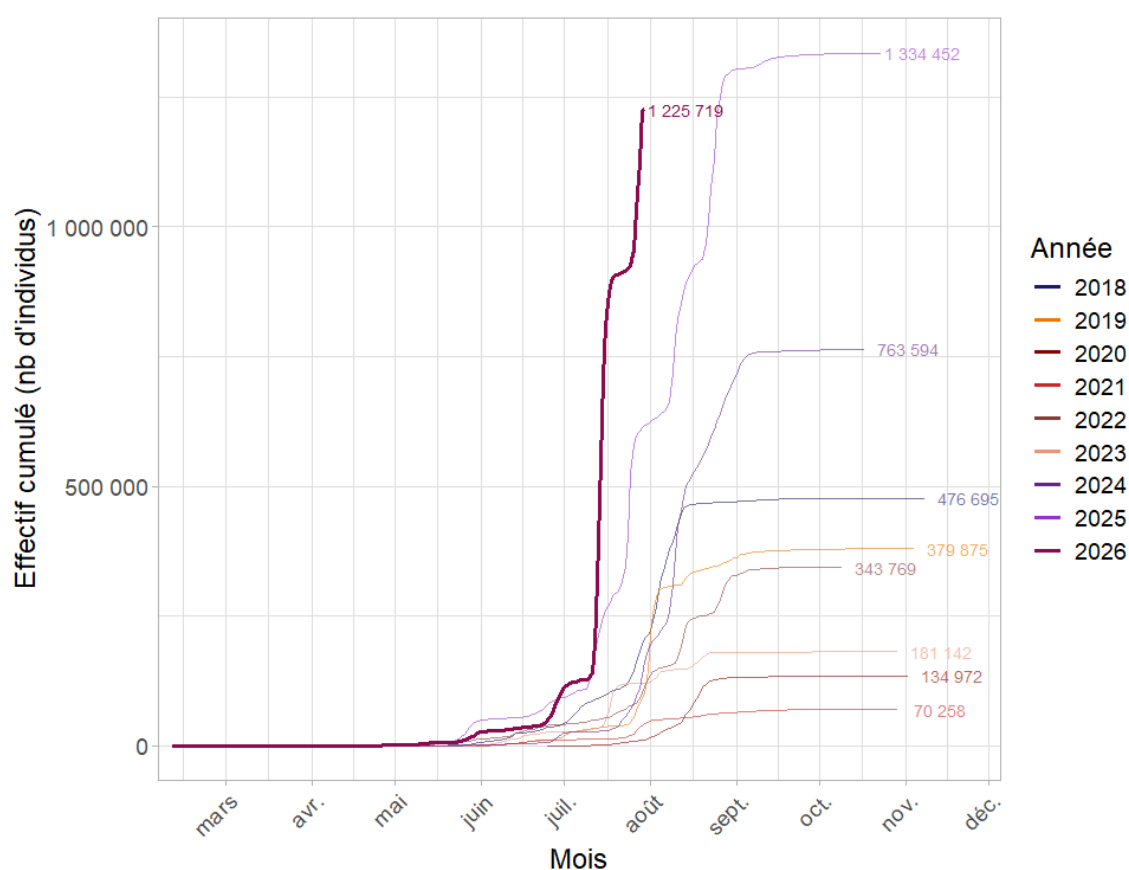


Figure 14 : Evolution intra et interannuelle des effectifs d'anguilles en montaison en Rive droite.

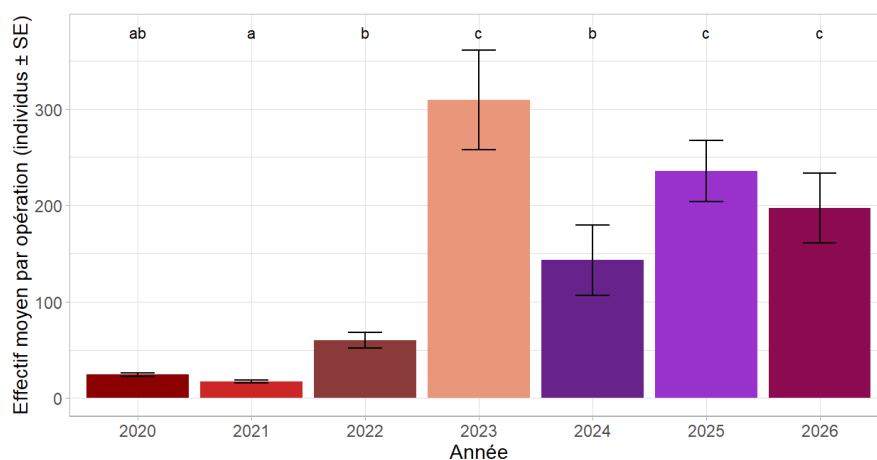


Figure 15 : Effectifs moyen par relève du flottang selon les années.

3.2.2 Morphologies des individus

Les individus en montaison en RG ont une taille moyenne de 123mm (± 34.5 mm) contre 89.4mm (± 17.5 mm) en RD et 79.5mm (± 14.8 mm) dans le flottang. Les médianes sont respectivement de 119 mm, 85mm et 75mm. La taille des individus bio métrés varie significativement selon les dispositifs/ rives (Kruskal-Wallis rank sum test, chi-squared = 1550.3, df = 2, p-value < 0.001). Les tailles d'anguilles en RG sont significativement supérieures à celle en RD dans le SICAAV et le flottang. Les anguilles mesurées dans le SICAAV sont significativement plus grandes que celle obtenues dans le flottang. (Figure 16).

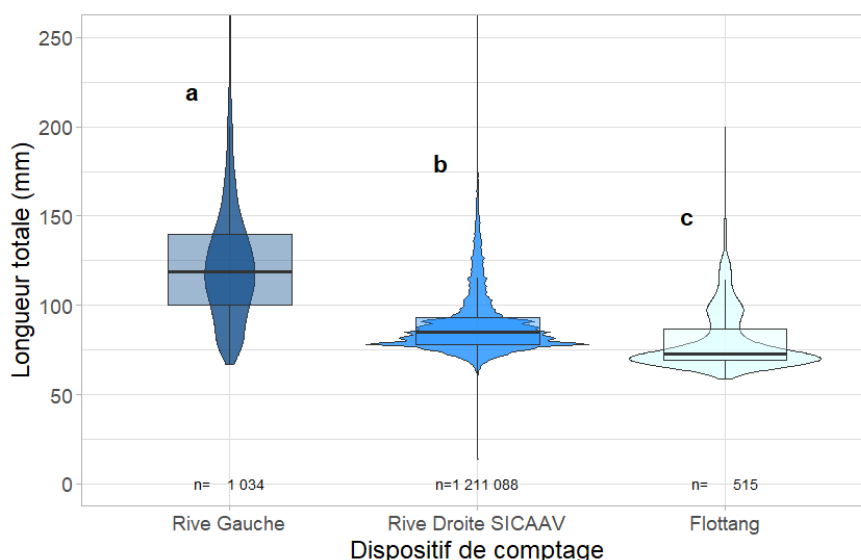


Figure 16 : Longueur totale mesurée en fonction du dispositif de comptage/Rive (Kruskal-Wallis Test ; $\chi^2 = 1893.8$; df = 2 ; $p < 0.001$) (n=quantité d'individus mesurés). Les groupes sans lettre commune sont statistiquement différents (Dunn Test ; $p < 0.05$).

Pour tous les dispositifs de comptages, la taille des anguilles mesurées varie significativement selon le mois (Kruskal-Wallis tests ; $p < 0.001$). En RD elle diminue significativement d'avril à juillet (Dunn tests, $p < 0.001$), diminue significativement à partir de juin en RG (Dunn tests ; $p < 0.01$) et à partir de mai dans le flottang (Dunn tests ; $p < 0.01$) (Annexe 7, 8, 9). Les tailles mensuelles des individus mesurés varient également en fonction du dispositif de comptages/rive (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$). Les tailles en RG sont significativement plus élevées que celles de RD et du flottang qui possède les plus petites tailles (Dunn tests, $p < 0.001$) (Figure 17, Annexe 10).

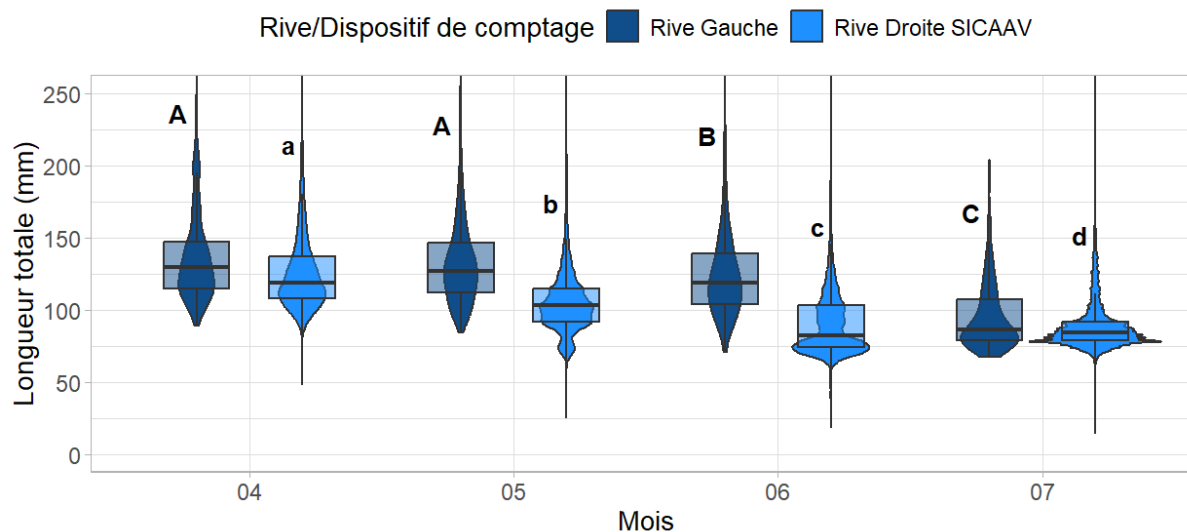


Figure 17: Taille des individus mensuelle en fonction du dispositif de comptage (Rive gauche : Kruskal-Wallis test, chi squared=28.276, df=3, $p<0.001$; Rive Droite : Kruskal-Wallis test, chi-squared= 10492, df=4, $p<0.001$). Les groupes sans lettres communes sont significativement différents (Dunn test, $p<0.05$).

La taille des individus varie significativement d'une année à l'autre (Kruskal-Wallis test ; $X^2=4178.9$; df=7 ; $p<0.001$) pour les deux rives. Malgré les variations interannuelles significatives observées, les tailles observées se situent dans les mêmes gammes de tailles (Figure 18)

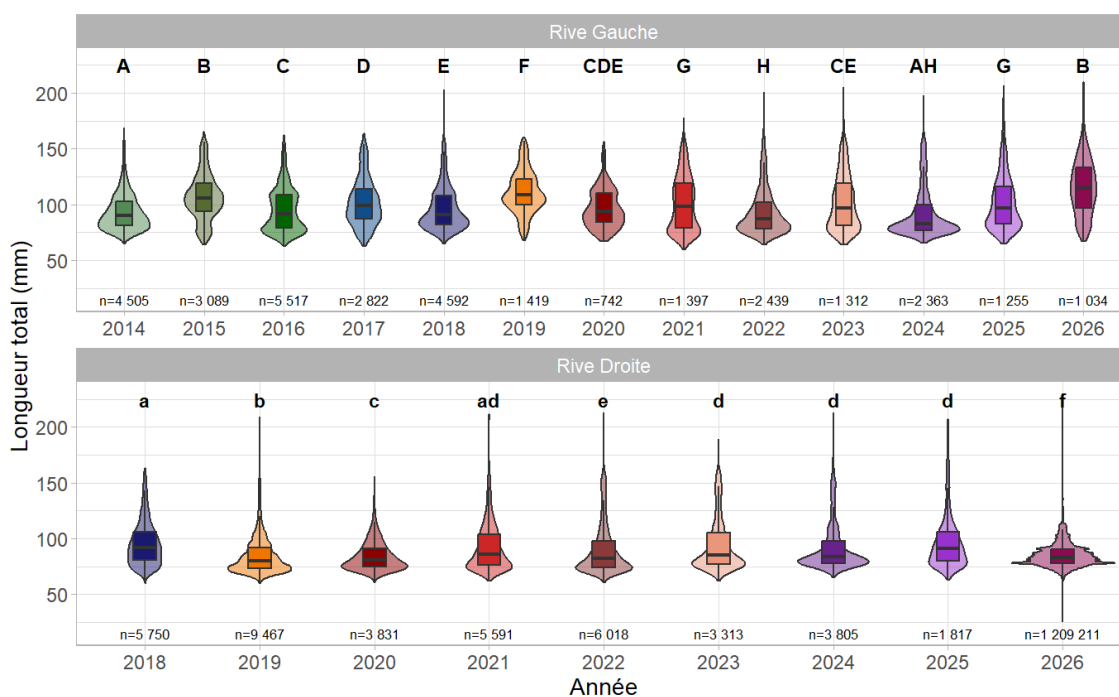


Figure 18: Longueur totale des individus des deux rives selon l'année de recrutement sur la période 2014-2026 (Pas de données entre 2014-2017 pour la rive droite). n= nombre d'individus mesuré. Les années possédant les mêmes lettres ne diffèrent pas significativement (Dunn test ; $p<0.05$)

3.2.3 Influence des paramètres environnementaux

Les deux premières dimensions de l'ACP expliquent 76% de la variance. Le premier axe du cercle des corrélations (51,87%) de l'ACP indique une association positive des températures de l'eau et de l'air sur les effectifs. Ces deux paramètres étant corrélés entre eux et nous a permis d'en retirer un des deux pour les analyses suivantes. A l'inverse des températures, le débit montre une association négative aux effectifs d'anguilles. Le deuxième axe (25%) indique, dans une moindre mesure, une association positive des coefficients de marée (Figure 19).

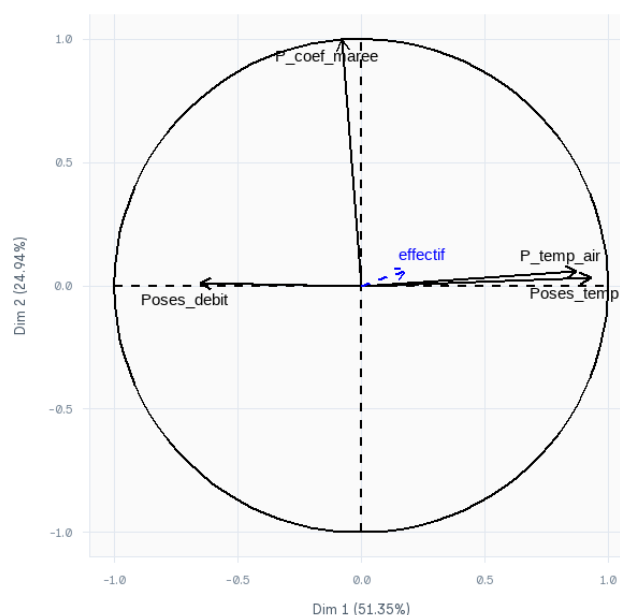


Figure 19 : Cercle des corrélations de l'ACP

Pour la construction des GAM, seuls les coefficients de marée, la température de l'eau et le débit ont été retenus et auxquels ont été appliqués des fonctions de lissage. Représentant plus de 90% du recrutement annuel, seules les données issues de la rive droite sont présentées.

Tableau 3 : Résumé des performances des modèles réalisés (AIC : Critère d'information d'Akaike)

Modèle	Déviance expliquée %	AIC	df
GAM simple	76,9	21 164,52	27,09
GAM saisonnalité	82,7	20 706,20	36,39
GAM interaction	83,5	20 658,54	54,09

Le modèle simple explique que les trois paramètres environnementaux ainsi que l'année ont une contribution significative sur le recrutement ($p < 0.001$) et que leurs effets ne sont pas linéaires (Figure 22). La température ($X^2 = 4259$) possède la contribution la plus forte suivie de l'année (RD : $X^2 = 897,28$) puis le débit ($X^2 = 108,38$) et les coefficients de marée (RD : $X^2 = 67,93$). Le deuxième ajoute un effet de saisonnalité à partir des jours de l'année. Après comparaison et ajustement des modèles, le GAM le plus performant est celui regroupant les années, les débits journaliers, les coefficients de marées et la température de l'eau auxquels on applique un effet de saisonnalité à partir des jours de l'année. Ce modèle a le plus haut pourcentage de déviance expliquée parmi les deux et l'AIC le plus faible (Tableau 3). Les paramètres ont un effet non linéaire significatif sur le recrutement ($p < 0.001$). Des pics d'effets partiels sont observés notamment pour les jours de l'année

(Figure 20). Les valeurs de débits influent négativement et au-delà de 800 m³/s la dispersion des données est très importante. L'intensité de la contribution varie par rapport au précédent modèle mais la hiérarchie reste la même excepté l'apparition de la saisonnalité comme second facteur le plus influent.

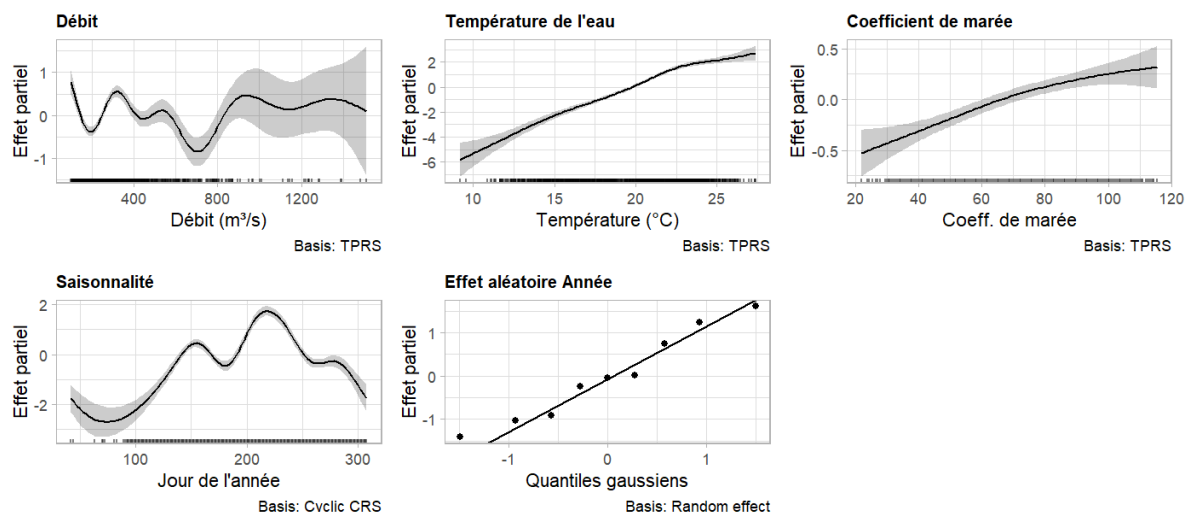


Figure 20 : Effets partiels des paramètres étudiés sur le recrutement calculé à partir du GAM saisonnalité

Comme depuis le début des suivis, les pics de montaison de cette année ont eu lieu lors des hauts coefficients de marée et débutaient lors de transitions entre les mortes eaux et le vives eaux (Figure 21). Ces observations ne se traduisant pas aussi clairement dans les GAM réalisés, un troisième a donc été réalisé en ajoutant une interaction entre la température de l'eau et les coefficients de marée.

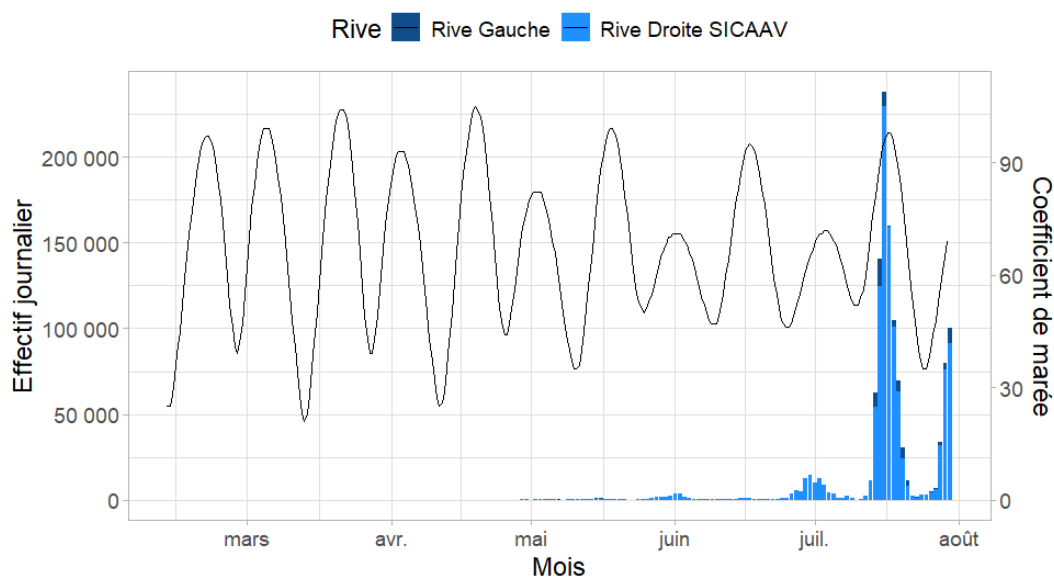


Figure 21 : Effectifs journalier en fonction du coefficient de marée (source : SHOM)

Ce 3^e GAM présente un pourcentage de déviance expliquée encore plus important et un AIC encore plus faible (Tableau 3). L'intensité de la contribution varie des différents paramètres par rapport aux précédents modèles, mais la hiérarchie reste la même excepté l'interaction qui représente désormais la troisième contribution la plus forte ($X^2=615.8$). L'effet de l'interaction entre la température et le coefficient de marée n'est pas linéaire. Jusqu'à 17°C, les courbes de niveaux verticales suggèrent que seule la température semble influencer sur les effectifs et un effet faible des coefficients de marée. Au-delà de cette valeur de température, pour une même température les effectifs sont plus importants lorsqu'associés à des coefficients de marée plus importants (Figure 22, Annexe 11).

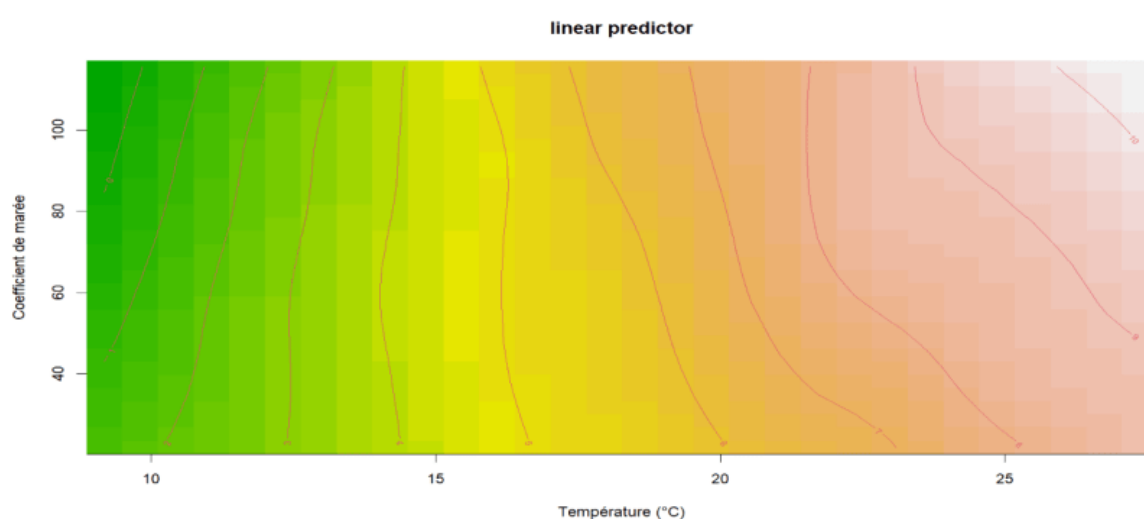


Figure 22 : Effet de l'interaction entre la température et le coefficient de marée sur les effectifs observés à Poses. Le gradient de couleur du vert au rouge indique les niveaux de contribution. Le rouge étant une contribution importante. Les lignes rouges représentent des lignes d'iso valeurs (Modèle GAM interaction).

Les effectifs totaux associés aux marées sont dans des ordres de grandeur très différents. Les plus grands nombres de passages ont eu lieu au cours du début de jusant et de la deuxième partie du flot. Compte tenu de la forte inégalité des durées de phase de marée caractéristiques de la Seine, la comparaison est normalisée en comparant les flux moyens par minutes d'anguilles (Figure 23). Le nombre moyen d'anguille par minutes selon la phase de marée varie significativement (Kruskall-Wallis test ; $X^2= 47.824$; $df = 5$; $p<0.001$). Les plus faibles nombres de passages par minutes sont obtenus au cours de l'étale de marée basse et les plus élevés pendant la première moitié du jusant. La seconde partie du flot semble être le deuxième flux le plus important. La première partie du flot ne diffère pas significativement de l'étale de marée basse et semblent être les flux les plus faibles. La variabilité des passages d'anguille moyen par minute est plus élevée pour l'étale de marée haute et l'étale de marée basse (Figure 23)

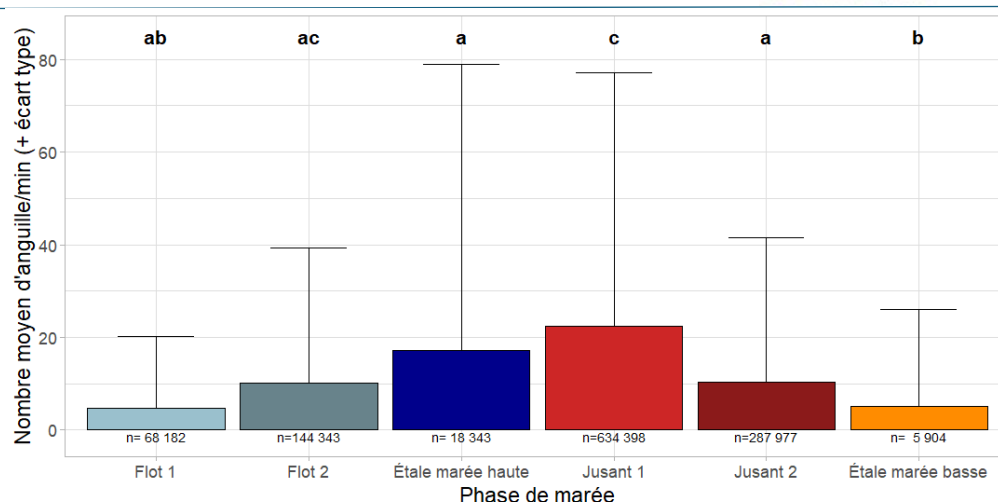


Figure 23 : Nombre d'anguille moyenne par minute en fonction de la phase de marée entre le 01/06/2026-30/07/2026. Les groupes ayant une lettre en commun ne diffère pas statistiquement (Dunn test ; $p < 0.05$)

De février à mai, la quasi-totalité des passages d'anguilles ont été comptabilisé durant la nuit sans préférence d'heure visible. En juin et juillet les passages ont lieu à chaque heure de la journée. Cependant, les effectifs les plus importants semblent être principalement entre la fin de la nuit et le début du matin. De mai à juillet ces passages semblent être concentré sur 3 heures et légèrement se décaler plus tardivement, entre 3-5h du matin en mai, 4-6h en juin et 5-7h en juillet (Figure 24).

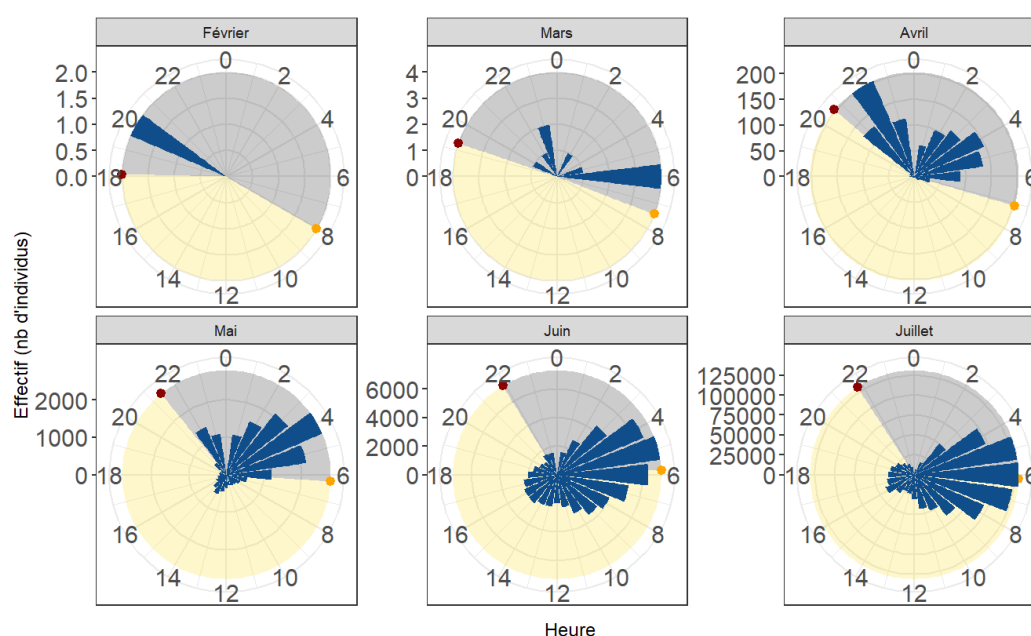


Figure 24 : Effectifs mensuel remontés par heure. Les points orange et rouge représentent le levé et le coucher de soleil. La partie colorée en gris représente la phase de nuit tandis que la jaune les heures de journée.

4. Discussion

4.1 Recrutement 2026

L'année 2026 est la 12^{ème} année du suivi du recrutement de l'Anguille européenne en rive gauche et la 9^e en rive droite. Du 12 Février au 30 juillet, 1 319 159 anguilles ont franchi le barrage de Poses via les dispositifs de franchissement. A ce jour, l'année 2026, se place comme le deuxième meilleur recrutement obtenu depuis le début du suivi. Les effectifs obtenus en rive gauche dépassent déjà le record de 2024 et ceux de rive droite s'en rapprochent à 100 000 individus près. Après le 30 juillet, les effectifs ont continué à augmenter aux deux rives et 2026 peut être considérée comme le meilleur recrutement depuis le début du suivi pour l'interprétation des résultats. Comme chaque année, les passages en rive gauche sont significativement inférieurs à ceux de la rive droite. L'origine de cette disparité semble s'expliquer par la conception du dispositif de franchissement. Implémentée après la construction de la passe à poisson, la rampe à anguilles est située juste en aval de l'usine Hydroélectrique. Le turbinage de l'usine génère des courants importants en pied d'ouvrage masquant le débit d'attrait de la rampe. Cela crée également des vitesses d'écoulement qui excèdent les capacités natatoires des individus de petites tailles. Cette sélectivité se traduit également par une différence de taille significative entre les rives. En rive gauche, 75 % des individus atteignent ou dépassent 100 mm, contre des tailles nettement inférieures en rive droite.

Depuis 2023, le recrutement est en hausse sur la Seine. Le signal des dernières années est positif et pourrait indiquer un début de restauration de la population. Depuis 2007 à l'échelle européenne et 2009 en France des mesures de conservation ont été prise afin de restaurer les effectifs historiques d'anguilles. Pour la phase juvénile, les mesures sont principalement concentrées sur l'encadrement des pêcheries via des quotas ainsi que sur la restauration de l'habitat (zones humides, obstacles à la migration) (PGA, 2009). Selon des modèles de prédictions, les premiers effets visibles sur le recrutement suite à une fermeture des pêches seraient observables dans les 7 années qui suivent (Astrom and Dekker, 2007). Après l'effet primaire, le recrutement diminuerait de nouveau puis un effet secondaire positif serait observé après une vingtaine d'années. La courbe du recrutement suit ensuite ce motif en dents de scie avec une tendance à la hausse. (Astrom and Dekker, 2007). Malgré l'absence de données avant 2014, et de données représentatives avant 2018 avec l'ajout de la rive droite, les données historiques de Poses semblent montrer une dynamique similaire. Le recrutement a atteint un premier record en 2018 dans une fenêtre temporelle similaire à celle prévu par Aström et Dekker (2007). Par la suite, le recrutement décline et un effet secondaire est visible à partir de 2023. Depuis 2023 le recrutement augmente et à des niveaux supérieurs à ceux observés en 2018 ce qui rejoint les caractéristiques de l'effet secondaire décrits par les auteurs. L'études de Astrom et Dekker (2007) prédit une récupération durable du recrutement historique seulement 10 ans après l'implémentation des mesures. Cependant, les bons recrutements ne semblent pas être entièrement explicables par l'efficacité du règlements

européens. Tout d'abord, le modèle se base uniquement sur la fermeture totale des pêcheries de civelles et de nombreux facteurs importants ne sont pas considérés. Dans la réalité, malgré l'encadrement par des quotas, la pêche est maintenue à l'échelle européenne et nationale et n'a diminué que de 35.5% depuis la mise en place du PGA (PGA, 2024). De plus, la pêche à la civelle est peu pratiquée dans le bassin Seine-Normandie. Les conditions réelles sont donc plus pénalisantes ce qui rend moins fiables les échelles temporelles des prédictions du modèle. L'idée clé de cette étude est d'avoir conscience que la récupération du recrutement risque de suivre ce motif en dents de scie. La population actuelle étant considérablement réduite et vieillissante (Briand *et al.*, 2005; Bevacqua *et al.*, 2015; Dekker and Beaulaton, 2016; PGA, 2009.) à cause de l'effondrement du recrutement, son renouvellement nécessite un certain temps après la restauration du recrutement pour que celui-ci participe à son tour à la reproduction (Dekker and Moriarty, 1997; Feunteun, 2002; Briand *et al.*, 2005). Enfin, bien qu'ils semblent suivre ce motif en dent de scie, le recrutement présente une forte variabilité interannuelle et n'est pas aussi lisse que dans les prédictions.

Au-delà de la quantité de larves produites par la reproduction, le nombre de civelles est directement lié à l'apport en larves provenant de la mer des Sargasses vers les côtes. Le recrutement est donc majoritairement tributaire du succès de la migration des larves. Les dernières années positives du recrutement à Poses pourraient donc s'expliquer par des conditions favorables à la migration. Le stade de vie larvaire est caractérisé par une mortalité importante (Durant *et al.*, 2007; Podda *et al.*, 2021). De nombreuses études ont démontré que la variabilité du recrutement et son effondrement depuis les années 80 étaient en partie liées à des modifications des conditions climatiques et océaniques. Ces changements vont affecter à la fois le transport larvaire et la disponibilité alimentaire (Castonguay *et al.*, 1994; Westerberg, 1998; Wirth and Bernatchez, 2003; Friedland *et al.*, 2007; Bonhommeau *et al.*, 2008b, 2008a; Kettle *et al.*, 2008; Arribas *et al.*, 2012; Baltazar-Soares *et al.*, 2014; Miller *et al.*, 2016; Bénézech *et al.*, 2026). Certaines années le taux de dispersion des larves depuis la mer des Sargasses peut être amélioré avec l'apparition d'un courant offrant un raccourci vers le Gulf Stream (Baltazar-Soares *et al.*, 2014) tandis que d'autres années les larves resteraient piégées dans la zone de rétention du Gulf Stream (Westerberg *et al.*, 2018). L'altération des courants peut également modifier la durée de migration et ainsi influencer sur la survie des larves (Bénézech *et al.*, 2026). Au cours de la traversée de l'atlantique, l'alimentation des leptocéphales peut être impactée par des changements dans la production primaire et la production de neige marine nécessaire à leur survie. Les changements dans les conditions océaniques peuvent également causer un décalage entre les larves et les ressources disponibles (Durant *et al.*, 2007). Jusqu'à l'année dernière, l'augmentation du recrutement était observée à l'échelle nationale (Migado, 2024 ; Migradour, 2024 ; Lefebvre *et al.*, 2026). Cependant les premiers retours du recrutement au barrage d'Arzal, site index du PGA, laissent supposer une chute du recrutement en 2026. Or nos données indiquent le contraire, ce qui laisse penser que l'excellent

recrutement observé à Poses n'est pas seulement dû à des conditions océaniques favorables. Deux hypothèses seraient plausibles pour expliquer cela. La première provient de la position géographique de la Seine. L'arrivée des civelles en zone aval est plus tardive dans la Manche par rapport à la façade atlantique, à cause d'une distance à la mer des Sargasses supérieure et une côte moins exposée. Il se peut donc que les pics observés sur la façade atlantique n'apparaissent que l'année suivante. Pour vérifier cette hypothèse il faut attendre les bilans migratoires de 2026 et également celui de 2027 pour le site de Poses. La deuxième hypothèse provient de l'étude de Bénézech et al (2026) qui démontre que le dérèglement climatique est en train de provoquer une redistribution du recrutement de l'anguille européenne sur son territoire. Certaines régions représenteraient désormais une proportion plus importante du recrutement sans que le recrutement global de l'espèce augmente. Cette étude démontre que les déclinés du recrutement observés aux extrémités de l'aire de répartition sont synchrones avec l'augmentation observée en Grande-Bretagne et en Irlande. Si l'étude n'apporte pas d'informations supportant cette hypothèse pour la Manche, elle n'est pas à exclure pour autant et pourrait être à réitérer à l'avenir. Les conclusions de Bénézech et al (2026) soulignent l'importance des suivis à l'échelle européenne, mais également de remettre en perspective le recrutement annuel à un site donné avec la tendance globale. Cela permet d'identifier si une augmentation du recrutement est réelle ou le fruit d'une redistribution de la population sur son aire de répartition.

Enfin, l'effectif obtenu pour la saison 2026 pourrait s'expliquer par une fraction d'anguilles entrante sur la Seine plus importante que les années précédentes. Feunteun et al (2003), théorise que la colonisation des compartiments d'un cours d'eau par les anguilles est sous contrôle de la densité d'individus qu'il contient. La colonisation des civelles se ferait de l'aval vers l'amont, en remplissant en priorité les compartiments de la zone aval. Au-delà d'un certain seuil de densité dans un compartiments, les anguilles de moins d'un an vont alors migrer vers les compartiments plus en amont afin d'éviter la concurrence et la prédation des individus plus âgés (Degani and Levanon, 1983; Baisez, 2001; Feunteun et al., 2003). La migration des civelles vers l'amont semble également être influencée par des signaux chimiques (Cresci, 2020). Les panaches d'eau douces formées par les fleuves forment des gradients de salinité et sont porteur d'une multitude d'odeur. La présence de géosmine (une odeur verte continental) et de phéromones de congénère libérées par le panache serait attrayante pour les civelles (Sola, 1995; Schmucker *et al.*, 2016; Cresci, 2020). Le début de printemps 2026 a été marqué par une période de cru record charriant ces signaux chimiques vers la zone aval. Les deux précédentes années ayant été marquées par de fortes remontées, la concentration en phéromones pourrait être plus élevée qu'habituellement stimulant ainsi la remontée de plus d'individus. En l'absence de données sur la densité d'anguilles dans l'estuaire aval de la Seine ni sur la présence de signaux chimiques, ces éléments restent aux stades d'hypothèses et ne peuvent être vérifiés.

4.2 Caractéristiques du recrutement et influence des paramètres environnementaux

Bien que l'ampleur globale du recrutement dépende d'une combinaison de facteurs environnementaux à grande échelle et de la dynamique de population de l'anguille, l'objectif était également d'évaluer l'influence des variables environnementales locales sur la dynamique du passage fluvial, aux échelles saisonnière et journalière. Nos résultats ont permis de mettre en évidence la contribution de la température de l'eau, de la saisonnalité, du débit et des coefficients de marée dans le recrutement en anguilles à Poses. Nos résultats suggèrent un effet prépondérant de la saisonnalité et de la température sur l'activité migratrice des anguilles. Le modèle GAM identifie 2 périodes contribuant significativement aux recrutements. Une première phase est mise en évidence aux alentours d'avril-mai puis une seconde en juillet-août. L'étalement de la saison de recrutement à Poses correspond aux valeurs de références du recrutement fluvial allant d'avril à octobre (Vøllestad and Jonsson, 1988; Laffaille et al., 2000; Feunteun et al., 2003; Adam et al., 2008). Entre les deux périodes, et comme identifié dans de nombreux estuaires (Lecomte-Finiger, 1994; de Casamajor et al., 2000; Laffaille et al., 2007; Adam et al., 2008) un déclin de taille est constaté. Les tailles des individus de la première période sont celle d'individus de plus d'un an. Les premières remontées seraient donc celles d'individus en reprise de migration issus de la cohorte de l'année précédente. La migration vers l'amont d'individus d'une même cohorte a lieu après une permanence dans les zones avals pouvant varier de quelques semaines à quelques années. Les juvéniles aux facteurs de conditions les plus faibles sont moins à même de migrer vers l'amont et ont tendance à rester dans l'estuaire pour reprendre leurs migrations la saison suivante (Edeline, 2006; Jessop *et al.*, 2008; Cresci, 2020; Boardman *et al.*, 2023). A Poses, l'intensité supérieure de ces premières phases en 2025 et 2026 faisait suite à des recrutements records l'année précédente soutenant ainsi ces suggestions. Parallèlement à la période de l'année, la température joue un rôle considérable dans la dynamique de migrations des anguilles (White and Knights, 1997; Harrison *et al.*, 2014). Les températures seuils de déclenchement de l'activité migratrice reportées sont comprises entre 12 et 14°C, ce qui se rapproche de la valeur de 15°C observée à Poses cette année. White and Knight (1997) ont démontré que la majorité des captures ont été observé pour des valeurs de température supérieures à 20°C, soulignant l'importance de ce paramètre.

La deuxième phase de recrutement, caractérisée par la dominance d'individus de l'année (<80mm) en cours de pigmentation, est également observable dans les passages à Poses (Legault, 1994; Laffaille *et al.*, 2007). L'arrivée des civelles ayant lieu durant les mois d'hiver dans la zone aval (O'Leary *et al.*, 2022), leur apparition tardive est essentiellement due à la grande distance séparant l'entrée de l'estuaire de la Seine et le site de Poses requérant un temps de transit important. De plus cet estuaire est fortement anthropisé et a été canalisé pour la navigation. L'estuaire fonctionne alors comme un siphon provoquant des vitesses de courant importantes. Les phases de marées sont

altérées avec un flot deux fois moins long que le jusant, créant une fenêtre favorable de migration courte pour les civelles. Si la température joue un rôle de déclencheur du comportement migratoire, la progression des anguilles en montaison ferait appel à d'autres mécanismes. Des études démontrent une progression active, dictée par les cycles lunaires, les champs magnétique et réothaxie (nage à contrecourant) (Beaulaton and Castelnaud, 2005; Cresci *et al.*, 2017, 2019), mais surtout passive par un transport tidal durant les phases de flots du cycle de marée (Creutzberg, 1958; Beaulaton and Castelnaud, 2005; Laffaille *et al.*, 2007; Cresci *et al.*, 2017; Cresci, 2020). Les flux moyens d'anguilles par minutes obtenus à Poses indiquent une activité accrue entre la deuxième phase du flot et le premier jusant, avec des passages supérieurs lors du jusant. Ces observations divergent par rapport aux résultats de la littérature. La divergence peut s'expliquer par un décalage entre l'activité migratrice des anguilles et la phase de marée qui lui est associé lors de son passage dans le SICAAV. L'origine de ce décalage pourrait provenir du temps de franchissement des rampes et du canal de liaison amenant au compteur. Cette durée n'étant pas connue aucune correction n'est réalisable. De plus, en pénétrant dans le canal, les anguilles ne sont plus exposées aux effets de la marée. Leur comportement d'enfouissement observée pour éviter d'être emporté durant le jusant n'a pas lieu (Creutzberg, 1958; Tesch, 1977; Baisez, 2001; Adam *et al.*, 2008; Trancart *et al.*, 2012) et peuvent continuer leur progression vers l'amont. Le modèle de GAM nous a permis de mettre en évidence qu'à partir d'un certain seuil, pour une même température, l'activité migratrice était accrue lors de hautes valeurs de coefficient de marée. Lors des phases de vives eaux, les vitesses de flots sont supérieures et l'activité migratoire d'autant plus intense. Les anguilles du début de saison semblaient avoir une activité essentiellement nocturne. Au fur et à mesure de la saison, les périodes d'activité étaient moins confinées aux heures de la nuit, et les périodes d'activité intense étaient observées en début de matinée. Ces observations illustrent bien la différence de comportements des individus de plus d'un an qui ont un comportement lucifuge et celui des jeunes anguilles qui sont moins sensibles à la lumière (Tesch, 1977; Deelder, 1985; Baras *et al.*, 1996; Baisez, 2001).

Les remontées d'individus de l'année sont généralement caractérisées par le passage de la majorité des anguilles dans une fenêtre courte de 3 à 6 semaines durant lesquels s'observent des pics intenses et courts (Zompola *et al.*, 2008; Podda *et al.*, 2021; Boardman *et al.*, 2023). Le débit impacte négativement l'activité migratrice en réduisant la vitesse du flot, ralentissant ainsi la progression des anguilles par le transport tidal. Or cette année, après la période de cru hivernales, les débits ont atteint des niveaux historiquement bas au début de l'été à cause de la canicule record de 2026. Les pics de migrations enregistrés en 2026 étaient très précoces, d'une durée et d'intensité sans précédents. Les faibles débits de la Seine ont pu permettre une accélération de la vitesse de progression des anguilles expliquant ainsi cette arrivée précoce. Durant leur migration vers l'amont, les jeunes anguilles forment des cordons pour une progression moins coûteuse en énergie (Tesch, 1977; Deelder, 1985). Ces cordons qui pourraient être soumis à la sélectivité de l'action du débit,

dispersant alors les bancs et créant un décalage entre les passages des individus selon leurs conditions. Le GAM montre une forte dispersion des données pour des valeurs de débits supérieures à 800 m³/s et suggère un regain d'effet positif. Cet effet est hautement influencé par le faible nombre de données associées à ces valeurs de débits et ressemble plus à un artefact de modélisation. Cette année le débit semble donc avoir eu un effet plus important que les années précédentes sur la dynamique du recrutement. Il se peut qu'en raison de l'efficacité du transport tidal, la fenêtre de passage ait été avancée mais également raccourci signifiant que la majorité du recrutement fluvial de l'année a déjà transité par Poses dès la fin juillet. Enfin, la fermeture des vannes du barrage et un plus faible turbinage en périodes d'étiages pourrait également avoir favorisé les remontées. Le nombre d'anguilles moyen par opération de flottang était légèrement inférieur et les passages en rive gauche nettement supérieur par rapport à 2025 laissant penser à une attractivité des rampes à anguilles lors de faibles débits.

4.3 Pertinence du SICAAV

Le second objectif de l'étude était de tester l'efficacité du Système Innovant de Comptage Automatique des Anguilles par Vision (SICAAV) et ainsi évaluer la pertinence de son utilisation dans le cadre d'un suivi annuel du recrutement en anguille sur la Seine. Le SICAAV est un système encore récent, développé en 2018 et commercialisé en 2021 puis en 2023 dans sa version finale par Hizkia informatique (Migradour, 2024; Hizkia, 2023). Hizkia garantit une efficacité de comptage du système pour un flux de 10 000 anguilles par heure en flux naturel et 100 000 par nuit, au-delà, le comptage perd en précision. Utilisé dans trois stations de contrôle des migrations (Stacom) en France pour le développement, avec l'aide Migado à Golfech et Tuilière ainsi que Migradour à Baigt-de-Béarn. Seule cette dernière en est équipée pour le suivi annuel depuis 2021 (Migradour, 2022, 2023, 2024). Lors de ses phases de test, et de son déploiement par Migradour, le système a montré un taux d'erreur inférieur à 2% en flux réel (Hizkia, 2023). Cependant, les contextes à Baigt-de-Béarn et à Poses sont très différents. En effet, les effectifs à Baigt-de-Béarn étaient compris entre 20 000 et 36 000 depuis 2021 tandis qu'à Poses les effectifs se comptent en centaines de milliers, avec un record dépassant le million en 2025. De plus, les individus sont sensiblement plus grands à Baigt-de-Béarn qu'à Poses avec des tailles comprises entre 120-300mm tandis que Poses reçoit principalement des individus inférieurs à 100mm.(Migradour, 2024; Lebourg, 2025). En réalisant des tests d'efficacité du SICAAV, le but était de vérifier que le système détectait bien les anguilles, les compte et les identifie correctement et s'assurer de la précision des mesures de taille effectuées. Les dépouillements manuels des séquences vidéo ont présenté un taux d'erreur net inférieur à 1% ce qui rejoint les observations faites par Hizkia et Migradour. Parmi les erreurs observées, des anguilles ont été comptées deux fois. Ce type d'erreur était principalement dû à une anguille stoppant son mouvement sur la rampe puis, lorsqu'elle le reprenait, était recombabilisé par le système. Le second type d'erreur provenait d'anguilles non comptabilisées. Ce type d'erreur provenait d'une sécurité initiale du système qui n'appliquait pas le traitement IA pour des séquences

d'une durée supérieure à 30 secondes. Or, au cours de la saison des crabes chinois ont stagnés sur les rampes ce qui a eu pour effet de créer des séquences d'une durée supérieure à 30 secondes. Les anguilles non comptées étaient des anguilles transitant sur la rampe à ce moment-là. Ce problème a été réglé entre la première période traitée et la seconde, grâce à un rehaussement de la durée maximum de la séquence traitable par IA. Plusieurs augmentations de cette durée ont dû être réalisées en réponse au besoin du moment, notamment lors du passage en continue d'anguilles, créant des séquences supérieures à une heure. Au tout début de saison, des problèmes de labélisations ont également été rencontrés. L'IA n'ayant pas encore eu à traiter des séquences comportant des crabes sur les autres STACOMI, ceux-ci étaient identifiés comme anguilles. Lors des tests de validations des mesures, ce problème s'est répété lors du passage des petites classes de taille (civelle) qui étaient elles aussi en partie considérées comme crabe par l'IA. Par la suite l'IA a été entraîné à reconnaître les crabes et les civelles, la correction a été appliquée rétroactivement et aucune erreur de la sorte n'a été déclarée par la suite. Les erreurs évoquées ont eu lieu tôt dans la saison et relèvent essentiellement de soucis de réglages plus que d'un dysfonctionnement réel du dispositif. En dehors de cela, le dispositif a montré un faible taux d'erreur lors de la période au flux inférieur à la limite garantie par Hizkia.

Afin de tester son efficacité lors des pics de migration, un test de piégeage d'environ 50 minutes a été réalisé. Avec ce test, l'objectif était également de comparer la performance de l'ancien protocole avec celle du SICAAV. L'effectif de référence considérée était celui issu du décompte manuel réalisé par les opérateurs et était d'environ 17 000 individus, excédant ainsi le flux limite indiqué par Hizkia. Le protocole historique par estimation de l'effectif par poids global a surestimé le nombre d'anguille (+7%), tandis que de son côté, le SICAAV a fortement sous-estimé l'effectif réel (-17%). De prime à bord, les deux méthodologies semblent donc peu précises en cas de pic de migrations. Cependant, le comptage issu des séquences vidéo réalisé par 3 opérateurs humains, proche de celui de référence, montrent que le SICAAV restait dans les mêmes ordres de grandeurs jusqu'à un certain point. Au-delà, son comptage ne suit plus celui des opérateurs et s'arrête en dessous de 15 000 individus contrairement aux dépouillements des vidéos. L'écart important s'explique par des erreurs humaines commises lors du piégeage. En effet, lors de l'arrêt de la pompe et du purgeage du système, les anguilles contenues dans le collecteur en haut de la rampe ont été envoyées sur la rampe d'un coup, formant des boules d'individus impossibles à discerner les uns des autres (Figure 22) et impossibles à traiter par le système. Ces paquets surgissent vers 7h13 soit l'heure à laquelle le plus gros décrochage du SICAAV est observé. A posteriori, il est compliqué d'estimer la taille de ces paquets avec précision, mais ils contenaient un nombre d'individus non négligeable pouvant induire des gros écarts de comptages entre les méthodes. Cette situation n'est pas représentative des passages réels des anguilles sur la rampe. Même lors de passage intense, la formation de tels amas sur la rampe du SICAAV n'a pas eu lieu ce qui fausse l'évaluation de l'efficacité du SICAAV. En comparant les effectifs obtenus via le dépouillement des vidéos et par le

SICAAV avant l'apparition de ces paquets, le taux d'erreur chute à environ 6%. Au cours des tests par passage groupé en flux forcée, les mêmes erreurs ont pu être constatées.

Lorsque les nombres d'anguilles présentes en simultanées étaient inférieurs à 50, le pourcentage d'erreur était de l'ordre des 5%, au-delà, le pourcentage augmentait drastiquement. Là encore, pour des effectifs trop importants ces tests n'étaient pas représentatifs des conditions réelles. En effet, les anguilles utilisées pour les passages groupés étaient contenues dans une seule épuisette et relâchées directement en haut de la rampe. Ainsi, comme pour le test de piégeages, des agglomérats d'anguilles étaient formés ce qui rendait leurs différenciations impossibles pour le système. Des erreurs importantes ont également été observées pour des plus petits effectifs simultanés. Elles peuvent également être imputées à la création de petits agglomérats ou des collisions entre individus dû au lâcher direct sur la rampe. En excluant les erreurs causées par la formation non naturelle d'agglomérats d'anguilles le SICAAV réalise des comptages très fiables et est capable de supporter un grand nombre d'individus en simultanés. Les résultats obtenus excèdent les garanties de la société et garde un pourcentage d'erreur acceptable même pour un flux excédant les 10 000 anguilles par heure. Un ajustement à posteriori des effectifs en cas de flux trop importants pourrait être envisagé à partir d'un dépouillement vidéo ou par correction à l'aide des coefficients de la régression linéaire segmenté (Annexe 3). En comparaison, l'estimation des effectifs par poids global surestime le nombre réel à cause d'ajout inévitable d'eau résiduelles lors de la pesée. Cet ajout est difficilement quantifiable et varie d'un opérateur à l'autre. Plus la taille des anguilles est faible et celui de l'échantillon élevé, plus cet ajout va avoir un impact sur le poids moyen individuel calculé.

Ces résultats mettent en évidence les biais induits par les différents protocoles de suivi dans l'estimation du recrutement annuel sur la Seine. Dans le contexte actuel de l'anguille, il semble préférable de sous-estimer légèrement le recrutement. En le sur-estimant, cela risquerait de fournir un signal trop optimiste sur l'état réel du stock et déboucher sur des choix de gestion peu adéquats à la restauration de la population d'anguilles. De plus, le suivi mis en place au barrage de Poses n'a pas pour objectif d'être totalement exhaustif, des biais sont induits par le transit d'anguilles par les écluses et sont impossibles à quantifier. L'enjeu du suivi est d'avoir une estimation des anguilles entrants sur la Seine et suivre la tendance des remontées afin d'avoir une idée de l'évolution de la population. En ce sens, le SICAAV est un outil pertinent et efficace. Il présente des biais ponctuels uniquement lors des pics de migrations intenses se produisant seulement quelques jours de l'année. De plus, ces biais peuvent être limités en réalisant des contrôles ponctuels des séquences vidéo. Enfin, le taux d'erreur stable et le biais serait le même d'une année à l'autre.

Les tests de validations des mesures réalisés sur la stacomi de Baigt-de-Béarn par Migradour faisaient état d'une surestimation des tailles de 30mm à partir d'un échantillon relativement faible (Migradour, 2022, 2023). Les premiers résultats obtenus à la suite de nos tests ont également fait état d'une

différence significative entre les tailles réelles et mesurées pour toutes les classes de taille. Ces déviations n'étaient pas dans le même sens ni de mêmes magnitudes selon les classes de taille. Les mesures sur les petites classes de taille étaient fortement sous-estimées et les grandes surestimées. À la suite de la mise à jour du modèle, des différences significatives étaient toujours observables entre les deux mesures, mais uniquement pour deux classes de tailles, tout en resserrant l'intervalle de confiance à 95% de la déviance médiane. Malgré des mesures toujours significativement différentes d'un point de vue statistique ces différences ont en réalité peu de sens. Les écarts observés, bien que significatif, sont de l'ordre de quelques millimètres et seulement pour 2 classes de tailles. Lors de la biométrie, les anguilles sont anesthésiées mais se réveille très vite et parfois ne dorment pas totalement. Elles sont donc souvent en mouvement sur l'ichtyomètre ce qui rend la mesure parfois imprécise à quelque millimètre près et varier d'un opérateur à l'autre. Ainsi, les erreurs de mesures du SICAAV sont si faibles qu'elles peuvent être imputé à de l'imprécision de mesure similaire à celle existante à la lecture de l'ichtyomètre. Enfin, des corrections peuvent toujours être appliquées aux classes de tailles concernées pour renforcer la précision de mesures.

Au-delà des considérations purement liées à la performance du suivi, le déploiement d'un compteur automatique présente des avantages non négligeables tout d'abord pour les anguilles. Jusqu'à l'année dernière avec le protocole traditionnel, les anguilles étaient maintenues à haute densité d'individu dans la cuve de piégeage. Lors des pics de migrations survenant l'été, l'entassement, la température élevée de l'eau et l'excédent de mucus pouvait générer un stress élevé et des risques de mortalités (Degani and Levanon, 1983; Vøllestad and Jonsson, 1988; Crowley *et al.*, 2022; Pedersen *et al.*, 2024). Les individus, déjà étourdis par le piégeage, étaient ensuite manipulés, une partie anesthésiée pour la biométrie. La manipulation augmentait le stress, le risque de blessures, la transmission de pathogène par l'opérateur. Grâce au comptage automatisé, les anguilles ne sont plus capturées, il n'y a donc plus de stockage, d'entassement des individus et leur migration n'est pas interrompue. De plus, aucune manipulation n'est désormais nécessaire à la fois pour le dénombrement mais également pour les mesures. Chaque individu passant dans le système est mesuré, ce qui représente un gain important de données. Enfin, le système affine la résolution temporelle du suivi en comptant les anguilles une par une et enregistrant l'horaire de leur passage. En affinant la résolution, cela permet dorénavant une compréhension de la dynamique et des mécanismes de montaison des anguilles à l'échelle de la journée. Cet ajout permet d'explorer les paramètres influant à cette échelle temporelle tels que les horaires de marée ou l'heure de la journée.

Dans un second temps, le SICAAV permet également une économie drastique des moyens (économique et humain) et du temps nécessaire au suivi du recrutement. Historiquement, le suivi nécessitait de se déplacer au site de Poses, situé à une vingtaine de minute des locaux, 3 fois par semaine, et quotidiennement en période haute de la saison de migrations pour effectuer la relève des pièges. Pour chaque visite, les relèves et la maintenance des piège de la RG, de la RD et du

flottang étaient réalisée et couvraient une demi-journée de travail, mobilisant souvent deux personnes. Désormais le nombre de relève est réduit, le temps de relève également ce qui représente une économie importante de carburant et de temps de travail pour le personnel. Ce temps libéré permet d'allouer plus de moyens à d'autre suivi ou la création de nouveaux.

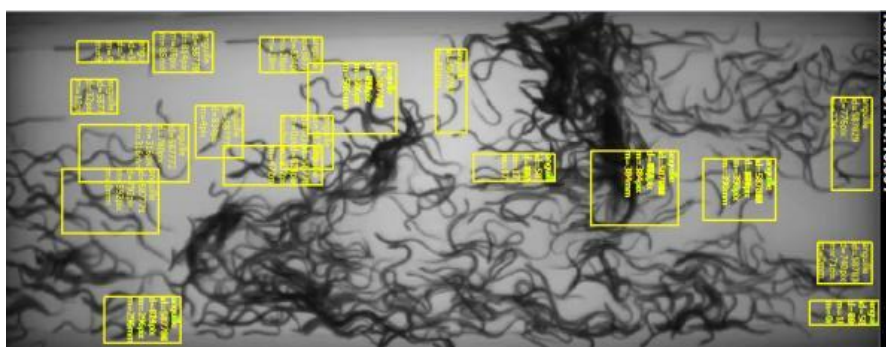


Figure 25: Formation d'agglomérats d'anguille à la suite de la purge du système

Malgré tous les avantages du SICAAV, celui-ci présente également des inconvénients dont il faut avoir conscience. Le tout premier est d'ordre économique le prix d'achat du système fixé à 18 000€ par le Bureau d'étude et à cela s'ajoute également un abonnement annuel de 2 000€ pour la maintenance, l'amélioration du système, l'hébergement et le traitement par IA des séquences vidéo. Cependant, ce coût est rapidement amorti et reste nettement inférieur aux dépenses liées au piégeage. Autrefois indépendant, le suivi est désormais tributaire du bureau d'étude. En cas de dysfonctionnement du système, seul Hizkia est en mesure de procéder au dépannage. Le temps de maintenance est également tributaire de la disponibilité du bureau d'étude et peut être conséquent en cas de dépannage sur site. En cas de pannes importantes, une quantité importante de données peut être perdue, notamment si elles surviennent lors de pic de migration. Au-delà du coût économique, le système a des demandes énergétiques importantes pour son fonctionnement. Le système tourne en permanence, le serveur doit héberger et traiter des séquences par IA pouvant être très longues (jusqu'à 20h de vidéo lors du pic). Dans le cadre de cette étude, l'IA est entraînée à une seule tâche et la répète en continu, ce qui la rend plus efficace et limite sa consommation d'énergie. Cependant, la démocratisation de l'usage de l'IA dans les suivis scientifiques pourrait à l'avenir amener de nouvelles problématiques. Le refroidissement des serveurs ayant recours à l'IA étant généralement très demandant en eau, son déploiement lors de périodes où la ressource est sous tension pose un véritable problème d'ordre écologique et éthique. Le traitement des séquences prend également du temps, près de 15 jours ont été nécessaires pour traiter toutes les séquences vidéo du pic de mi-juillet. Enfin, bien qu'acceptable, le SICAAV perd en efficacité lors des remontées les plus intenses. La solution préconisée par le fabricant est de multiplier les systèmes sur le dispositif de franchissement, ce qui revient à doubler les coûts du suivi pour un gain marginal.

Une donnée biologique importante est également perdue avec la disparition de la biométrie, la masse individuelle. Celle-ci permettait de suivre l'évolution de l'état général du recrutement au cours de la saison et entre les recrutements annuels via des indices de conditions corporelle. Pour compenser cela, des opérations de piégeage ponctuelles peuvent être effectuées afin de récupérer des données de masses individuelles.

5. Conclusion

Le suivi réalisé cette année avait des objectifs multiples. Il visait dans un premier temps à poursuivre le suivi de l'estimation et de la caractérisation du recrutement sur la Seine réalisé depuis 2014. Dans un second temps, il visait à évaluer la performance et la pertinence du SICAAV dans le cadre de ce suivi. Avec 1 319 158 anguilles ayant franchi le barrage, l'année 2026 se place déjà comme la deuxième la plus prolifique au 30 juillet après 2025 et très certainement comme une année record à l'issue de la saison. Avec 93 439 individus remontés, 2026 se place déjà comme l'année la plus prolifique du suivi en rive gauche. Nos résultats ont permis de montrer que le recrutement présente une forte variabilité interannuelle ainsi qu'une haute importance de la saisonnalité dans la montaison. La migration vers l'amont est conditionnée par des seuils de température déclenchant l'activité des anguilles. La progression des anguilles semblerait ensuite être associée au transport tidal avec un transport accru durant les phases de flot. Cette progression semble d'autant plus importante lors des vives-eaux et en conditions d'étiage. L'activité semble être également accrue durant la nuit et à l'aube. Enfin, le déploiement du SICAAV a montré une performance satisfaisante du système dans le cadre du suivi. Il permet surtout de réduire le coût global du suivi et un gain de temps non négligeable pour la prise de données. Le système permet également de diminuer l'impact du suivi sur les anguilles en ne nécessitant aucun stockage ni manipulation des individus. La réduction du stress et de la mortalité occasionnée n'est pas négligeable pour le suivi d'une espèce en danger.

Si les dynamiques récentes semblent être positives pour l'anguille à Poses, l'ouvrage présente toujours des problématiques de franchissabilité. Le dispositif en rive gauche est significativement moins emprunté par les anguilles et semble sélectif, empêchant ainsi le passage d'une quantité sûrement non négligeable d'anguilles. De plus, l'augmentation du recrutement sur la Seine ne se traduit pas encore sur l'ensemble du bassin versant. Les indices d'abondance restent préoccupants et faibles par rapport aux effectifs historiques, avec notamment une baisse de 50 % des individus pré-géniteurs (> 450mm) ces 10 dernières années (Seinormigr 2025). Pour favoriser la restauration de la population toujours en déclin, des efforts de conservation importants doivent également être entrepris pour les stades adultes. L'état sanitaire des cours d'eau reste préoccupant et continue de se dégrader sur le bassin Seine-Normandie, où en 2025, seul 24% des cours d'eau sont dans un bon état écologique, contre 32% en 2019 (AESN, 2025). Cette dégradation pourrait impacter négativement les futurs géniteurs. De plus, la mortalité des anguilles argentées à la dévalaison au

niveau des ouvrages est toujours une problématique, notamment sur l'axe Seine, où les 3 ouvrages les plus à l'aval sont équipés de turbines hydroélectriques non ichtyocompatibles.

Enfin, la perméabilité des ouvrages à la montaison n'a que peu de sens si elle ne l'est pas à la dévalaison. Une forte mortalité à la dévalaison empêche ainsi la contribution des anguilles du bassin versant à la reproduction.

6. Références bibliographiques

- Adam, G., Feunteun, E., Rigaud, C., and Prouzet, P. (2008). *L'anguille Européenne: Indicateurs d'abondance et de Colonisation*. Versailles: Quae.
- AESN, (2025) Synthèse technique Etat des lieux 2025 Agence de l'Eau Seine-Normandie. <https://www.calameo.com/agence-de-l-eau-seine-normandie/read/0040019137f11692fc9f>
- Arai, T., Otake, T., and Tsukamoto, K. (2000). Timing of metamorphosis and larval segregation of the Atlantic eels *Anguilla rostrata* and *A. anguilla*, as revealed by otolith microstructure and microchemistry. *Marine Biology* 137, 39–45. doi: 10.1007/s002270000326
- Arribas, C., Fernández-Delgado, C., Oliva-Paterna, F. J., and Drake, P. (2012). Oceanic and local environmental conditions as forcing mechanisms of the glass eel recruitment to the southernmost European estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 107, 46–57. doi: 10.1016/j.ecss.2012.04.024
- Astrom, M., and Dekker, W. (2007). When will the eel recover? A full life-cycle model. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1491–1498. doi: 10.1093/icesjms/fsm122
- Baisez, A. (2001). Optimisation des suivis des indices d'abondances et des structures de taille de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L.) dans un marais endigué de la côte atlantique: relations espèce-habitat. 1969–2024, Thèse doctorat , France: Université Toulouse 3 Paul Sabatier.
- Baltazar-Soares, M., Biastoch, A., Harrod, C., Hanel, R., Marohn, L., Prigge, E., Evans, D., Bodles, K., Behrens, E., Böning, C. L., Eizaguirre, C. (2014). Recruitment Collapse and Population Structure of the European Eel Shaped by Local Ocean Current Dynamics. *Current Biology* 24, 104–108. doi: 10.1016/j.cub.2013.11.031
- Baras, E., Philippart, J.-C., and Salmon, B. (1996). Chapter 7. Estimation of migrant yellow eel stock in large rivers through the survey of fish passes : a preliminary investigation in the River Meuse (Belgium). *Chapitre 7. Estimation du stock migrateur des anguilles jaunes en grande rivière grâce au contrôle d'échelles à poissons: étude préliminaire dans la Meuse en Belgique*. Available at: <https://orbi.uliege.be/handle/2268/241195> (Accessed August 14, 2026).
- Beaulaton, L., and Castelnaud, G. (2005). The efficiency of selective tidal stream transport in glass eel entering the gironde (france). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture. Pêche Piscic.*, 5–21. doi: 10.1051/kmae:2005001
- 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, 197–214. doi: 10.1111/j.1600-0633.2008.00337.x
- Bénézech, M., Drouineau, H., Bornarel, V., Briand, C., Díaz, E., Mateo, M., Beaulaton, L.. (2026). Shifts in the European eel recruitment distribution: the impact of changing environmental conditions? *Marine Environmental Research* 214, 107723. doi: 10.1016/j.marenvres.2025.107723
- Bevacqua, D., Melià, P., Gatto, M., and De Leo, G. A. (2015). A global viability assessment of the European eel. *Global Change Biology* 21, 3323–3335. doi: 10.1111/gcb.12972
- Boardman, R. M., Pinder, A. C., Piper, A. T., Roberts, C. G., Wright, R. M., and Britton, J. R. (2023). Variability in the duration and timing of the estuarine to freshwater transition of critically

endangered European eel *Anguilla anguilla*. *Aquatic Sciences* 86, 18. doi: 10.1007/s00027-023-01033-y

- Bonhommeau, S., Chassot, E., Planque, B., Rivot, E., Knap, A. H., and Pape, O. L. (2008a). Impact of climate on eel populations of the Northern Hemisphere. *Marine Ecology Progress Series* 373, 71–80. doi: 10.3354/meps07696
- Bonhommeau, S., Chassot, E., and Rivot, E. (2008b). Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fisheries Oceanography* 17, 32–44. doi: 10.1111/j.1365-2419.2007.00453.x
- Bourillon, B., Feunteun, E., Acou, A., Trancart, T., Teichert, N., Belpaire, C., Dufour, C., 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, 274. doi: 10.3390/fishes7050274
- Briand, C., Fatin, D., Fontenelle, G., and 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*, 67–86. doi: 10.1051/kmae:2005004
- 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*, 237–260. doi: 10.1051/kmae:1994015
- Castonguay, M., Hodson, P. V., Moriarty, C., Drinkwater, K. F., and Jessop, B. M. (1994). Is there a role of ocean environment in American and European eel decline? *Fisheries Oceanography* 3, 197–203. doi: 10.1111/j.1365-2419.1994.tb00097.x
- Chan, J. C. F., Lam, B. Y. K., Dudgeon, D., and Liew, J. H. (2025). Global consequences of dam-induced river fragmentation on diadromous migrants: a systematic review and meta-analysis. *Biological Reviews* 100, 2020–2037. doi: 10.1111/brv.70032
- Clavero, M., and Hermoso, V. (2015). Historical data to plan the recovery of the European eel. *Journal of Applied Ecology* 52, 960–968. doi: 10.1111/1365-2664.12446
- Cresci, A. (2020). A comprehensive hypothesis on the migration of European glass eels (*Anguilla anguilla*). *Biological Reviews* 95, 1273–1286. doi: 10.1111/brv.12609
- Cresci, A., Durif, C. M., Paris, C. B., Shema, S. D., Skiftesvik, A. B., and Browman, H. I. (2019). Glass eels (*Anguilla anguilla*) imprint the magnetic direction of tidal currents from their juvenile estuaries. *Communications Biology* 2, 366. doi: 10.1038/s42003-019-0619-8
- Cresci, A., Paris, C. B., Durif, C. M. F., Shema, S., Bjelland, R. M., Skiftesvik, A. B., Browman, H. I. (2017). Glass eels (*Anguilla anguilla*) have a magnetic compass linked to the tidal cycle. *Science Advances* 3, e1602007. doi: 10.1126/sciadv.1602007
- Creutzberg, F. (1958). Use of Tidal Streams by Migrating Elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.). *Nature* 181, 857–858. doi: 10.1038/181857a0
- Crowley, P. H., Labonne, J., Bolliet, V., Daverat, F., and Bardonnet, A. (2022). Implications of stress-mediated environmental sex determination for declining eel populations. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 32, 1157–1186. doi: 10.1007/s11160-022-09730-x

- Daverat, F., Limburg, K. E., Thibault, I., Shiao, J.-C., Dodson, J. J., Caron, F., Tzeng, W. N., 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. doi: 10.3354/meps308231
- Daverat, F., and 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. doi: 10.3354/meps307247
- de Casamajor, M.-N., Prouzet, P., and Lazure, P. (2000). Identification des flux de civelles (*Anguilla anguilla*) à partir des relations d'allométrie en fonction des conditions hydrodynamiques de l'estuaire de l'Adour. *Aquatic Living Resources* 13, 411–420.
- De Leo, G. A., and Gatto, M. (1996). Trends in Vital Rates of the European Eel: Evidence for Density Dependence? *Ecological Applications* 6, 1281–1294. doi: 10.2307/2269607
- Deelder, C. L. (1985). Exposé synoptique des données biologiques sur l'anguille *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). *FAO Synopsis sur les pêches* 80, 1–71
- Degani, G., and Levanon, D. (1983). The influence of low density on food adaptation, cannibalism and growth of eels (*Anguilla anguilla* (L.)). *Israel Journal of Aquaculture* 35, 53–60.
- Deinet, S., Scott-Gatty, K., Rotton, H., Twardek, W. M., Marconi, V., McRae, L., Baumgartner, L. J., Brink, K., Claussen, J. E., Cooke, S. J., Darwall, W., Eriksson, B. K., Garcia de Leaniz, C., Hogan, Z., Royte, J., Silva, L. G. M., Thieme, M. L., Thicker, D., Waldman, J., Wanningsen, H., Weyl, O. L. F., Berkhuisen, A. (2020). *The Living Planet Index (LPI) for migratory freshwater fish: Technical Report*. Groningen: World Fish Migration Foundation.
- Dekker, W. (2003a). Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* 10, 365–376. doi: 10.1111/j.1365-2400.2003.00352.x
- Dekker, Willem. (2003b). Eel Stocks dangerously close to collapse. ICES newsletter 40 (2003).
- Dekker, W. (2019). The history of commercial fisheries for European eel commenced only a century ago. *Fisheries Management and Ecology* 26, 6–19. doi: 10.1111/fme.12302
- Dekker, W., and Beaulaton, L. (2016). Climbing back up what slippery slope? Dynamics of the European eel stock and its management in historical perspective. *ICES Journal of Marine Science* 73, 5–13. doi: 10.1093/icesjms/fsv132
- Dekker, W., and Moriarty, C. (1997). Management of the European Eel. 1997. *Fisheries Bulletin* (Dublin) 15, 1997
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950
- Durant, J., Ottersen, G., and Stenseth, N. C. (2007). Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* 33, 271–283. doi: 10.3354/cr033271
- 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: van den Thillart, G., Dufour, S., Rankin, J.C. (eds) *Spawning Migration of the European Eel*. Fish & Fisheries Series, vol 30. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9095-0_2

- Edeline, E., Lambert, P., Rigaud, C., Elie, P. (2006). Effects of body condition and water temperature on *Anguilla anguilla* glass eel migratory behavior. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology - J EXP MAR BIOL ECOL.* 331, 217-225. doi: 10.1016/j.jembe.2005.10.011.
- Enbody, E. D., Pettersson, M. E., Sprehn, C. G., Palm, S., Wickström, H., and Andersson, L. (2021). Ecological adaptation in European eels is based on phenotypic plasticity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 118, e2022620118. doi: 10.1073/pnas.2022620118
- Feunteun, E. (2002). Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecological Engineering* 18, 575–591. doi: 10.1016/S0925-8574(02)00021-6
- 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*, eds. K. Aida, K. Tsukamoto, and K. Yamauchi (Tokyo: Springer Japan), 191–213. doi: 10.1007/978-4-431-65907-5_14
- Feunteun, E., and Marion, L. (1994). Assessment of Grey Heron predation on fish communities: the case of the largest European colony. *Hydrobiologia* 279, 327–344. doi: 10.1007/BF00027865
- Freyhof, J., Brooks, E., and European Commission. Directorate-General for the Environment (2011). *European red list of freshwater fishes*. LU: Publications Office. doi: 10.2779/85903
- Friedland, K. D., Miller, M. J., and Knights, B. (2007). Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science* 64, 519–530. doi: 10.1093/icesjms/fsm022
- Geeraerts, C., and Belpaire, C. (2010). The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology* 19, 239–266. doi: 10.1007/s10646-009-0424-0
- Gleick, P.H. (1996) Water Resources. In: Schneider, S.H., Ed., *Encyclopedia of Climate and Weather*, Oxford University Press, New York, Vol. 2, 817-823.
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A., MacDonald, G., Zarfl, C., and Reidy Liermann, C. (2015). An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters* 10, 015001. doi: 10.1088/1748-9326/10/1/015001
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M. E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J. D., Opperman, J. J., Petry, P., Reidy Liermann, C., Sáenz, L., Salinas- Rodríguez, S., Schelle, P., Schmitt, R. J. P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P.H., Van Soesbergen, A., Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569, 215–221. doi: 10.1038/s41586-019-1111-9
- Halvorsen, S., Korslund, L., Gustavsen, P. Ø., and Slettan, A. (2020). Environmental DNA analysis indicates that migration barriers are decreasing the occurrence of European eel (*Anguilla anguilla*) in distance from the sea. *Global Ecology and Conservation* 24, e01245. doi: 10.1016/j.gecco.2020.e01245
- Harrison, A. J., Walker, A. M., Pinder, A. C., Briand, C., and Aprahamian, M. W. (2014). A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24, 967–983. doi: 10.1007/s11160-014-9356-8

Hizkia . (2023). Rapport fin d'étude. 2023.

Ibbotson, A., Smith, J., Scarlett, P., and Aprhamian, M. (2002). Colonisation of freshwater habitats by the European eel *Anguilla anguilla*. *Freshwater Biology* 47, 1696–1706. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00930.x

ICES (2023). Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES Scientific Reports. doi: 10.17895/ices.pub.24420868.v1

Imbert, H., De Lavergne, S., Gayou, F., Rigaud, C., and Lambert, P. (2008). Evaluation of relative distance as new descriptor of yellow European eel spatial distribution. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 520–527. doi: 10.1111/j.1600-0633.2008.00321.x

Jansen, H. M., Winter, H. V., Bruijs, M. C. M., and Polman, H. J. G. (2007). Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1437–1443. doi: 10.1093/icesjms/fsm132

Jellyman, D. J. (2022). An enigma: how can freshwater eels (*Anguilla* spp.) be such a successful genus yet be universally threatened? *Rev Fish Biol Fisheries* 32, 701–718. doi: 10.1007/s11160-021-09658-8

Jessop, B. M., Cairns, D. K., Thibault, I., and Tzeng, W. N. (2008). Life history of American eel *Anguilla rostrata*: new insights from otolith microchemistry. *Aquatic Biology* 1, 205–216. doi: 10.3354/ab00018

Kettle, A. J., Bakker, D. C. E., and Haines, K. (2008). Impact of the North Atlantic Oscillation on the trans-Atlantic migrations of the European eel (*Anguilla anguilla*). *J. Geophys. Res. G Biogeosci.* 113. doi: 10.1029/2007JG000589

Kettle, A., Vøllestad, L., and 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. doi: 10.1111/j.1467-2979.2010.00400.x

Laffaille, P., Caraguel, J.-M., and Legault, A. (2007). Temporal patterns in the upstream migration of European eels (*Anguilla anguilla*) at the Couesnon estuarine dam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, 73 (1-2), pp. 81-90. {10.1016/j.ecss.2006.12.011}. {hal-00793400}.

Laffaille, P., Feunteun, E., Acou, A., and 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, DOI: 10.1080/03680770.1998.11901309

Lebourg, A. (2025) Suivi et estimation du recrutement de la Seine en Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) au barrage de Poses (Eure) – 2025, Mémoire de master. France : Université de Poitiers

Lecomte-Finiger, R. (1994). The early life of the European eel. *Nature* 370, 424–424. doi: 10.1038/370424a0

Lefebvre, C., Nicolas, D., Contournet, P., Rivoallan, D., (2026). Étude du recrutement en civelles et de leur devenir dans l'étang du Vaccarès. Campagne d'études 2024-2025. Association Migrateurs Rhône-Méditerranée, Fondation Tour du Valat. 21p

- Legault, A. (1994). Étude préliminaire de recrutement fluvial de l'anguille. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 335., 33–41. doi: 10.1051/kmae:1994003
- Legrand, M., Briand, C., and Besse, T. (2019). stacomIR : a common tool for monitoring fish migration. *Journal of Open Source Software* 4, 791. doi: 10.21105/joss.00791
- Lescure, S., Arnaud-Fassetta, G., and Cordier, S. (2011). Sur quelques modifications hydromorphologiques dans le Val de Seine (Bassin parisien, France) depuis 1830 : quelle part accorder aux facteurs hydrologiques et anthropiques ? *EchoGéo* 18. doi: 10.4000/echogeo.12658
- Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., and Ng, R. Y. (2012). Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. *BioScience* 62, 539–548. doi: 10.1525/bio.2012.62.6.5
- Limburg, K., Wickström, H., Svedäng, H., Elfman, M., and Kristiansson (2003). Do Stocked Freshwater Eels Migrate? Evidence from the Baltic Suggests "Yes. *American Fisheries Society Symposium* 33, 275–284.
- Lobón-Cerviá, J. (1999). The decline of eel *Anguilla anguilla* (L.) in a river catchment of northern Spain 1986–1997. Further evidence for a critical status of eel in Iberian waters. *Archiv für Hydrobiologie*, 245–253. doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/144/1999/245
- Lundberg, J., Kottelat, M., Smith, G., Stiasny, M., and Gill, A. (2000). So Many Fishes, So Little Time: An Overview of Recent Ichthyological Discovery in Continental Waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 87, 26–62. doi: 10.2307/2666207
- Migado (2024). <https://www.migado.fr/actions-pour-la-sauvegarde-de-languille-europeenne-sur-le-bassin-garonne-dordogne-4/>
- Migradour (2022). Suivi de la montaison de l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) sur l'aménagement hydroélectrique de Baigts-de-Béarn.
- Migradour (2023). Suivi de la montaison de l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) sur l'aménagement hydroélectrique de Baigts-de-Béarn.
- Migradour (2024). Suivi de la montaison de l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) sur l'aménagement hydroélectrique de Baigts-de-Béarn.
- Miller, M. J., Feunteun, E., and 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, 43–56. doi: 10.1093/icesjms/fsv063
- Nicola, G. G., Elvira, B., Almodovar, A., Elvira, B., Nicola, G. G., and Almodovar, A. (1996). Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *River Systems* 10, 375–379. doi: 10.1127/LR/10/1996/375
- O'Leary, C., Healy, S., Cruikshanks, R., Kelly, K., and Gargan, P. (2022). Assessment of the environmental drivers of European glass eel (*Anguilla anguilla*) recruitment in transitional waters. *Environmental Biology of Fishes* 105, 1203–1217. doi: 10.1007/s10641-022-01340-7
- Pedersen, M. I., Rasmussen, G., and Jepsen, N. (2024). Density-dependent growth, survival, and biomass production of stocked glass eels (*Anguilla anguilla*) in seminatural ponds. *Fisheries Management and Ecology* 31, e12641. doi: 10.1111/fme.12641

- Pike, C., Crook, V., and Gollock, M. (2018). IUCN Red List of Threatened Species: *Anguilla anguilla*. *IUCN Red List of Threatened Species*. Available at: <https://www.iucnredlist.org/en> (Accessed August 15, 2026).
- PGA (2009.). Plan de gestion anguille volet national
- PGA (2024) Rapport de mise en œuvre-juin 2024 Plan de gestion anguille
- Podda, C., Sabatini, A., Palmas, F., and Pusceddu, A. (2021). Hard times for catadromous fish: the case of the European eel (*Anguilla anguilla*, L. 1758). *Advances in Oceanography and Limnology* 12. doi: 10.4081/aiol.2021.9997
- Robinet, T. T., and Feunteun, E. E. (2002). Sublethal Effects of Exposure to Chemical Compounds: A Cause for the Decline in Atlantic Eels? *Ecotoxicology* 11, 265–277. doi: 10.1023/A:1016352305382
- Sandlund, O. T., Diserud, O. H., Poole, R., Bergesen, K., Dillane, M., Rogan, G., Durif, C., Thorstad, E. B., Vøllestad, L. A. (2017). Timing and pattern of annual silver eel migration in two European watersheds are determined by similar cues. *Ecology and Evolution* 7, 5956–5966. doi: 10.1002/ece3.3099
- Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., Macfarlane, N. B. W., Rapacciuolo, G., Böhm, M., et al. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature* 638, 138–145. doi: 10.1038/s41586-024-08375-z
- Seine-Normandie-Migrateurs, (2025). Recueil de données relatif aux populations de poissons migrateurs du bassin Seine-Normandie. Réalisation du programme d'études - Année 2024. 60 pages + annexes.
- Schmidt, Johs. (1923). IV.—The breeding places of the eel. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 211, 179–208. doi: 10.1098/rstb.1923.0004
- Schmucker, A. K., Johnson, N. S., Galbraith, H. S., and Li, W. (2016). Glass-eel-stage American Eels respond to conspecific odor as a function of concentration. *Transactions of the American Fisheries Society* 145, 712–722. doi: 10.1080/00028487.2016.1146164
- Schoth, M., and Tesch, F.-W. (1982). Spatial distribution of 0-group eel larvae (*Anguilla* sp.) in the Sargasso Sea. *Helgolander Meeresunters* 35, 309–320. doi: 10.1007/BF02006139
- Sola, C. (1995). Chemoattraction of upstream migrating glass eels *Anguilla anguilla* to earthy and green odorants. *Environmental Biology of Fishes* 43, 179–185. doi: 10.1007/BF00002489
- Tedesco, P. A., Beauchard, O., Bigorne, R., Blanchet, S., Buisson, L., Conti, L., Cornu, J. F., Dias, M. S., Grenouillet, G., Hugueny, B., Jézéquel, C., Leprieur, F., Brosse, S., Oberdorff, T. (2017). A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Scientific Data* 4, 170141. doi: 10.1038/sdata.2017.141
- Tesch, F.-W. (1977). *The Eel: Biology and Management of Anguillid Eels.*, ed. P. H. Greenwood. Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-94-009-5761-9
- Trancart, T., Lambert, P., Rochard, E., Daverat, F., Coustillas, J., and Roqueplo, C. (2012). Alternative flood tide transport tactics in catadromous species: *Anguilla anguilla*, *Liza ramada* and

- Platichthys flesus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 99, 191–198. doi: 10.1016/j.ecss.2011.12.032
- Tsakamoto, K., Nakai, I., and Tesch, W.-V. (1998). Do all freshwater eels migrate? *Nature* 396, 635–636. doi: 10.1038/25264
- Van Ginneken, V. J. T., and Maes, G. E. (2005). The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its Lifecycle, Evolution and Reproduction: A Literature Review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15, 367–398. doi: 10.1007/s11160-006-0005-8
- Verreault, G., Dumont, P., and Mailhot, Y. (2004). Habitat losses and anthropogenic barriers as a cause of population decline for American eel (*Anguilla rostrata*) in the St. Lawrence watershed, Canada.
- VNF Voies navigables de France, AIGOU, F., Fluviales, C. C. d'Etudes T. M. et, and SIEE-GEI (2008). Guide passes à poissons. Available at: <https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/16385/guide-passes-a-poissons> (Accessed March 10, 2026).
- Vøllestad, L., and 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. *Journal of Animal Ecology* 58, 983–997. doi: 10.2307/5106
- Westerberg, H. (1998). Oceanographic aspects of the recruitment of eels to the Baltic Sea. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 177–185. doi: 10.1051/kmae:1998042
- Westerberg, H., Pacariz, S., Marohn, L., Fagerström, V., Wysujack, K., Miller, M. J., Freese, M., Pohlmann, J. D., Hanel, R. (2018). Modeling the drift of European (*Anguilla anguilla*) and American (*Anguilla rostrata*) eel larvae during the year of spawning. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi: 10.1139/cjfas-2016-0256
- White, E. M., and Knights, B. (1997). Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. *Journal of Fish Biology* 50, 1104–1116. doi: 10.1111/j.1095-8649.1997.tb01634.x
- Wirth, T., and Bernatchez, L. (2003). Decline of North Atlantic eels: a fatal synergy? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270, 681–688. doi: 10.1098/rspb.2002.2301
- World Commission on Dams ed. (2001). *Dams and development: A new framework for decision-making; The report of the World Commission on Dams*, Reprint. London: Earthscan.
- Wright, R., Piper, A., Aarestrup, K., Azevedo, J., 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. doi: 10.1038/s41598-022-19248-8
- Zompola, S., Katselis, G., Koutsikopoulos, C., and Cladas, Y. (2008). Temporal patterns of glass eel migration (*Anguilla anguilla* L. 1758) in relation to environmental factors in the Western Greek inland waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 330–338. doi: 10.1016/j.ecss.2008.08.007

7. Annexes

Annexe 1 : Crabe stagnant sur la rampe du SICAAV



Annexe 2 : Résultats de la régression linéaire segmentée

```
Coefficients of the linear terms:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    5.93018    8.18434   0.725   0.472
nb_min_sicaav   0.95148    0.06559  14.506 <2e-16 ***
U1.nb_min_sicaav 0.36703    0.10685   3.435    NA
Multiple R-Squared: 0.9787, Adjusted R-squared: 0.9773
```

Annexe 3 : Equations de la régression linéaire segmentée. H=comptage humain estimé, X=comptage réalisé par le SICAAV

$$\widehat{H} = \begin{cases} 5,930 + 0,9515X & \text{si } X \leq 250,779 \\ 5,930 + 0,9515X + 0,3670(X - 250,779) & \text{si } X > 250,779 \end{cases}$$

Annexe 4 : Résultats des tests de Wilcoxon entre les mesures de biométrie et du SICAAV par classes de taille avant correction du modèle

```
> test_sic_1_large_summarise |>
+   group_by(classe_taille) |>
+   summarise(test_results = list(tidy(wilcox.test(lt_biométrie_m,
+                                               lt_sicav_m,
+                                               paired = TRUE,
+                                               conf.int = TRUE)))) %>%
+   tidyr::unnest(test_results)
# A tibble: 15 × 8
```

	classe_taille	estimate	statistic	p.value	conf.low	conf.high	method	alternative
	<fct>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<chr>	<chr>
1	60-70	8.00	55	0.00589	7.00	9.10	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
2	70-80	11	55	0.00195	9	13.3	wilcoxon signed rank exa...	two.sided
3	80-90	8.30	45	0.00391	7.5	9.9	wilcoxon signed rank exa...	two.sided
4	90-100	6.30	55	0.00576	5.20	8.40	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
5	100-110	6.80	55	0.00589	4.50	7.40	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
6	110-120	5.10	55	0.00589	4.20	6.30	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
7	120-130	4.60	53	0.00586	2.20	6.90	wilcoxon signed rank exa...	two.sided
8	130-140	4.40	54	0.00800	2.00	6.00	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
9	140-150	3.70	45	0.00915	1.90	5.60	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
10	150-160	3.40	55	0.00589	2.50	4.20	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
11	160-170	3.50	48	0.0412	0.000116	6.00	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
12	170-180	-0.5	19	0.734	-3	32.8	wilcoxon signed rank exa...	two.sided
13	180-190	-2	3	0.312	-6.60	1.20	wilcoxon signed rank exa...	two.sided
14	190-200	-3.13	0	0.181	-5.00	-1.80	wilcoxon signed rank tes...	two.sided
15	>200	-8.40	0	0.00195	-13.6	-3.20	wilcoxon signed rank exa...	two.sided

Annexe 5 : Résultats des tests de Wilcoxon entre les mesures de biométrie et du SICAAV par classes de taille après correction du modèle

```
> test_sic_2_summarise |>
+   group_by(classe_taille) |>
+   summarise(test_results = list(tidy(wilcox.test(lt_biométrie_m,
+                                               lt_sicav_m,
+                                               paired = TRUE,
+                                               conf.int = TRUE)))) %>%
+   tidyr::unnest(test_results)
# A tibble: 15 × 8
```

	classe_taille	estimate	statistic	p.value	conf.low	conf.high	method	alternative
	<fct>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<chr>	<chr>
1	60-70	-2.14	0	0.00195	-3.03	-1.21	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
2	70-80	0.930	39	0.275	-0.880	3.15	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
3	80-90	-0.450	17	0.570	-1.26	0.840	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
4	90-100	-1.79	9	0.0645	-2.78	0.180	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
5	100-110	-0.580	10	0.0840	-2.48	0.160	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
6	110-120	-1.24	4	0.0137	-2.08	-0.300	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
7	120-130	-0.830	19	0.432	-3.12	1.25	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
8	130-140	-0.180	27	1	-2.19	1.40	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
9	140-150	-0.280	23	0.695	-1.87	1.31	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
10	150-160	0.530	43	0.126	-0.400	1.76	wilcoxon signed rank test w...	two.sided
11	160-170	1.70	42	0.160	-0.840	3.89	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
12	170-180	-0.910	14	0.359	-3.11	29.4	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
13	180-190	-1.10	5	0.625	-5.02	1.56	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
14	190-200	-0.185	4	0.875	-2.60	2.06	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided
15	>200	0.0600	29	0.922	-1.58	1.80	wilcoxon signed rank exact ...	two.sided

Annexe 6 : Résultats des tests de Wilcoxon entre les mesures du SICAAV par classes de taille avant et après correction du modèle

```
> test_sic_avant_apres|>
+   group_by(classe_taille)|>
+   summarise(test_results = list(tidy(wilcox.test(sicaav_avant,
+   sicaav_après,
+   paired = TRUE,
+   conf.int = TRUE))))%>%
+   tidyr::unnest(test_results)
# A tibble: 15 × 8
```

	classe_taille	estimate	statistic	p.value	conf.low	conf.high	method	alternative
	<fct>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<dbl>	<chr>	<chr>
1	60-70	-10.1	0	0.00579	-10.2	-10.0	wilcoxon sign...	two.sided
2	70-80	-9.99	0	0.00195	-10.1	-9.88	wilcoxon sign...	two.sided
3	80-90	-8.83	0	0.00909	-9.16	-8.64	wilcoxon sign...	two.sided
4	90-100	-8.05	0	0.00909	-8.28	-7.84	wilcoxon sign...	two.sided
5	100-110	-7.23	0	0.00195	-7.46	-7.02	wilcoxon sign...	two.sided
6	110-120	-6.44	0	0.00586	-6.62	-6.26	wilcoxon sign...	two.sided
7	120-130	-5.41	0	0.00195	-5.65	-5.18	wilcoxon sign...	two.sided
8	130-140	-4.53	0	0.00909	-4.88	-4.19	wilcoxon sign...	two.sided
9	140-150	-3.59	0	0.00391	-3.86	-3.39	wilcoxon sign...	two.sided
10	150-160	-2.71	0	0.00589	-2.93	-2.51	wilcoxon sign...	two.sided
11	160-170	-1.60	0	0.00195	-2.02	-1.17	wilcoxon sign...	two.sided
12	170-180	-0.370	0	0.00391	-3.24	-0.150	wilcoxon sign...	two.sided

Annexe 7 : Résultats des tests de comparaison des tailles mensuelles en rive gauche

```
> #####RG----
> kruskal.test(data=bioangRG, taille~mois)

Kruskal-Wallis rank sum test

data:  taille by mois
Kruskal-Wallis chi-squared = 296.34, df = 3, p-value < 2.2e-16

> kruskal_effsize(taille~mois,data=bioangRG)
# A tibble: 1 × 5
  .y.      n effsize method  magnitude
*   <chr> <int>   <dbl> <chr>   <ord>
1  taille  1034   0.285 eta2[H] large

> dunn_test(taille~mois, data=bioangRG, p.adjust.method="bonferroni")
# A tibble: 6 × 9
  .y.    group1 group2    n1    n2 statistic      p    p.adj p.adj.signif
*   <chr>   <chr>   <chr>   <int> <int>   <dbl>   <dbl>   <dbl>   <chr>
1  taille  04      05      180   395    -1.23 2.20e- 1 1    e+ 0 ns
2  taille  04      06      180   224    -3.95 7.67e- 5 4.60e- 4 ***
3  taille  04      07      180   235   -14.2 1.42e-45 8.51e-45 ****
4  taille  05      06      395   224    -3.41 6.38e- 4 3.83e- 3 **
5  taille  05      07      395   235   -15.7 1.56e-55 9.35e-55 ****
6  taille  06      07      224   235   -10.8 3.81e-27 2.28e-26 ****
```

Annexe 8 : Résultats des tests de comparaison des tailles mensuelles en rive droite

```
> #####RD----
> kruskal.test(data=bioangRD, taille~mois)

Kruskal-Wallis rank sum test

data:  taille by mois
Kruskal-Wallis chi-squared = 20054, df = 5, p-value < 2.2e-16

> kruskal_effsize(taille~mois,data=bioangRD)
# A tibble: 1 x 5
  .y.      n effsize method  magnitude
* <chr>  <int>  <dbl> <chr>   <ord>
1 taille 1211088 0.0166 eta2[H] small
> dunn_test(taille~mois, data=bioangRD, p.adjust.method="bonferroni")
# A tibble: 15 x 9
  .y.  group1 group2  n1    n2 statistic      p    p.adj p.adj.signif
* <chr> <chr>  <chr>  <int>  <int>  <dbl>    <dbl>  <dbl> <chr>
1 taille 02    03      1    10    0.760 4.47e- 1 1    e+ 0 ns
2 taille 02    04      1  1253    1.26 2.09e- 1 1    e+ 0 ns
3 taille 02    05      1  19340    0.734 4.63e- 1 1    e+ 0 ns
4 taille 02    06      1  71417   -0.310 7.56e- 1 1    e+ 0 ns
5 taille 02    07      1 1119067  -0.189 8.50e- 1 1    e+ 0 ns
6 taille 03    04     10  1253    1.45 1.47e- 1 1    e+ 0 ns
7 taille 03    05     10  19340  -0.199 8.42e- 1 1    e+ 0 ns
8 taille 03    06     10  71417  -3.50 4.66e- 4 6.98e- 3 **
9 taille 03    07     10 1119067  -3.12 1.82e- 3 2.73e- 2 *
10 taille 04    05     1253  19340  -18.0 4.19e- 72 6.29e- 71 ****
11 taille 04    06     1253  71417  -55.0 0      0      0 ****
12 taille 04    07     1253 1119067  -51.2 0      0      0 ****
13 taille 05    06    19340  71417  -129. 0      0      0 ****
14 taille 05    07    19340 1119067  -127. 0      0      0 ****
15 taille 06    07    71417 1119067   31.3 1.77e-214 2.66e-213 ****
```

Annexe 9 : Résultats des tests de comparaison des tailles mensuelles du flottang

```
> #####flottang----
> kruskal.test(data=flottang_26,Taille_mm~mois)

Kruskal-Wallis rank sum test

data:  Taille_mm by mois
Kruskal-Wallis chi-squared = 91.945, df = 2, p-value < 2.2e-16

> kruskal_effsize(Taille_mm~mois, data=flottang_26)
# A tibble: 1 x 5
  .y.      n effsize method  magnitude
* <chr>  <int>  <dbl> <chr>   <ord>
1 Taille_mm 844 0.107 eta2[H] moderate
> DunnTest(Taille_mm~mois, data=flottang_26)

Dunn's test of multiple comparisons using rank sums : holm

      mean.rank.diff    pval
06-05    165.85497 4.8e-12 ***
07-05    214.66833 < 2e-16 ***
07-06     48.81337 0.0100 *
```

Annexe 10 : Résultats des tests de comparaison des tailles mensuelles entre les rives et dispositifs

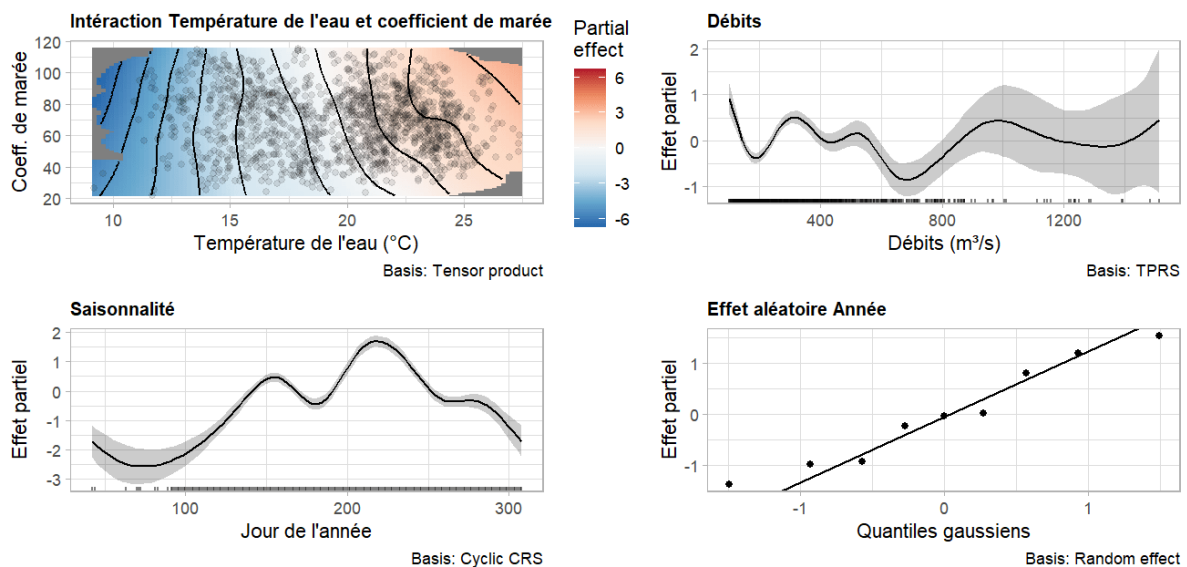
```

> ###Taille/rive/mois +flottang----
> bio_ang_2026_comp |>
+   filter(mois!="02"& mois!="03") |>
+   group_by(as.factor(mois)) |>
+   summarise(test_results = list(tidy(kruskal.test(taille~ope_dic_identifiant)))) %>%
+   tidyr::unnest(test_results)
# A tibble: 4 x 5
  `as.factor(mois)` statistic    p.value parameter method
  <fct>             <dbl>    <dbl>    <int> <chr>
1 04                 23.6 1.18e- 6         1 Kruskal-Wallis rank sum test
2 05                 732. 9.66e-160        2 Kruskal-Wallis rank sum test
3 06                 383. 8.48e- 84        2 Kruskal-Wallis rank sum test
4 07                 224. 2.91e- 49        2 Kruskal-Wallis rank sum test

> bio_ang_2026_comp |>
+   filter(mois != "02" & mois != "03") |>
+   group_by(mois) |>
+   group_modify(~ {
+     dunn_test(.x, taille ~ ope_dic_identifiant, p.adjust.method = "bonferroni")
+   })
# A tibble: 10 x 10
# Groups:   mois [4]
  mois .y.   groupe1 groupe2    n1    n2 statistic      p    p.adj p.adj.signif
  <fct> <chr> <chr> <chr>    <int> <int> <dbl>    <dbl>    <dbl> <chr>
1 04   taille 102    122      180   1253  -4.86 1.18e- 6 1.18e- 6 ****
2 05   taille 102    122      395  19340  -19.9 2.59e- 88 7.77e- 88 ****
3 05   taille 102 flottang 395    168  -26.2 4.71e-151 1.41e-150 ****
4 05   taille 122 flottang 19340 168  -18.1 7.85e- 73 2.36e- 72 ****
5 06   taille 102    122      224  71417  -17.9 2.64e- 71 7.93e- 71 ****
6 06   taille 102 flottang 224    287  -18.7 1.10e- 77 3.30e- 77 ****
7 06   taille 122 flottang 71417 287  -7.92 2.34e- 15 7.03e- 15 ****
8 07   taille 102    122      235 1119067 -2.67 7.55e- 3 2.26e- 2 *
9 07   taille 102 flottang 235    389  -11.1 8.21e- 29 2.46e- 28 ****
10 07  taille 122 flottang 1119067 389  -14.7 5.64e- 49 1.69e- 48 ****

```

Annexe 11 : Graphiques des effets partiels des paramètre étudiés à partir du modèle GAM interaction



Résumé

Représentant seulement 1% de la fraction des habitats aquatiques, les systèmes d'eau douce hébergent pourtant 40% de la diversité ichtyologique. Ces systèmes sont soumis à des fortes pressions, notamment par la fragmentation induite par l'érection d'ouvrages. Parmi toutes, les espèces exposées, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) est l'une des plus impactées. Exposées à une multitude de pression à tous les stades de son cycle de vie complexe, sa population a diminué de 95% et son recrutement entre 0.4 et 10% des chiffres pré-1980. Soumis à un plan de gestion au niveau national, sa population fait l'objet de suivis de son recrutement. Parmi eux celui sur la Seine au barrage de Poses depuis 2014. Cette année le suivi visait à estimer et caractériser le recrutement mais également évaluer la performance du nouveau dispositif de comptage SICAAV. Les résultats obtenus cette années place 2026 comme le second bilan et le meilleur obtenu en rive gauche depuis le début du suivi. Les anguilles issues de ce recrutement étaient composées de jeunes individus dans leur première ou seconde année de vie. Les analyses réalisées ont montré une forte contribution de la composante interannuelle et de la saisonnalité sur les effectifs. L'activité des anguilles semblent être tributaire de la température. La progression des juvéniles dans le cours d'eau semble favorisée par le transport tidal notamment durant les vives eaux et semble avoir lieux majoritairement entre le coucher du soleil et l'aube. L'étiages record de la Seine semble également avoir favoriser la montaison des anguilles avec des pics d'effectifs précoces observés. Les tests réalisés pour évaluer la performance du SICAAV ont démontré des taux d'erreur très faible sur le dénombrement et les mesures tout en réduisant l'impact du suivi sur les poissons. Le système perd en précision lors de pics de migration très intense (>250 anguilles/min). Malgré une dynamique positive est observée à Poses ces dernières années, la perméabilité du barrage reste à améliorer à la montaison en rive gauche. Il est également nécessaire de réduire la mortalité des géniteurs à la dévalaison et améliorer l'état sanitaire des cours d'eau pour permettre la restauration de la population.

Abstract

Although freshwater systems account for just 1% of aquatic habitats, they are home to 40% of ichthyological diversity. These systems are under significant pressure, particularly from fragmentation caused by the construction of engineering structures. Of all the species affected, the European eel (*Anguilla anguilla*) is one of the hardest hits. Faced with a multitude of pressures at every stage of its complex life cycle, its population has declined by 95% and its recruitment now stands at between 0.4 and 10% pre-1980 levels. Subject to a national management plan, its population is monitored for recruitment. Among these monitoring efforts is the one carried out on the River Seine at the Poses dam since 2014. This year, the monitoring aimed to estimate and characterise recruitment, as well as to evaluate the performance of the new SICAAV counting system. The results obtained this year rank 2026 as the second-best assessment and the best recorded on the left bank since monitoring began. The eels from this recruitment consisted of young individuals in their first or second year of life. The analyses carried out showed that inter-annual variation and seasonality had a significant impact on population numbers. Eel activity appears to be temperature dependent. The migration of juveniles up the river appears to be aided by tidal currents, particularly during spring tides, and seems to take place mainly between sunset and dawn. The record low water levels in the Seine also appear to have facilitated the upstream migration of eels, with early peaks in numbers observed. Tests carried out to assess the performance of the SICAAV system have demonstrated very low error rates in counting and measurements, whilst minimising the impact of monitoring on the fish. The system loses accuracy during periods of very intense migration (>250 eels/min). Although a positive trend has been observed at Poses in recent years, the dam's permeability for upstream migration on the left bank still needs to be improved. It is also necessary to reduce the mortality of spawning eels during downstream migration and to improve the ecological health of the watercourses to enable the restoration of the population.