



GLANISPOMI : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire

Auteurs : Thomas TRANCART^{1*}, Emma ROBIN¹, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Fabien CHARRIER⁶, Éric DE OLIVEIRA⁷, Julien DUBLON⁸, Éric FEUNTEUN¹, Élouana GHARNIT¹, Philippe JUGÉ⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Yann LEPÉRU⁶, Anne LIZÉ¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁹, Structures associatives agréées de la pêche loisir¹⁰, Nils TEICHERT¹, Laure-Sarah VIRAG¹

Affiliations :

* Pilotage

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Bureau d'étude Fish-Pass

⁷ EDF R&D

⁸ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁹ Université de Toulouse

¹⁰ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



L'Europe sur le bassin de la Loire, une chance pour tous.

Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce rapport doit être cité comme tel :

TRANCART, T., ROBIN, E., ACOU, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, BOISNEAU, C., CARPENTIER, A., CHARRIER, F., DE OLIVEIRA, É., DUBLON, J., FEUNTEUN, É., GHARNIT, É., JUGÉ, P., LAMOUREUX, J., LE PÉRU, Y., LIZÉ, A., RAULT, P., ROY, R., SANTOUL, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, TEICHERT, N., & VIRAG, L.-S. 2023. GLANISPOMI : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. (T. TRANCART, E. ROBIN, & É. FEUNTEUN, Eds.).

Remerciements

Nous tenons à remercier tous ceux qui ont contribué à l'élaboration, la réalisation et la valorisation de ce projet de recherche, de quelque manière que ce soit.

Cette étude a été cofinancée par le Fond Européen de Développement Régional (FEDER) dans le cadre du plan Loire Grandeur Nature de la Région Centre Val de Loire, et par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne (AELB). A ce titre, les auteurs remercient tout particulièrement Mmes Chahrazed BELDJILALI et Cindy THIERS de la Région Centre Val de Loire, et MM. David BRUNET et Laurent VIENNE de l'AELB pour leur soutien et leur aide durant les nombreuses étapes de cette étude.

Les auteurs remercient aussi la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Centre Val de Loire, notamment Mmes Martine SABOUREAU et Morgane GUILLOT, MM. Aymeric LORTHOIS et Jean-Baptiste DAUPHIN.

Nos remerciements vont aux différentes instances qui ont étudié et validé nos demandes d'autorisations légales pour mener l'étude.

Merci aux Directions Départementales des Territoires d'Indre-et-Loire et de Vienne (DDT86 et DDT37), notamment M. Thierry JACQUIER (DDT86) et Mme Aurélie RENOUST (DDT37) pour les autorisations de prélèvements de matériel biologique à des fins scientifiques.

Merci aux DDT86 et DDT37, notamment à Fabienne TRANNOY (DDT86) et Mme Mathilde BLANCHON (DDT37) pour l'autorisation d'occupation temporaire du domaine public fluvial.

Merci au ministère de l'enseignement supérieur, de la recherche et de l'innovation, et aux membres du comité Cuvier, comité éthique en expérimentation animale n°068, particulièrement à sa présidente Mme Coralie MARTIN pour l'autorisation de projet utilisant des animaux à des fins scientifiques.

Nous tenons à remercier les agents de l'Office Français pour la Biodiversité (OFB) qui ont participé aux discussions et aux réunions, notamment MM. Pierre STEINBACH et Vincent VAUCLIN. Nous remercions aussi M. Nicolas POULET, responsable du groupe de travail silure France, qui a été un réel appui scientifique pour la réalisation d'un tel projet de recherche.

Nous souhaitons remercier les agents EDF de Saint-Laurent-Nouan, MM. Cyril LEMAIRE et Luc GUILOUX qui ont été attentifs à nos besoins et nous ont donné accès au site.

Les auteurs tiennent aussi à remercier chaleureusement les membres du club de plongée de Chinon et spécialement MM. Dominique GLYPHE et Bernard LAMOUR pour leur ingénierie et leur réactivité face aux difficultés techniques sur le terrain, ainsi que pour le partage de leur réseau local.

Cette étude a bénéficié du soutien logistique et administratif du Muséum National d'Histoire Naturelle et de sa station marine de Dinard. Les auteurs tiennent donc tout particulièrement à remercier Mme Aurélie CAZOULAT pour la gestion administrative de ce projet, et MM. Christophe BOINET et Julien GUILLAUDEAU pour leur aide sur le terrain. Un grand merci aussi au service « Mer et plongée » de la station marine de Dinard pour leur aide au moment de la recherche des récepteurs acoustiques, notamment MM. Valentin DANET, Loïc LE GOFF et

Benjamin MONNIER. Merci aussi à MM. Félix FRAILLON, Jordane PROD'HOMME, Mmes Gwendoline HEUDE, Amaëlle BISCH, M. Bruno SERRANITO et Mme Sandrine GESLIN pour leur soutien terrain. Nos remerciements vont également à M. Pierre André OURTOULE pour le prêt de matériel.

Les auteurs remercient également l'association LOGRAMI pour les échanges et les discussions, notamment M. Pierre PORTAFAIX, Mme Aurore BAISEZ, M. Bruno BORDEAU, Mmes Marion LEGRAND et Angéline SENECAL.

Nous remercions les différentes municipalités de la zone d'étude pour leur accueil et leur intérêt pour l'étude ainsi que M. LETOT pour l'accès à sa propriété.

Un grand merci à l'ensemble des membres et adhérents des associations de pêches professionnelle et loisir qui sont intervenus sur les nombreuses étapes de cette étude.

Nos remerciements vont aussi au camping intercommunal des Ormes qui nous a permis d'installer notre chantier sur son terrain, notamment Mme Jennifer AUDEBERT qui nous a accueillis.

Enfin, une étude d'une telle ampleur nécessite tant de ressources humaines qu'il est difficile d'être parfaitement exhaustif. Que toutes les personnes non citées qui ont participé à cette étude soient assurées de la pleine gratitude de l'ensemble du consortium.

Table des matières

A. Introduction.....	7
B. Rapport technique.....	15

Estimations des densités de silures

C. Modalités d'utilisation des habitats aquatiques et estimation de la densité des silures glanes en milieu naturel.....	27
--	----

Fonctionnement des populations de silures

D. Analyse des déplacements des silures inférés par la microchimie des otolithes.....	55
E. Déplacements et activité des silures glanes <i>Silurus glanis</i> de grande taille (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne.....	79
F. Prédation et déplacements des silures glanes <i>Silurus glanis</i> de petite taille (< 100 cm) dans le bassin de la Vienne.....	117

Ecologie trophique du silure

G. Vers une estimation de la prise alimentaire des silures glanes en milieu naturel : approche conjointe de la télémétrie acoustique et de la physiologie respiratoire.....	147
H. Description semi-quantitative du régime alimentaire des silures, évolution temporelle et condition physiologique.....	165
I. Impact de la prédation du silure glane <i>Silurus glanis</i> sur la population des lamproies marines <i>Petromyzon marinus</i> du bassin de la Vienne.....	197
J. Prédation lors de la migration de dévalaison des anguilles argentées sur le bassin de la Vienne.....	225
K. Prédation des lamproies marines <i>Petromyzon marinus</i> et des anguilles argentées <i>Anguilla anguilla</i> par le silure glane <i>Silurus glanis</i> sur une zone restreinte autour d'un ouvrage.....	255
L. Conclusions générales.....	283



Introduction générale

GLANISPOMI : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire

Auteurs : Thomas TRANCART¹, Frédéric SANTOUL², Éric FEUNTEUN¹

Affiliations :

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Université de Toulouse

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Santoul, F., Feunteun, E., 2023. Introduction générale, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

La diadromie (migration entre deux biomes) est apparue à de multiples occasions au cours de l'évolution chez les gastéropodes, les céphalopodes, les crustacés, les agnathes (lamproies), les chondrichthyens et les actinoptérygiens. L'important coût énergétique que représentent les migrations et les changements de milieux représente en réalité un investissement pour la survie, la croissance et la fertilité. En changeant de biome, les diadromes se trouvent toujours à l'endroit, changeant au fil de l'ontogénèse, qui optimise les chances de survie, les performances de croissance et la fertilité. Cette réussite évolutive repose cependant sur la qualité de chacun des habitats écologiques essentiels à la réalisation de chacune des phases du cycle biologique, et à la connectivité entre ces habitats le long du continuum terre mer.

En 2010, le nombre d'espèces de poissons téléostéens était estimé à un peu moins de 32 000 (Eschmeyer et al., 2010). Moins de 0.4 % du nombre total des poissons (115 espèces environ) est considéré comme amphihaline ou diadrome, espèces devant obligatoirement changer de biome au cours de leur cycle biologique (Myers, 1949; McDowall, 1988, 1997). Ces espèces forment une guildes écologique qui est définie selon quatre critères fondamentaux :

- Les migrations (au moins deux) se font entre les écosystèmes marins et les écosystèmes aquatiques continentaux où se déroulent alternativement tout ou une partie de la croissance d'une part et la reproduction d'autre part ;
- Les migrations répondent à des impératifs ontogénétiques suivant une phénologie propre à chaque espèce ;
- Les migrations doivent concerner la majorité de la population et être essentielles à l'accomplissement du cycle vital des espèces ;
- Pour toute migration amphihaline, il doit exister une migration réciproque de retour au biome d'origine.

Si la reproduction a lieu en mer et la croissance en eaux continentales (estuaires, lagunes, eau douce), on parle d'espèces catadromes ou thalassotoques. Lorsque la croissance s'effectue en mer et la reproduction se déroule en eau douce, il s'agit d'espèces anadromes ou potamotoques.

Tout au long de l'histoire de l'humanité, les diadromes ont représenté de forts enjeux d'exploitation et de culture. Représentés dans l'art pariétal, les saumons devaient constituer une importante ressource de protéines. Des restes archéologiques prouvent l'importance des diadromes dans l'alimentation au fil des temps préhistoriques et historiques de nombreuses cultures mondiales. Aujourd'hui les diadromes sont des espèces à fort enjeu patrimonial, économique et culturel (voir par exemple le projet Diades : <https://diades.eu/>).

En France, on dénombre 12 espèces diadromes comprenant quatre catadromes (deux espèces de mulets *Chelon ramada* et *C. labrosus*, le flet *Platichthys flesus* et l'anguille *Anguilla anguilla*) et sept espèces anadromes (les lamproies *Petromyzon marinus* et *Lampetra fluviatilis*, l'esturgeon *Acipenser sturio*, les aloses *Alosa alosa* et *A. fallax*, le Saumon *Salmo salar*, la truite de mer *Salmo trutta*, et l'éperlan *Osmerus eperlanus*). La plupart de ces espèces présentent des enjeux forts de conservation et socioéconomiques.

Les diadromes représentent aujourd'hui la guildes de poissons la plus menacée d'extinction de la biodiversité à l'échelle mondiale. De nombreuses séries de données indiquent la raréfaction des espèces diadromes. Depuis maintenant plusieurs décennies, le nombre d'espèces migratrices amphihalines en danger d'extinction est en continuelle progression (Limburg & Waldman, 2009; Verhelst et al., 2021; Waldman & Quinn, 2023).

Les causes du déclin des migrateurs amphihalins sont largement renseignées, même s'il existe des variations interspécifiques et géographiques qui ne permettent pas de hiérarchiser ces facteurs de manière globale et consensuelle. En tout état de cause, les facteurs comme la surpêche, la dégradation des habitats, les ruptures de connectivité, les différents types de pollution et les impacts des espèces exotiques envahissantes sont considérés comme les causes principales du déclin des amphihalins.

A titre d'exemple, les anguillidés comptent 19 espèces et sous espèces d'anguilles à l'échelle mondiale. Toutes figurent sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (Jacoby & Gollock, 2014). Ce déclin simultané est causé par le changement global qui agit à la fois sur les milieux marins (changement de régime océanique, baisse de la productivité, pêche...) et continentaux (perte d'habitats, contamination par les polluants organiques et élémentaires, pêche, espèces non indigènes). Ce déclin peut être exacerbé localement par d'autres pressions notamment anthropiques qui conduisent à la rupture des continuums terre mer et à des atteintes aux habitats. L'anguille européenne est classée en danger critique d'extinction en 2014 par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Jacoby & Gollock, 2014). Elle est protégée au niveau européen par un règlement anguille visant à réduire les impacts anthropiques qui menacent cette espèce, afin d'atteindre l'objectif commun d'un échappement à la mer d'au moins 40 % de la biomasse d'anguilles argentées (règlement UE n° 1100/2007, Commission européenne, 2007). Plusieurs mesures ont été recommandées, dont la réduction de l'activité de pêche commerciale et de loisir, l'arrêt temporaire des turbines hydroélectriques, l'amélioration de la continuité écologique et la restauration des habitats (ICES, 2022). Même si certains objectifs ont été atteints, aucune mesure ne concerne actuellement la réduction de la pollution (Bourillon et al., 2021, 2022) ou le prélèvement par les prédateurs supérieurs oiseaux et poissons. Si des études ont mis en évidence la prédation exercée par les oiseaux piscivores sur l'anguille (Feunteun & Marion, 1994; Carpentier et al., 2009), elles n'ont pas débouché sur des mesures de gestion. Le stade argenté des anguilles est décrit comme susceptible d'être vulnérable à la prédation dans les habitats marins peu profonds, tels que la sortie des estuaires, le plateau continental (Béguer-Pon et al., 2012; Wahlberg et al., 2014; Righton et al., 2016; Westerberg et al., 2021), ou un passage maritime étroit comme le détroit de Gibraltar (Westerberg et al., 2021). En rivière, la prédation a longtemps été considérée comme négligeable, en raison de l'écologie de cette espèce (espèce lucifuge et utilisant des abris). Cependant, depuis l'arrivée, parfois invasive, du silure glane *Silurus glanis* dans de nombreuses rivières d'Europe de l'Ouest, cette hypothèse devrait être à nouveau testée car le silure est un prédateur potentiel des anguilles (Copp et al., 2009; Guillerault et al., 2017). Ainsi, il apparaît important d'évaluer et de prendre en compte cette éventuelle pression. Celle-ci pourrait s'exercer sur tous les stades de développement : anguillettes en phase de montaison, anguilles jaunes en phase de croissance et anguilles argentées en phase de dévalaison. Dans cette étude, la priorité a été donnée à la phase argentée car elle concerne les futurs géniteurs au début de leur migration génésique.

Dans les rivières européennes, les populations de lamproies marines *Petromyzon marinus* ont suivi la même trajectoire sur les 30 dernières années que celle des autres migrateurs amphihalins (Hansen et al., 2016). La chute est d'autant plus impressionnante sur le bassin de la Loire et notamment sur les bassins de la Vienne et de la Creuse, où les effectifs dénombrés aux stations de comptage de ces deux rivières sont passés d'environ 55 000 individus en 2015, à 10 000 en 2018 puis à 20 individus en 2019. En 2020, environ 34 000 individus sont dénombrés mais dès 2021, ce ne sont plus que 4000 individus. Cette raréfaction des lamproies marines est constatée aussi sur les secteurs plus en amont de la Loire depuis 2017. Par exemple, aucune lamproie marine n'a été observée à Decize sur la Loire depuis 2018, et aucune lamproie marine n'a été observée à Vichy sur l'Allier depuis 2013 (LOGRAMI, 2023). Compte tenu de ces signaux d'alerte forts, observés aussi sur de nombreux autres bassins versants européens, l'UICN a classé la lamproie marine « en danger (EN) » dans sa liste rouge en 2019 en France. Mais malgré cette situation tendue, en Europe, la lamproie marine a été relativement peu étudiée. Depuis les années 2000, les quelques études ciblant cette espèce ont été réalisées surtout dans la

péninsule ibérique en Espagne et au Portugal, et plus récemment en Europe du Nord (voir par exemple : Almeida, Silva, & Quintella, 2000; Almeida, Quintella, & Dias, 2002; Quintella, Póvoa, & Almeida, 2009; Lança et al., 2014; Silva et al., 2019).

Le bassin de la Loire, en tant que plus grand bassin versant français et possédant une importante population de lamproies marines, est donc d'intérêt majeur pour cette espèce. Une étude a donc été réalisée en 2020 pour suivre sa migration de montaison sur le bassin de la Vienne (Trancart et al., 2022), sous-bassin-versant où les densités de lamproies marines étaient historiquement les plus importantes. Cette étude a mis en évidence d'importantes pertes d'individus sur ces linéaires de cours d'eau pourtant exempts de pêcheries et de barrages (Trancart et al., 2022). Cette perte en ligne pourrait être expliquée par un fort taux de prédation des lamproies par les silures, mais cela n'a pas pu être confirmé dans cette étude préliminaire.

Les causes du déclin des amphihalins sont bien connues (voir précédemment). Cependant, de nouvelles pressions s'exercent sur ces espèces et sont susceptibles d'impacter négativement les différentes actions menées pour la restauration de ces populations de migrateurs (amélioration de la continuité écologique, restauration de l'habitat...). Parmi ces pressions, l'impact potentiel de prédateurs introduits, comme le silure glane, mérite d'être étudié de manière approfondie. En effet, des études antérieures ont démontré localement une prédation forte du silure sur les lamproies marines en migration de reproduction dans la Garonne et la Dordogne, avec un taux de prédation de 80 % (Boulêtreau et al., 2020). La prédation sur les saumons a aussi été démontrée au niveau du barrage de Golfech, sur la Garonne, avec un taux de prédation de 35 % (Boulêtreau et al., 2018). Enfin, sur les aloses, en Garonne, il a été démontré que 12 à 37 % des actes de reproduction étaient interrompus par une attaque de silure (Boulêtreau et al., 2021). Une étude réalisée sur la Loire suggère également que des silures affichent une signature isotopique marine indiquant une prédation sur des géniteurs d'aloses, de lamproies et de saumons (Belhamiti & Boisneau, 2015).

La présente étude a donc été mise en place pour quantifier la prédation du silure sur les lamproies marines et sur les anguilles sur certains secteurs du bassin de la Loire.

Concernant le silure, il apparaît un fort déséquilibre entre le monde scientifique et le grand public. Pour les scientifiques, compte tenu de l'inertie intrinsèque au monde de la recherche fondamentale en France, le sujet du silure en France est relativement nouveau, et donc pour l'instant peu étudié. Comme pour tous les sujets de recherche en France, les scientifiques sont confrontés au mode de fonctionnement de la recherche, impliquant la prise en considération des temps de montage des projets, de recherche de financement, de réalisation de l'étude, d'analyse et enfin de valorisation. Ainsi, le délai entre la question légitimement posée par la société civile au sujet du réel impact de cette espèce sur les écosystèmes aquatiques et la réponse apportée par la communauté scientifique peut sembler long et être apparenté à un manque de réactivité.

Inversement, le grand public est plus réactif, possède moins de latence et communique énormément et très vite. Cette communication est mise en exergue par les nouveaux réseaux de communication, comme les réseaux sociaux. Il apparaît donc qu'actuellement, de nombreux faits et observations sur le sujet du silure ne sont pas étayés ni fondés sur des faits scientifiques robustes.

De plus, toujours avec l'avènement des réseaux sociaux, une remise en cause de la parole scientifique est de plus en plus observée, avec en point d'orgue la crise du COVID en 2020. Ainsi, selon une étude Ipsos récente (2021), un français sur deux estime que ce n'est pas parce qu'un scientifique spécialisé sur un sujet lui démontre un fait scientifique, que ce fait est avéré (Baromètre « Science et société – Octobre 2022 – échantillon de 1000 personnes de plus de 18 ans). Ainsi, une étude scientifique, réalisée par des scientifiques spécialisés dans leurs domaines pourra facilement être remise en question du moment qu'elle ne corrobore pas les observations, les impressions ou même les opinions

de certains. L'émotion suscitée par cette espèce, renforcée par de nombreux paradoxes et controverses, conduit souvent à l'exacerbation de paradigmes, qui nécessiteraient d'être confrontés à la réalité scientifique.

Face à tout cela, sur le sujet du silure, il apparaît nécessaire d'obtenir rapidement des données fiables et robustes sur les effets qu'ils exercent sur les poissons migrateurs.

Face à cette remise en question de la parole des scientifiques, il est alors apparu que l'un des moyens de contrer ce phénomène était 1) d'associer le plus grand nombre possible d'acteurs sociétaux directement dans les études scientifiques, dès les étapes les plus en amont du processus scientifique, et ensuite 2) de communiquer auprès du grand public.

C'est dans cette démarche que le consortium GlanisPoMi a été mis en place, et que l'étude « GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire » a été réalisée.

Cette étude a été structurée autour des trois volets principaux :

- Dans le premier volet, « **Estimation des densités** », plusieurs méthodes de dénombrement des silures en milieu naturel ont été testées, sur plusieurs sites et sur plusieurs saisons. Le but de ce volet était en premier lieu de développer une méthode d'estimation de densités des populations de silures applicables sur le bassin de la Vienne et de la Creuse. Dans un second temps, ce volet avait pour but de comparer les densités de silures sur ces deux rivières en fonction du type d'habitat et de la saison.

- Dans un second volet, « **Fonctionnement des populations de silures** », l'objectif a été porté sur les silures glanes afin d'apporter des données scientifiques fiables et robustes, notamment sur les déplacements, les activités et le métabolisme des silures, en fonction de deux classes de tailles.

- Enfin, dans un troisième volet « **Ecologie trophique du silure** », les études ont ciblés plus précisément les relations trophiques entre les silures et les autres compartiments biologiques, notamment les espèces migratrices amphihalines.

Bibliographie citée :

- Almeida, P. R., Quintella, B. R., & Dias, N. M. 2002. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). In: E. B. Thorstad, I. A. Fleming, & T. F. Næsje, eds. Aquatic Telemetry: Proceedings of the Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe. Springer Netherlands: Dordrecht, pp. 1–8.
- Almeida, P. R., Silva, H. T., & Quintella, B. R. 2000. The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in river Mondego (Portugal). In: Moore & Russel, eds. Advances in fish telemetry. CEFAS, Lowestoft: Suffolk, pp. 99–108.
- Béguier-Pon, M., Benchetrit, J., Castonguay, M., Aarestrup, K., Campana, S. E., Stokesbury, M. J. W., & Dodson, J. J. 2012. Shark Predation on Migrating Adult American Eels (*Anguilla rostrata*) in the Gulf of St. Lawrence. PLOS ONE, 7: e46830.
- Belhamiti, N., & Boisneau, C. 2015. SILURUS : Etude du silure à l'échelle de la Loire en région Pays de la Loire.
- Bouletreau, S., Carry, L., Meyer, E., Filloux, D., Menchi, O., Mataix, V., & Santoul, F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. SCIENTIFIC REPORTS, 10.
- Boulêtreau, S., Fauvel, T., Laventure, M., Delacour, R., Bouyssonnié, W., Azémar, F., & Santoul, F. 2021. "The giants' feast": predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. Aquatic Ecology, 55: 75–83.
- Boulêtreau, S., Gaillagot, A., Carry, L., Tétard, S., De Oliveira, E., & Santoul, F. 2018. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. PLoS ONE, 13: 1–12.
- Bourillon, B., Bodin, M., Acou, A., Virag, L., Trancart, T., Boisneau, C., & Feunteun, É. 2021. Suivi et estimation du flux d'échappement des anguilles argentées de la Loire fluviale de 2017 à 2019 et retour d'expériences sur le repeuplement.
- Bourillon, B., Feunteun, E., Acou, A., Trancart, T., Teichert, N., Belpaire, C., Dufour, S., Bustamante, P., Aarestrup, K., Walker, A., & Righton, D. 2022. Anthropogenic Contaminants Shape the Fitness of the Endangered European Eel: A Machine Learning Approach. Fishes, 7: 274.
- Carpentier, A., Marion, L., Paillisson, J. M., Acou, A., & Feunteun, E. 2009. Effects of commercial fishing and predation by cormorants on the *Anguilla anguilla* stock of a shallow eutrophic lake. Journal of Fish Biology, 74: 2132–2138.
- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakénas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges*. Fish and Fisheries, 10: 252–282.
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R., Fong, J. D., & Polack, D. A. 2010. Marine fish diversity: history of knowledge and discovery (Pisces). Zootaxa, 2525: 19–50.
- Feunteun, E., & Marion, L. 1994. Assessment of Grey Heron predation on fish communities: the case of the largest European colony. Hydrobiologia, 279: 327–344.
- Guillerault, N., Bouletreau, S., Iribar, A., Valentini, A., & Santoul, F. 2017. Application of DNA metabarcoding on faeces to identify European catfish *Silurus glanis* diet. Journal of Fish Biology, 90: 2214–2219.
- Hansen, M., Madenjian, C. P., Slade, J. W., Steeves, T. B., Almeida, P., & Quintella, B. 2016. Population ecology of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) as an invasive species in the Laurentian Great

- Lakes and an imperiled species in Europe. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26: 509–535.
- ICES. 2022. EU request for technical evaluation of the Eel Management Plan progress reports.
- Jacoby, D., & Gollock, M. 2014. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Lança, M. J., Machado, M., Mateus, C. S., Lourenço, M., Ferreira, A. F., Quintella, B. R., & Almeida, P. R. 2014. Investigating Population Structure of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*, L.) in Western Iberian Peninsula Using Morphological Characters and Heart Fatty Acid Signature Analyses. *PLOS ONE*, 9: e108110.
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *Bioscience*, 59: 955–965.
- McDowall, R. M. 1988. Diadromy in fishes: migration between freshwater and marine environments. London LB - Doc: Croom Helm.
- McDowall, R. M. 1997. The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 443–462.
- Myers, G. S. 1949. Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes. *Copeia*, 2: 89–97.
- Quintella, B. R., Póvoa, I., & Almeida, P. R. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 46–54.
- Righton, D., Westerberg, H., Feunteun, E., Økland, F., Gargan, P., Amilhat, E., Metcalfe, J., Lobon-Cervia, J., Sjöberg, N., Simon, J., Acou, A., Vedor, M., Walker, A., Trancart, T., Brämick, U., & Aarestrup, K. 2016. Empirical observations of the spawning migration of European eels: The long and dangerous road to the Sargasso Sea. *Science Advances*, 2.
- Silva, S., Barca, S., Vieira-Lanero, R., & Cobo, F. 2019. Upstream migration of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in a highly impounded river: Impact of low-head obstacles and fisheries. *AQUATIC CONSERVATION-MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS*, 29: 389–396.
- Trancart, T., Rault, P., Robin, E., Lamoureux, J., Jugé, P., Acou, A., Carpentier, A., Teichert, N., & Feunteun, E. 2022. Etude de la migration de reproduction des lamproies marines sur le bassin de la Loire 2020-2021 : Dispersion des géniteurs et analyse du comportement de migration et de reproduction sur le bassin de la Vienne. Dinard.
- Verhelst, P., Reubens, J., Buysse, D., Goethals, P., Van Wichelen, J., & Moens, T. 2021. Toward a roadmap for diadromous fish conservation: the Big Five considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19: 396–403.
- Wahlberg, M., Westerberg, H., Aarestrup, K., Feunteun, E., Gargan, P., & Righton, D. 2014. Evidence of marine mammal predation of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) on its marine migration. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 86: 32–38.
- Waldman, J. R., & Quinn, T. P. 2023. North American diadromous fishes: Drivers of decline and potential for recovery in the Anthropocene. *Science Advances*, 8: eab15486.
- Westerberg, H., Amilhat, E., Wahlberg, M., Aarestrup, K., Faliex, E., Simon, G., Tardy, C., & Righton, D. 2021. Predation on migrating eels (*Anguilla anguilla* L.) from the Western Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 544: 151613.



Rapport technique

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Emma ROBIN^{1*}, Thomas TRANCART^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Robin, E., Trancart, T., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Jugé, P., Lamoureux, J., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Rapport technique, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1.	CONSORTIUM.....	18
1.1.	Création du consortium	18
1.2.	Fonctionnement du consortium	19
1.3.	Les comités du consortium	19
	<i>Les comités techniques spécifiques (CTs)</i>	19
	<i>Les comités de pilotage (COPIL)</i>	19
	<i>Les comités de relecture</i>	20
1.4.	Les réalisations de terrain	20
	<i>Relève du réseau acoustique dans la rivière</i>	20
	<i>Collecte de matériel biologique</i>	20
2.	VOLET BUDGETAIRE.....	21
3.	COMMUNICATION.....	22
3.1.	Communication réglementaire	22
3.2.	Presse et reportage	24
3.3.	Communication scientifique	26

1. CONSORTIUM

1.1. Création du consortium

En 2017, compte tenu de la situation préoccupante de la lamproie marine sur le bassin de la Loire qui a vu ses effectifs chuter drastiquement, une réflexion s'est mise en place autour d'un projet d'étude sur cette espèce emblématique et patrimoniale. Un consortium a donc été créé, composé d'un laboratoire de recherche (Muséum national d'Histoire naturelle), d'un bureau d'étude (FishPass), d'associations de pêcheurs professionnels (AAPPED44 et AAPPBLB), de l'université de Tours (CETU Elmis et CITERES) et du pôle R&D poisson migrateurs de EDF. Le projet d'étude a ensuite été déposé dans le cadre de l'appel à projet du FEDER « Plan Loire Grandeur Nature IV ». Ce projet visait à étudier la migration de reproduction des lamproies marines sur le bassin de la Loire, et à investiguer les facteurs pouvant potentiellement jouer un rôle dans le déclin observé. Mis en œuvre début 2020, il s'est déroulé dans le contexte très particulier du confinement national lié à l'épidémie de COVID-19. Malgré ces conditions difficiles, il est apparu que la présence de silures en grande quantité sur la zone d'étude a empêché de tirer des conclusions fiables et robustes sur la migration de reproduction des lamproies marines. Notamment, la question clé autour de la prédation des lamproies par les silures, et surtout le moment de cette prédation (avant ou après la reproduction) a été une importante source d'incertitude. Après discussion, le consortium a donc décidé de proposer pour l'année 2021 un nouveau projet scientifique devant lever les doutes de manière incontestable sur la réalité de la prédation des amphihalins par les silures glanes.

Le silure est un sujet polémique clivant. D'une part, il représente une très grande attraction pour les pêcheurs loisir. La pêche des gros spécimens adultes est très sportive et est pratiquée dans la Loire et ses affluents depuis de nombreuses années. Elle fait maintenant partie intégrante du patrimoine du bassin de la Loire. D'autre part, le silure glane est pêché dans un cadre professionnel. Autrefois retrouvé occasionnellement dans les filets ciblant d'autres espèces il est maintenant ciblé lui-même, et toute une filière existe pour sa valorisation. Enfin, cette espèce préoccupe également les instances de l'Etat qui, associées aux scientifiques, cherchent à comprendre la place du silure au sein des écosystèmes et des espèces autochtones de la Loire. Si peu d'études sont recensées en Loire sur cette espèce, elles se sont en revanche multipliées sur d'autres bassins ces dernières années.

Il est apparu obligatoire d'intégrer l'ensemble des personnes concernées par le silure au consortium, afin de parfaire l'étude GlanisPoMi en 2021.

Au consortium de 2020 se sont donc ajoutés de nouvelles compétences et appuis techniques. L'expertise silure a été apportée par les scientifiques de l'université de Toulouse III et de l'INRAE d'Aix en Provence à l'échelle nationale, des universités de Tours et de Rennes 1 à échelle plus locale. L'appui technique et les connaissances locales ont été apportés par les associations de pêcheurs amateurs (fédération nationale FNPf, fédérations départementales 41, 86 et 37, et union de bassin locale UFBLB) et professionnels (AAPPED44 et AAPPBLB), ces derniers, notamment pour la fourniture des poissons. Aussi, le soutien du club de plongée de Chinon a permis de confronter d'autres problématiques et d'apporter encore un autre regard sur l'étude. Ils ont été la force des opérations de terrain en milieu subaquatique. Le groupe d'étude final était donc très diversifié, et la collaboration et les échanges permanents entre chacun des acteurs étaient le moteur indispensable de cette étude (**Figure 1**).



Figure 1 : Logos des organismes du consortium de l'étude GlanisPoMi.

1.2. Fonctionnement du consortium

La gestion des espèces amphihalines ainsi que la problématique des espèces invasives, nécessitent une approche holistique prenant en compte l'ensemble des facteurs interagissant sur ces espèces et en incluant l'ensemble des acteurs concernés par ces sujets. Pour ce projet d'étude, le consortium a donc été réuni pour mettre en place des objectifs communs afin de répondre à l'appel à projet « migrateur », en proposant une étude complète reflétant l'ensemble des besoins de chacun en matière de connaissance sur le silure glane dans le bassin de la Loire. Le Muséum National d'Histoire Naturelle, en tant qu'établissement public à caractère scientifique, culturel et professionnel spécialisé depuis 1793 dans l'observation de la biodiversité, et garant d'une intégrité scientifique, a piloté ce projet d'étude et a animé les différents groupes de travail.

1.3. Les comités du consortium

Le fonctionnement du consortium s'est articulé autour de trois types de comités.

Les comités techniques spécifiques (CTs)

Les comités techniques spécifiques étaient liés généralement à une seule tâche. Ces comités rassemblaient des petits groupes de travail sur la base du volontariat. Le thème ou la tâche était envoyé par mail à l'ensemble du consortium, puis les acteurs demandeurs y participaient. Ces CTs se sont tenus exclusivement en visioconférence. Ils ont eu lieu avant la réalisation de l'étude, pendant et même après les résultats récoltés et l'étude terminée. Les CTs ont permis de mettre en place le début de l'étude en œuvrant à l'élaboration des protocoles et aussi au volet communication. De nombreux groupes de travail ont été réalisés au fil de l'avancement de l'étude pour recalibrer les actions lorsque cela était nécessaire ou bien pour valider ensemble certaines grandes décisions. Enfin les CTs ont permis de discuter des résultats obtenus et de valider ensemble des analyses. Le MNHN s'est appliqué à trouver des compromis pour que toutes les parties soient satisfaites des analyses et conclusions.

Les comités de pilotage (COPIL)

Les COPIL étaient de plus grande ampleur, rassemblant l'ensemble du consortium ainsi que d'autres instances invitées. Deux comités de pilotage ont été réalisés, le premier en visioconférence et le deuxième à Chinon en présentiel. Le premier était dédié au lancement de l'étude le 3 mars 2021, et le second pour la restitution des résultats à la fin de l'étude le 10 octobre 2022. Les invités lors de ces COPIL étaient tout d'abord les financeurs principaux : la région Centre Val de Loire et l'agence de l'eau Loire Bretagne, ainsi que les autres acteurs impliqués sur ces thématiques : l'OFB œuvrant pour la restauration des populations de poissons migrateurs du

bassin de la Loire, LOGRAMI, association spécialiste des poissons grands migrateurs sur le bassin de la Loire, les DDT locales et la DREAL Centre Val de Loire.

Les comités de relecture

Les comités de relecture se sont créés autour des différents volets de l'étude. L'ensemble des acteurs du consortium ont été sollicités pour chaque partie du rapport. Des relectures et des commentaires ont été apportés par chaque organisme volontaire, induisant parfois de nombreuses modifications avant la version finale et l'envoi aux financeurs.

1.4. Les réalisations de terrain

La force du consortium ainsi constitué a aussi été ressentie lors des expérimentations sur le terrain, en milieu contrôlé et lors des analyses en laboratoires.

Relève du réseau acoustique dans la rivière

Pour la réalisation du suivi des individus par télémétrie acoustique, nécessaire dans quatre volets de l'étude GlanisPoMi, du matériel de détection a été installé au fond de la rivière. Ce matériel a été déplacé par une crue en juillet sur la Creuse et ensablé par des crues d'hiver sur la Loire. Ces déconvenues ont nécessité l'élaboration de plusieurs méthodes pour retrouver et récupérer le matériel, et de nombreux membres du consortium ont aidé lors de cette étape, en agissant à plusieurs niveaux :

- surveillance visuelle des bouées de surface par EDF Unité de Production sur site ;
- mise au point de nouvelles techniques et développement de matériel pour le désensablement en plongée par le CETU Elmis ;
- appui technique local par l'AAPPBLB ;
- prospection à grande échelle en plongée par club de plongée de Chinon ;
- formation et tutorat envers les plongeurs professionnels marins du MNHN pour qu'ils se relaient sur les recherches ; etc.

Ces collaborations ont permis de récupérer la grande majorité du matériel.

Collecte de matériel biologique

La récupération des otolithes de silure a nécessité la mise en place d'un réseau afin de collecter les têtes des silures destinés à la consommation, sur les sites voulus. Les fédérations départementales pour la pêche et la protection du milieu aquatique (FDAAPPMA) locales en lien direct avec les pêcheurs amateurs aux engins nous ont permis d'avancer sur ce travail. Aussi, la collaboration avec l'université de Tours nous a permis de récupérer d'anciennes données sur d'autres secteurs pour compléter l'étude.

La capture des jeunes silures (volet télémétrie acoustique et volet respirométrie) a été réalisée par des pêches électriques dans la rivière de la Vienne. Les FDAAPPMA locales connaissant finement les habitats de la Vienne, ont effectué la majorité de ces pêches. Elles ont été relayées par les pêcheurs professionnels en fonction de leurs disponibilités.

En 2021, les premières pêches d'anguilles argentées par les pêcheurs professionnels furent tardives du fait des crues tardives. C'est grâce au consortium actif autour de l'étude et à une

collaboration volontaire, que tous ces pêcheurs professionnels ont fait l'effort de nous fournir ces individus au lieu de les vendre à leurs clients déjà en attente.

La capture des grands silures fut réalisée grâce à une collaboration étroite entre les pêcheurs amateurs et les pêcheurs professionnels sur le terrain. Ces pêches ont nécessité la mise en commun des techniques de pêche et des connaissances de la rivière. Cette collaboration a été réalisée sur plusieurs semaines et le protocole a été affiné au fil du temps pour réussir à capturer l'ensemble des grands silures de l'étude.

2. VOLET BUDGETAIRE

L'étude GlanisPoMi est une étude de grande ampleur, comportant de nombreux volets et faisant appel à de nombreux spécialistes dans leurs domaines, que ce soit lié à des modèles biologiques (silures, lamproies, anguilles), à des méthodes (télémétrie, analyses isotopiques, analyses génétiques, otolithométrie, taxonomie) ou à des zones (bassin de la Loire, bassin de la Vienne). C'est l'engagement financier de l'Agence de l'Eau Loire Bretagne (AELB) et de la région (Fonds Européens de Développement Régionaux) (**Figure 2**) qui a permis de réaliser cette étude de grande envergure en accordant une enveloppe totale de plus de 550 000 euros.

Cette étude est financée par :



Figure 2 : Logos des organismes financeurs de l'étude GlanisPoMi.

Ce contrat a permis de recruter huit personnes sur le projet hors prestations externes, d'effectuer des recherches dans de nombreux domaines afin d'inclure un maximum de connaissances différentes pour répondre aux problématiques locales et nationales. Toutes les méthodes de recherche accessibles pour répondre aux objectifs ont été utilisées, des sciences maîtrisées et reconnues (analyses isotopiques, étude des contenus stomacaux, suivis en télémétrie acoustique) jusqu'à des tests de nouveaux protocoles, des sciences plus prospectives (évaluation des densités de silure par drone et plongée, tests de caméras acoustiques, calcul ARN/ADN, otolithométrie et respirométrie sur le silure, mise en relation de données de marques acoustiques mesurant l'activité de grands silures en milieu naturel avec les tests de respirométrie en laboratoire et les calculs de divisions cellulaires sur des prélèvements de muscle à différentes saisons). Les acteurs locaux ont été privilégiés pour les prestations externes (associations locales, universités locales). Les réunions en visioconférences ont été préférées tout au long de l'étude afin de limiter les coûts et l'empreinte écologique.

En dehors des prestations contractuelles dans le cadre de l'étude, chacune des parties du consortium s'est investie jusqu'à fournir des efforts supplémentaires en allouant une part d'autofinancement. Cet ajout notable à l'étude GlanisPoMi s'est traduit en prêt de matériel et en temps de travail.

Le temps en autofinancement des pêcheurs professionnels pour la pêche des silures s'élève à trois semaines pour deux personnes. Le temps alloué à la récupération des récepteurs acoustiques doit environner un mois pour deux personnes pour les plongeurs amateurs du club de Chinon. Le temps dépensé pour différentes autres aides sur le terrain ou pour la collecte d'estomacs de silure, avoisine les trois semaines pour deux personnes pour les pêcheurs professionnels.

Enfin le temps de chacune des parties sur la participation à l'ensemble des réunions, réflexions et relectures, notamment pour les ingénieurs et chercheurs des laboratoires de recherche est parfois difficilement estimable mais représente pour chacun un autofinancement non négligeable.

A titre d'exemple, pour l'appui technique à la capture des poissons, l'engagement financier des structures associatives de la pêche de loisir s'est élevé à 17 867,95 € en autofinancement sur fonds propres. La FNPF a contribué à cet autofinancement à hauteur de 10 167,95 € (57 %), l'UFBLB à hauteur de 5 000 € (28 %), la FDAAPPMA 86 à hauteur de 1 800 € (10 %) et la FDAAPPMA 37 à hauteur de 900 € (5 %).

Aussi, la part d'autofinancement du MNHN correspondant au salaire d'un professeur, d'un chargé de recherche responsable d'un volet de l'étude et de quatre techniciens sur certaines actions, s'élève à 30 000 euros.

La diversité de l'ensemble des acteurs du consortium impliqués pleinement et la collaboration qui a régné tout au long de l'étude GlanisPoMi s'est avérée très pertinente et indispensable à la réalisation de celle-ci.

3. COMMUNICATION

Un plan de communication assuré et piloté par le MNHN a été réalisé durant toute la durée de l'étude. Les partenaires des différents comités ont été associés à chaque publication, à travers un comité éditorial, volet par volet. Chaque membre des comités a pu s'associer aux publications. La communication s'est articulée autour de trois axes, un axe réglementaire, un axe presse et reportage, et un axe scientifique.

3.1. Communication réglementaire

Une partie contractuelle et réglementaire a d'abord été réalisée, à commencer par la création du logo de l'étude GlanisPoMi (**Figure 3**). Ce logo a été repris pour l'ensemble des différentes communications tout au long de l'étude.



Figure 3 : Logo de l'étude GlanisPoMi.

Des T-shirts ont été floqués (**Figure 4**), portés lors des actions de terrain de l'étude et proposés lors du COPIL de restitution aux personnes présentes. Des affiches et des flyers ont suivi les

équipes sur les différentes actions réalisées en bord de rivière, pour informer les passants plus facilement. Les affichages étaient parfois directement mis en évidence sur du matériel lors des missions sur le terrain (**Figure 4**).



Figure 4 : T-shirt floqué à gauche et matériel de mesure de poissons avec affichette à droite, sur le bord de la Vienne.

Des comptes au nom de l'étude ont été créés sur les réseaux sociaux : Facebook (« GlanisPoMi Loire ») et Twitter (« @GlanisPoMi »). Ils ont été alimentés à chaque action majeure, ce qui représente 12 publications par réseau. Afin de suivre l'actualité de l'étude d'une manière plus générale par mail, trois newsletters ont été envoyées (une au début, une au milieu et une à la fin de l'étude) (**Figure 5**). Ces newsletters étaient envoyées à toutes les personnes ayant remplis le bulletin d'inscription de demande d'informations, diffusé à grande échelle.

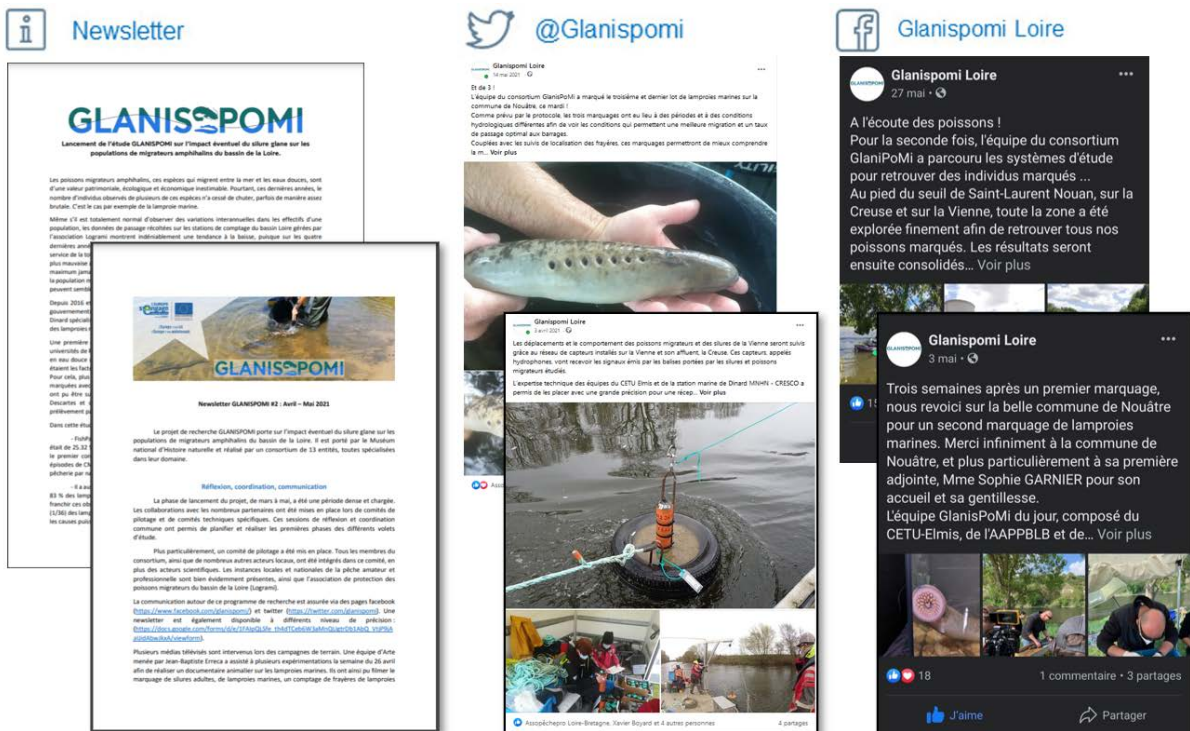


Figure 5 : Communication réglementaire : newsletters à gauche, publications sur Twitter au centre et sur Facebook à droite.

3.2. Presse et reportage

Au gré des missions de terrain effectuées en 2021, d'autres rédacteurs ou réalisateurs ont publié des informations sur l'étude. Sous format presse, les sites « AAPPBLB » et « le chasseur français » ont présenté l'étude :

- <https://www.pechepro-loirebretagne.fr/top-predateur>
- <https://www.lechasseurfrancais.com/peche/silure-coeur-dune-etude-bassin-de-loire-71226.html>

Sous format vidéo, quatre projets ont aussi été publiés en 2021. Ces vidéos, films et documentaires ont nécessité de multiples explications et prises de vues, soit du travail supplémentaire pour les agents du MNHN mais aussi pour les collègues des autres établissements. C'est le cas notamment pour le chef de projet qui venait pour donner des interviews et pour toute l'équipe sur le terrain qui a parfois rallongé nettement son temps de travail pendant ces jours de tournage. Cependant, il était nécessaire de faire ce travail pour arriver à diffuser des informations sur l'étude par ce mode de communication.

Une vidéo YouTube de 4 minutes a été écrite et réalisée par la Fédération de pêche de la Vienne présentant l'étude (**Figure 6**).



Figure 6 : Présentation de la vidéo YouTube sur l'étude GlanisPoMi, ©FDAAPPM86.

Un film, documentaire de 51 minutes écrit et réalisé par Stéphane Granzotto, dresse le portrait du silure en s'appuyant entre autres sur des images prises lors de l'étude GlanisPoMi. Ce film a été diffusé sur la chaîne Seasons de Canal+Pro et s'intitule « Le silure, les dents de la rivière ? » (**Figure 7**).



LE SILURE, LES DENTS DE LA RIVIERE ?

DOCUMENTAIRE

RÉALISATION : Stéphane Granzotto

ANNÉE DE PRODUCTION : 2020

DURÉE : 51 MIN

PAYS : France

Ami chemin entre le film de pêche et le documentaire scientifique, à la fois ludique et informatif, ce documentaire dresse le portrait du silure, poisson devenu incontournable dans le milieu de la pêche.

Ce formidable poisson sportif fait peur à certains qui estiment qu'il ferait peser une menace sur les écosystèmes et les autres espèces. Le film s'empare du sujet en s'appuyant sur les dernières recherches scientifiques, mais aussi sur l'expérience de terrain de nombreux pêcheurs ; l'occasion de comprendre comment est apparu le silure en France, d'appréhender les caractéristiques et la biologie surprenante de cet animal, tout en prenant conscience de son impact sur les milieux.

Figure 7 : Présentation du film "Le silure, les dents de la rivière ? ", ©Canal+Pro.

Une série documentaire de deux fois 43 minutes a été réalisée par Jean-Baptiste Erreca, et écrite par Jean-Baptiste Erreca et Estelle Raffin. Elle traite des espèces menacées considérées comme moches et laissées-pour-compte, et dont la phrase d'accroche est « il est grand temps de célébrer la laideur ! ». Une des espèces traitées est la lamproie marine et c'est à ce sujet que l'étude GlanisPoMi est présentée. Cette série documentaire a été diffusée sur Arte et s'intitule « La beauté cachée des laids » (Figure 8).



Figure 8 : Images extraites de la série documentaire "la beauté cachée des laids", ©Arte.

Un film de 52 minutes écrit par Françoise Boissonnat et réalisé par Stéphane Granzotto s'épanche sur le silure et sa complexité, en partant de sa légende de monstre d'eau douce. Ce film a été diffusé sur F3 Auvergne Rhône-Alpes et s'intitule : « Les dents de la mare » ou la vie insoupçonnée d'un monstre d'eau douce, le silure (Figure 9).

REPLAY Documentaire inédit : "Les dents de la mare" ou la vie insoupçonnée d'un monstre d'eau douce, le silure.

Publié le 28/10/2022 à 10h34
Écrit par Françoise Boissonnat.

Figure 9 : Image tirée de France 3 Région Auvergne Rhône-Alpes du film « Les dents de la mare ».

3.3. Communication scientifique

Des présentations orales ont été soutenues lors de conférences et groupes de travail, mais aussi lors de réunions pour des partenaires du consortium :

- Groupe de travail silure France 12/10/2022
- Journée technique télémétrie France 20/10/2022
- Groupe de travail Rhône 15/11/2022
- Journées techniques nationales des fédérations de pêche 01/12/2022
- Conférence silure grand public Orléans 08/12/2022
- Assemblée générale AAPPBLB 13/02/2023

D'autres communications de ce type auront encore lieu en 2023. Aussi, de multiples publications seront soumises dans des revues scientifiques à comité de lecture. La multitude de données récoltées lors de cette étude permettra d'apporter des éléments nouveaux au monde de la recherche. Il est envisagé un minimum de cinq publications : une sur les lamproies marines (télémétrie Loire et Vienne), une sur le régime alimentaire du silure (Isotopie – contenu stomacal – ARN / ADN silures adultes), une sur les jeunes silures (cannibalisme et déplacements), une sur les grands silures adultes (déplacements et activité), une sur les méthodes de dénombrements des silures (drone et plongée).



ETUDE GLANISPOMI

**Premier volet : « Estimations des densités
de silures »**

Modalités d'utilisation des habitats aquatiques et estimation de la densité des silures glanes en milieu naturel

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Catherine BOISNEAU^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Alexandre CARPENTIER⁴, Julien DUBLON⁵, Éric FEUNTEUN⁶, Philippe JUGE¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT⁶, Thomas TRANCART⁶

Affiliations :

* Auteur correspondant

¹ Université de Tours

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Rennes 1

⁵ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁶ Muséum National d'Histoire Naturelle

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



C - 29

Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Boisneau, C., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Jugé, P., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Trancart, T., Teichert, N., 2023. Modalités d'utilisation des habitats aquatiques et estimation de la densité des silures glanes en milieu naturel, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, É. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la predation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1.	Contexte.....	33
2.	Méthodes.....	33
2.1.	Sites d'études	33
2.2.	Méthodologies de terrain retenues	35
2.3.	Estimation des densités de silure	37
3.	Résultats.....	38
3.1.	Hydrologie et conditions de prospection	38
3.2.	Analyse de la qualité des images et dénombrement des silures	39
3.3.	Production d'orthophotos	42
3.4.	Comptages subaquatiques	45
3.5.	Sur et sous-estimation.....	45
3.6.	Caractérisation des silures et de leurs habitats.....	46
4.	Discussion - Conclusion.....	49
5.	Références bibliographiques	50
6.	Annexes.....	53

1. Contexte

Le silure (*Silurus glanis*), espèce piscicole introduite depuis les années 1970-1980 en France est désormais bien établi dans les eaux douces intérieures de l'ouest de l'Europe (Copp et al., 2009). Étant donné sa grande taille, jusqu'à 2,7 m, ce nouveau prédateur dépasse largement le plus grand prédateur local, le brochet (*E. Lucius*) qui peut atteindre le mètre. Ainsi, les espèces migratrices amphihalines, dont la taille adulte les met à l'abri de la prédation par le brochet, rencontrent de nouvelles pressions. Opportunistes, les silures développent des nouveaux comportements et sont capables d'exercer une prédation ciblée sur les migrateurs amphihalins tant au niveau des obstacles qu'en parcours libre (Syvaranta et al, 2009 ; Libois et al., 2016 ; Boisneau, 2018 ; Boulêtreau et al., 2018, 2020, 2021).

Avant d'engager une démarche de quantification de l'impact de la pression de prédation par le silure sur d'autres espèces, les densités de silure en milieu naturel constituent un des éléments à collecter et quantifier. Aussi, l'action 1 du WP3 a-t-elle pour **objectif d'évaluer les modalités d'utilisation des habitats aquatiques et la densité de silures, à 3 périodes différentes, dans 4 types d'habitats fonctionnels, sur la Creuse en amont du Bec des Deux Eaux** :

- Un site de frayère de lamproie,
- Un tronçon libre en amont de la frayère à lamproies,
- Un site d'hivernage connu,
- Un site en aval d'un obstacle à la continuité (barrage de Descartes).

Les trois périodes correspondent à la phase de reproduction des lamproies, mi-mai à fin mai, qui est aussi la phase pré reproductrice du silure, la phase estivale de basses eaux (août) qui est une période d'activité des silures mais dans un volume d'eau restreint et la phase hivernale, période de repos liée aux faibles températures de l'eau.

Il est attendu que la répartition des silures varie dans le temps en fonction de la disponibilité en proies et des comportements saisonniers. Ils sont supposés être plus nombreux sur les sites à frayères à lamproie marine et avec obstacle au printemps et se réfugier, en hiver, dans le site hivernage.

Au vu des superficies à couvrir, des prises de vues aériennes par drone sont envisagées et il est prévu de tester la faisabilité de la production d'orthophotos afin de réduire le temps d'analyse des images.

Tous les résultats de ce suivi ont été présentés et discutés à l'ensemble des membres du consortium de l'étude GLANISPOMI. Les conclusions de ce rapport ont été validées par l'ensemble du consortium.

2. Méthodes

2.1. Sites d'études

La portion de cours d'eau identifiée est celle comprise entre la confluence Vienne-Creuse et le barrage de Descartes, site privilégié pour l'étude GlanisPomi. Les critères retenus pour le choix des sites sont :

- La présence d'un obstacle à la migration des lamproies : site de Descartes,
- La présence de frayères de lamproies marines,

- La succession d'au moins une séquence radier – mouille ou de 500m de cours d'eau contenant si possible une fosse de profondeur > 2m en étiage, celle-ci étant supposée servir d'habitat de refuge hivernal,
- La succession d'au moins une séquence radier – mouille ou de 500m de cours d'eau, en amont du site de frayère des lamproies, constituant un tronçon libre d'accès et utilisable par les silures quelle que soit la saison

Le choix des sites d'études (Figure 1 et annexe 1) a été finalisé lors d'un comité technique spécifique réunissant le MNHN, l'université de Tours, LOGRAMI et les fédérations départementales de pêche 86 et 37, sur la base d'une bathymétrie longitudinale simplifiée (enregistrée lors de la dépose des hydrophones), des observations de présence de frayères à lamproies les deux semaines précédentes et de la présence avérée des silures sur les sites (réunion du 2/03/2021).

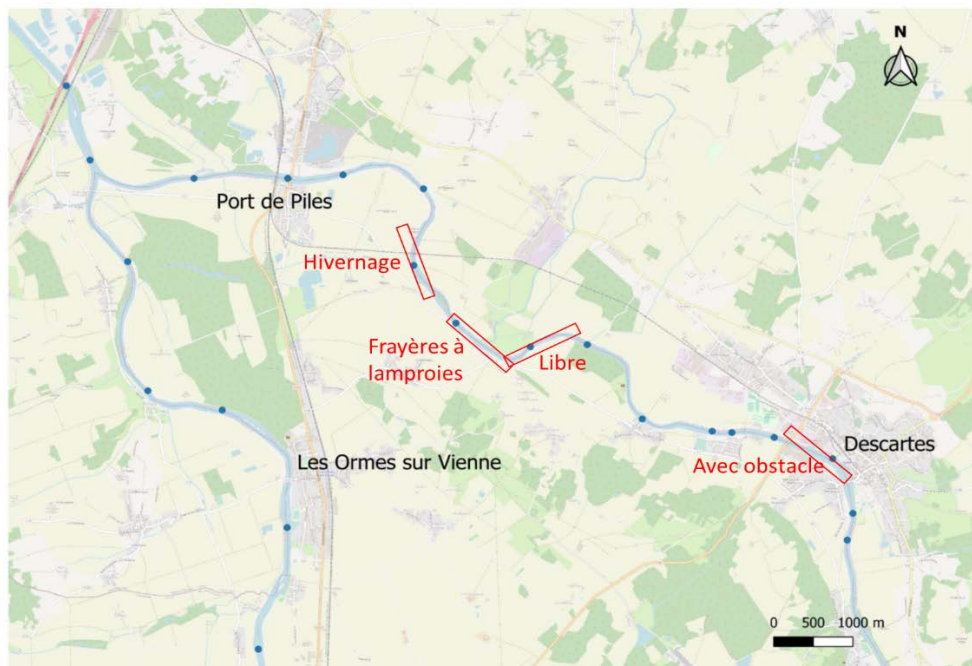


Figure 1 : Localisation des tronçons frayères, hivernage, libre et avec obstacle sur la Creuse pour l'étude des densités de silure. Source du fond de carte : Géoportail

La largeur de la Creuse, sur les 4 tronçons varie de 52.6m à 117m, cette valeur étant un extrême lié au barrage de Descartes. Les largeurs ont été mesurés avec l'outil « mesurer une distance » sur Géoportail à raison de 13 transects équidistants. Le tronçon libre avec une largeur moyenne de 64.1m diffère des autres par une largeur inférieure (Test de Kruskal-Wallis, $K=8.437$, $p=0.038$, post test de Dunn).

Tableau 1 : Mesures des largeurs de la creuse sur les 4 tronçons

Tronçon	N	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Barrage	13	62,1	117,3	77,1	15,8
Frayères LPM	13	56,9	87,0	71,2	7,7
Hivernage	13	53,4	99,5	72,5	12,3
Libre	13	54,3	73,0	64,1	6,4

2.2. Méthodologies de terrain retenues

Des observations antérieures ont montré que les silures sont distribués de manière agrégative dans les cours d'eau mais privilégient certains habitats tels que les fosses, les encombres ... (Carol et al., 2007 ; Bouletreau et al., 2011 ; Breve et al., 2014 ; Boisneau, 2018). L'objectif étant d'estimer les densités de silure sur des espaces à fonctionnalité différentes et de manière saisonnière, l'approche retenue a été celle d'un couplage entre deux approches, prises de vues aériennes et comptages subaquatiques (Boisneau, 2018 ; Figure 2), de jour, avec une transparence de l'eau minimale de 1m.

Les prises de vue aériennes sont réalisées lors de survols par drone, par échantillonnage systématique d'un tronçon de rivière, selon des transects à altitude constante. En complément, des comptages subaquatiques sont mis en œuvre afin de réaliser des observations sur les secteurs inaccessibles au drone tels que les berges, les encombres et les fosses. Les silures de taille > 0,8 m sont ciblés.

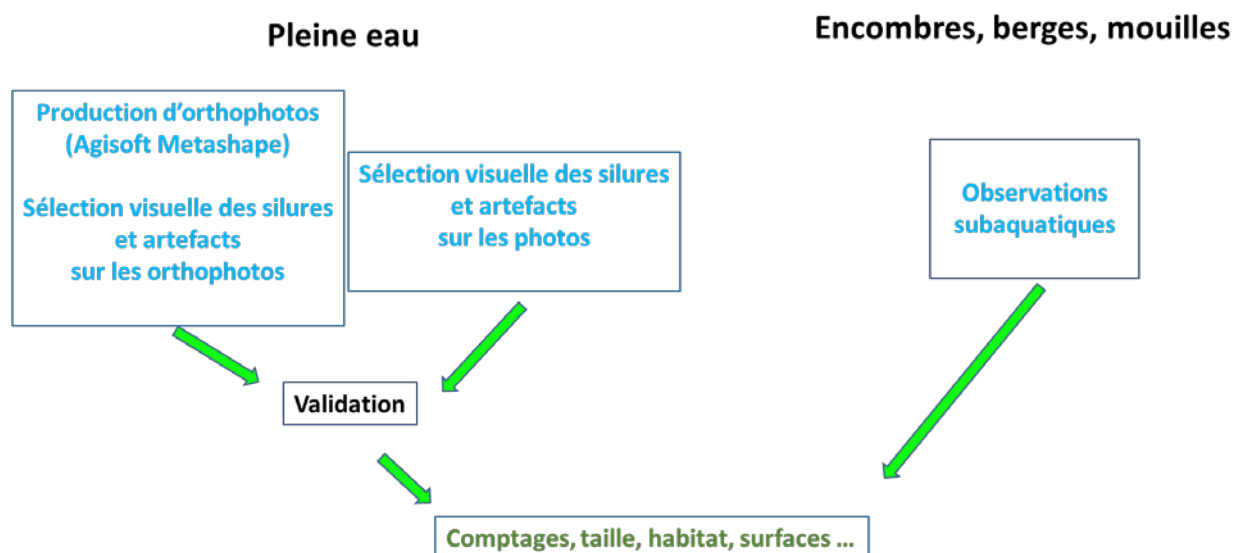


Figure 2 : Démarche suivie pour aboutir à l'acquisition des données permettant une estimation des densités de silure

Dans cette configuration, les variables affectant la qualité des images aériennes prises par drone sont les conditions météorologiques et les conditions de transparence de l'eau (Linchant et al., 2015 ; Zorbas et al., 2016 ; Caughley, 2018). Aussi, les différents paramètres influant sur la qualité des images ayant été identifiés pour la Loire (Boisneau, 2018), ceux-ci ont-ils été retenus dans cette étude afin de maximiser la qualité des photos. L'appareil doit être équipé d'un filtre polarisant. Un chevauchement des images sur les 4 côtés et un géoréférencement de chacune d'elle a été retenu. La taille a été fixée à 6000 x 4000 pixels pour pouvoir zoomer sur les éléments recherchés et réduire les sources d'erreurs liées à la détection de l'espèce recherchée. Les conditions météorologiques requises sont une vitesse de vent maximale de 15km/h et une nébulosité de moins de 10%. La transparence de l'eau doit être à minima de 1,0 m. Les opérations sont conduites à partir de 9h TU de façon à minimiser les ombres portées sur la surface de l'eau.

Les observations subaquatiques sont conduites le même jour que le survol par drone pour au moins deux sections. Le protocole appliqué a été adapté de Labrosse et al. (2001) le long de deux transects longitudinaux, rivulaires, sur l'ensemble du tronçon. Cette méthode, adaptée aux espèces peu mobiles, fournit des données quantitatives quant au nombre d'individus de l'espèce recherchée mais aussi sur les habitats qu'elle fréquente (Labrosse et al., 2001). Un binôme d'apnéistes progresse le long de chaque rive du cours d'eau en prospectant systématiquement les habitats rencontrés (sous berge, mouille aval de barre sédimentaire, fente dans la roche, herbier, encombre, tronc ...). La prospection se fait dans le sens général amont aval, mais la prospection des habitats se fait de l'aval vers l'amont (Figure 3). Lorsque la berge n'est pas propice à la présence de silure en raison d'une hauteur d'eau <30 cm, d'une surface plane ou en pente douce sans ombrage, le binôme passe en mode prospection en zig zag, de la berge vers la partie centrale du cours d'eau et retour, sur une largeur de 20m environ. En présence d'une fosse, ou d'une forte rupture de pente, une prospection conjointe des binômes est alors menée de l'aval vers l'amont avec équidistance entre les opérateurs.

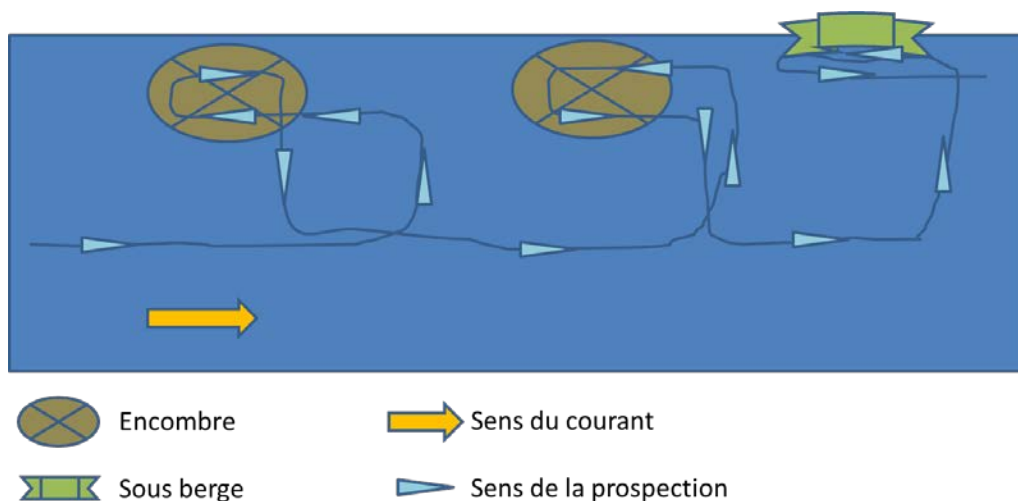


Figure 3 : Schéma du mode de prospection du cours d'eau pour l'estimation des densités de silure (Boisneau 2018)

La progression ne peut se réaliser que si les apnéistes sont capables de remonter le courant. Dans le cas contraire, le site n'est pas prospecté et ceci pour des raisons de sécurité. Les binômes sont constitués d'au moins une personne expérimentée. Une session de formation est organisée pour tous dès le premier habitat contenant des silures. Au début de la session, les observations des binômes sont validées par le responsable scientifique jusqu'à ce que l'accord soit complet. Dans la mesure du possible, la longueur du silure sera estimée de visu après la séance d'entraînement en début de sortie ou à partir d'une mesure de la hauteur de la nageoire caudale. En effet, celle-ci est généralement facile à voir et à mesurer avec une règle graduée. Cette méthode présente en outre le gros avantage de ne pas déranger les animaux. La relation entre hauteur de la nageoire caudale et la longueur totale du poisson est fournie d'après une relation établie à partir de poissons échantillonnés dans la Loire (annexe 2).

L'approche doit se faire sans gestes brusques en portant une grande attention aux poissons et aux habitats tels que souches, troncs ou herbiers dans lesquels il faut prendre le temps de la prospection. Il ne faut pas hésiter à chercher sous les débris de bois ainsi que dans les caches sous les berges et sous les rochers. Le silure doit être identifié de visu, directement, en phase de repos. Le passage des opérateurs, correctement conduit, ne doit pas déranger les poissons. Un poisson en déplacement passant dans le champ de vision ne sera pas compté pour éviter le sur comptage.

Les opérateurs fonctionnant en binôme, les descentes en apnée sont effectuées en alternance, la sécurité de l'apnéiste en prospection étant assurée par celui restant à la surface. Une observation n'est

validée que lorsque les deux observateurs sont d'accord sur les données à communiquer : habitat, nombre de poissons, taille individuelle et position dans la colonne d'eau. Elles sont communiquées au fur et à mesure de la prospection à la personne chargée de la sécurité dans un bateau à proximité. Celle-ci assure également l'orientation des plongeurs, la prise de notes, l'enregistrement de la position GPS des points de localisation des silures et règle la vitesse de progression. Ce bateau transporte également le matériel de secours dont l'oxygénothérapie, au moins un secouriste apnéiste/plongeur étant présent dans l'équipe.

Cette méthode étant conditionnée à la météorologie et à la transparence de l'eau, les autorisations (préfecturales et armée de l'air) de vols de drone ont été demandées au plus tôt de la date des sorties. Une validation de la faisabilité des prises de vue par drone et des conditions d'observation pour les plongeurs a été systématiquement conduite la veille ou 2 jours avant la sortie après avoir vérifié que les conditions météorologiques (Météofrance et météoagricole, site de Descartes) et hydrologiques (Vigicrues Descartes et Leugny) étaient adaptées.

2.3. Estimation des densités de silure

Pour chaque tronçon et chaque saison, les photos prises par le drone, sont soumises à un premier traitement visant à réduire les reflets voire à éclaircir l'image. Les « drivers » de la qualité des images ayant été identifiés et les sources susceptibles d'interférer sur leur qualité ayant été intégrés lors des prises de vue, un état des images a été conduit après retrait des images 100% terrestre, liée à la manipulation du drone (demi-tour, ile, ...). Sont ensuite identifiées les images exploitables qui seront utilisées pour comptabiliser visuellement le nombre de silures. Une image exploitable est une image ayant au maximum, 50% de la surface en eau recouverte par le reflet des nuages ou par des eaux turbides ou par des ombres portées ou des turbulences ou toute combinaison de ces quatre paramètres.

Les faux positifs, objet de forme similaire à celle d'un silure mais n'étant pas un poisson, sont également recherchés. Ils sont identifiés, via des critères de taille, de forme et de position d'une image à l'autre.

A la suite de la première session, la faisabilité de la production d'orthophotos a été testée avec pour objectif de réduire le temps d'analyse des images. Le lot intégral des images a été utilisé avec le logiciel Agisoft Metashape ©. Les silures et les faux positifs y ont été recherchés et comptés. Leur présence et localisation ont été croisées avec celles observées sur les photos. Dans le cas de désaccord, les facteurs susceptibles d'en être la source ont été identifiés.

Une analyse des facteurs susceptibles de conduire à une sur ou une sous estimation des effectifs de poissons a également été conduite.

Les densités sont calculées en nombre d'individus par unité de distance (100 m de rivière) en posant comme hypothèses que les poissons ne se sont pas déplacés lors des comptages et qu'aucun double comptage n'a été fait puisque seuls les individus au repos sont comptés. La redondance entre les résultats obtenus à partir des images et les observations subaquatiques est vérifiée. Tout individu compté dans les deux approches n'est compté qu'une seule fois.

Une analyse des caractéristiques des poissons, distribution en taille, nombre d'individus et des habitats dans lesquels ils ont été observés est conduite. Les classes de taille sont construites sur la base du statut reproducteur (juvénile/adulte) et sur leur capacité à consommer du poisson migrateur amphihaline (Boisneau, 2018 et WP2). Les classes 40-80 cm et 81-120 cm correspondent à des juvéniles ou individus

ne s'étant reproduit qu'une fois et pas en capacité de consommer du poisson migrateur amphihaline tandis que les classes 121-180 cm et >181cm sont des adultes. Les individus dont la taille n'a pu être relevée sur le terrain, car en groupe dans une fosse, ont été redistribués au hasard au prorata des proportions observées de chacune des classes.

Les habitats sont définis à partir d'éléments de géomorphologie, chenal, berge, fosse, sous berge mais aussi de d'infrastructures végétales comme les herbiers et les tas de bois mort. Un indice d'occupation des habitats est calculé pour chacun d'entre eux.

$$IH = T * \sum_k^1 (ni * oi)$$

Avec T le nombre de classes de taille des poissons, ni le nombre d'individus dans le groupe de poissons, oi l'occurrence de la classe du groupe de poissons et k le nombre de classes de groupe de poissons.

Classes des groupes de poissons, 1 individu : 1, 2 individus : 2, 3 à 5 individus : 4. Pour la classe > 5, l'occurrence de l'effectif de chaque groupe est retenue. Le seuil alpha de 0,05 a été retenu dans les tests statistiques.

3. Résultats

3.1. Hydrologie et conditions de prospection

L'hydrogramme journalier de la période d'étude montre deux crues, l'une de type flash, avec un maximum journalier de 649 m³/s, de fréquence biennale (520-687 m³/s, source Hydroeaufrance), du 14 au 16 juillet 2021 et une crue hivernale, du 28 décembre au 11 janvier 2022 avec un maximum de 430 m³/s (Figure 4). En dehors de ces événements et de la période d'étiage, les valeurs de débits sont inférieures à celles de la moyenne de la période 2000 à 2020. Ceci à raison de 20% pour le début de la saison d'étude, du 1 mars 2021 au 13 juillet 2021, et très inférieures, 50%, pour la période du 12 janvier 2022 au 31 mars 2022.

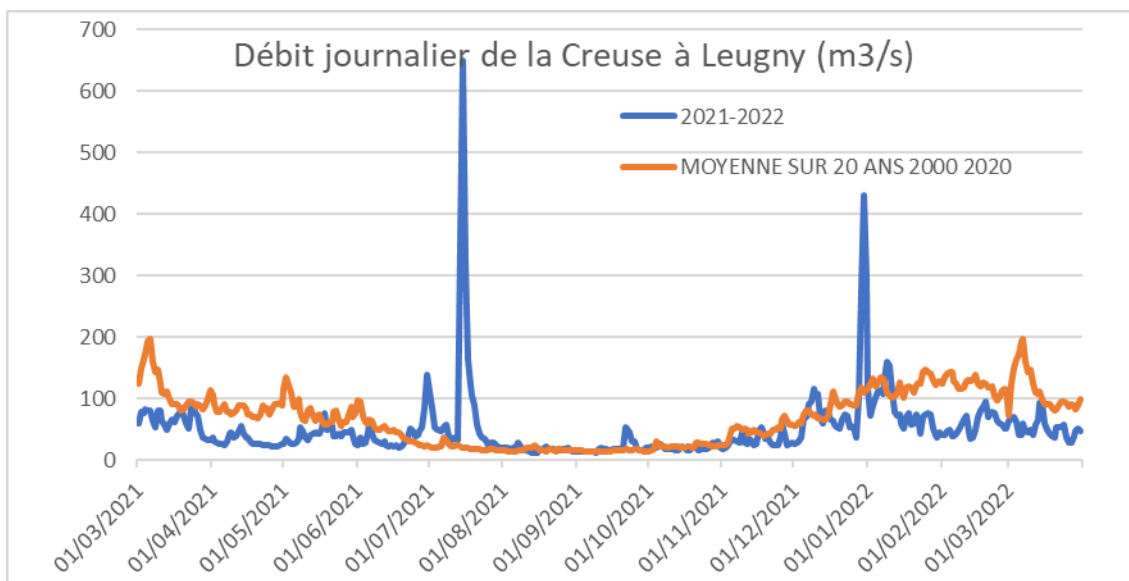


Figure 4 : Hydrologie de la Creuse à Leugny du 1 mars 2021 au 31 mars 2022 (L6020710, source Hydro eau France)

Les sorties ont été conduites, pour la période printanière, les 31 mai, 1 juin et 14 juin, pour l'étiage les 25 et 26 août, et en hiver les 25, 28 et 29 mars 2022. Les conditions des prises de vue et de comptages subaquatiques sont fournies en annexe 3. Elles ont été globalement homogènes lors d'une session sauf lors de la session hivernale en raison d'une augmentation de débit de 10 m³/s la première journée, non indiquée sur le site de Vigicrue. Les conditions hydrologiques ont été à nouveau favorables 3 jours plus tard. Lors de la première session, le site du barrage (Descartes) n'a pu être prospecté dans la continuité des autres sites. En effet, les conditions hydrauliques à l'aval de l'ouvrage étant trop dangereuses pour les opérateurs, une réduction du débit a été recherchée. Lors de la crue de juillet 2021, une des vannes du barrage a été arrachée modifiant ainsi la configuration hydraulique à l'aval de l'ouvrage. Celle-ci a été plus favorable à la prospection subaquatique pour les sessions d'étiage et d'hiver.

3.2. Analyse de la qualité des images et dénombrement des silures

L'ensemble des sessions a permis d'échantillonner les quatre sites à trois reprises soit 12 km de rivière. Après retrait des images 100% terrestre (2,7% au total), 5724 images sont disponibles. Ne sont exploitables que 86,5% d'entre elles, soit 4953. Les quantités d'images exploitables diffèrent selon les saisons et selon le site ($X^2 = 64,794$, ddl = 6, $p < 0,0001$). Le printemps est la saison qui compte le moins grand nombre d'images exploitables (1126) avec des proportions supérieures à 5% d'images de trois catégories, surface en eau couverte par des ombres portées, par des nuages et de la turbidité (Figure 5 et illustrations Figure 6).

Les résultats de cette première session ont permis d'affiner les conditions de prise de vue pour apporter des réponses à la qualité des photos. Les éléments sur lequel des améliorations ont été apportées en étiage et en hiver sont les facteurs nuage et turbidité. Néanmoins, en étiage, la turbulence liée à la présence des radiers, a augmenté en surface et compte pour 9,6 % des photos.

Sur l'ensemble de la période d'échantillonnage, le tronçon libre est celui qui détient le plus fort taux de photos inexploitables, 25,2% alors que le refuge hivernal n'en compte que 5,7% (Figure 7). Ces différences s'expliquent par la configuration des tronçons. Le tronçon libre est orienté SW-NE alors

que les autres sont orientés SE-NW (Figure 1). La ripisylve en rive gauche étant continue et arborée sur l'ensemble des tronçons, cette orientation génère plus d'ombres portées sur la surface en eau. Ce tronçon contient 2 radiers alors que les autres n'en comptent qu'un, ce qui augmente la surface avec turbulence. Enfin, le tronçon frayère reçoit en rive droite, l'Esves, un affluent qui possède des eaux de couleur blanche qui génèrent 6,7% de photos non exploitables (Figure 7 et Figure 6 D).

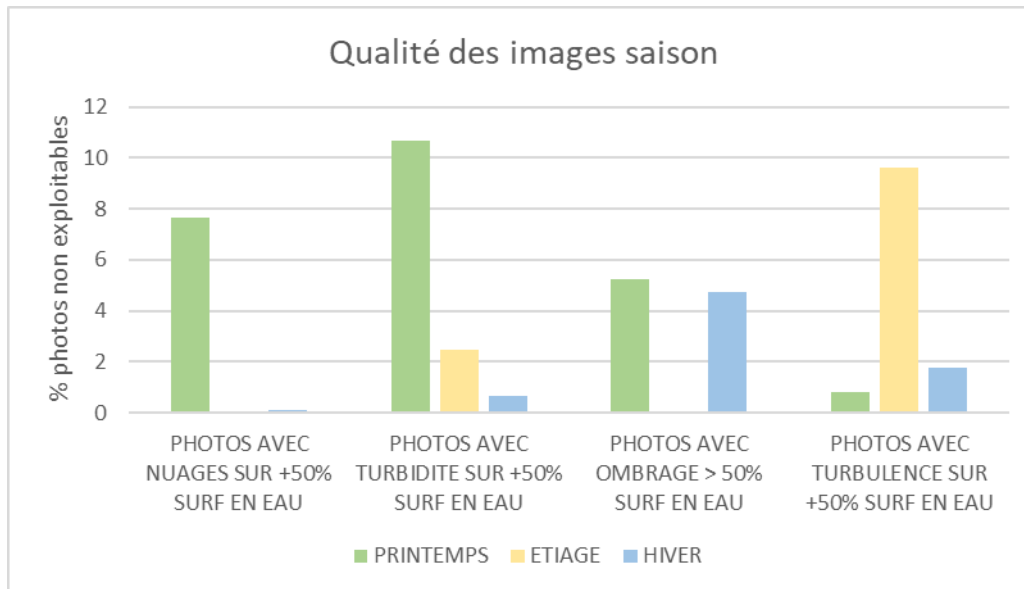


Figure 5 : Facteurs de rejet des images selon la saison



Figure 6 : Illustrations de catégories d'images non exploitables. A, ombre portée ; B, turbulence ; C1 et C2, reflet de nuages ; D, turbidité de type rejet de STEP ; E, turbidité liée à l'arrivée d'un affluent et reflets du soleil

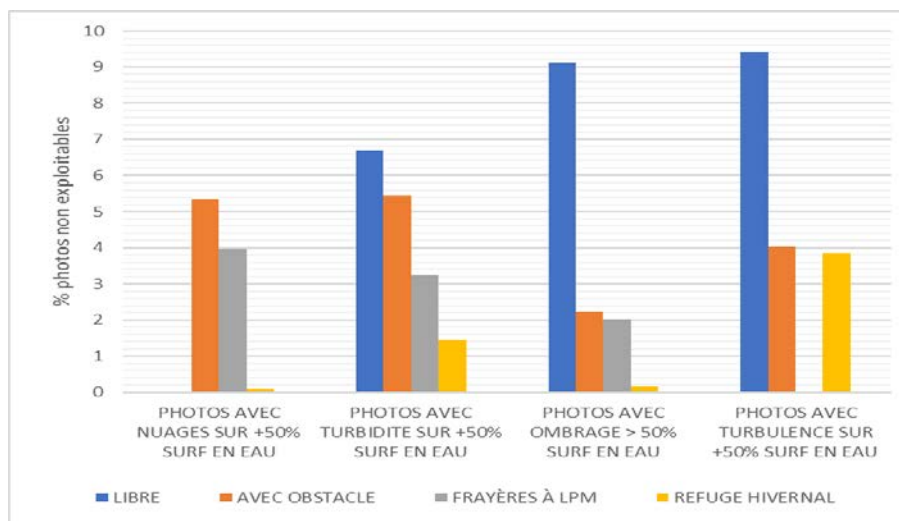


Figure 7 : Facteurs de rejet des images selon le tronçon pour l'ensemble des saisons

Au total, 3 silures ont été identifiés, 2 au printemps et un en hiver sur la zone de frayères à lamproie. 6 faux positifs ont été repérés, tous en hiver, deux dans la zone de frayères à lamproie et 4 dans la zone d'hivernage. Ils sont constitués de souches ou des branches.

3.3. Production d'orthophotos

Le jeu de données de photos a permis la production de 9 orthophotos sur 19 potentielles. Celles de la session de printemps ne présentent pas une qualité suffisante puisque les étapes maillage et texturation ont comblé, par extrapolation, des surfaces supérieures à 25% ce qui ne permet pas l'observation des poissons. La cause majeure en est un recouvrement insuffisant puisque les orthophotos n'avaient pas été envisagées à l'origine. Lors des sessions suivantes le recouvrement a été passé de 75% à plus de 85%, ce qui a réduit ces surfaces à extrapoler. Néanmoins, d'autres paramètres interfèrent sur la qualité des photos (Tableau 2, Figure 8, Figure 9, Figure 10, Figure 11). A ceux déjà identifiés pour les photos s'ajoute les reflets du soleil. Ceux-ci ainsi que la turbidité et la turbulence, ne permettent pas la prise de repères pour l'étape d'alignement des photos à cause des déplacements des pixels d'une photo à l'autre.

Tableau 2: Orthophotos produites pour chaque site et chaque saison. Facteurs de dégradation de la qualité de l'orthophoto. a: recouvrement insuffisant ; b : présence de nuages ; c : turbidité ; d : reflets du soleil ; e : ombres portées ; f : turbulences

Tronçon	Printemps	Etiage	Hiver
Frayères à lamproie	N=0/1 a, b, c, f	N=1/1	N=1/1
Libre	N=0/1 a, c, e	N=1/2 d et f	N=1/1 e
Refuge hivernal	N=0/2 a, c	N=2/2 f	N=2/2 c
Avec obstacle	N=0/2 a, b, c, f	N=1/2, c, d, f	N=0/2 c, d, e, f



Figure 8 : Orthophoto du tronçon avec obstacle au printemps

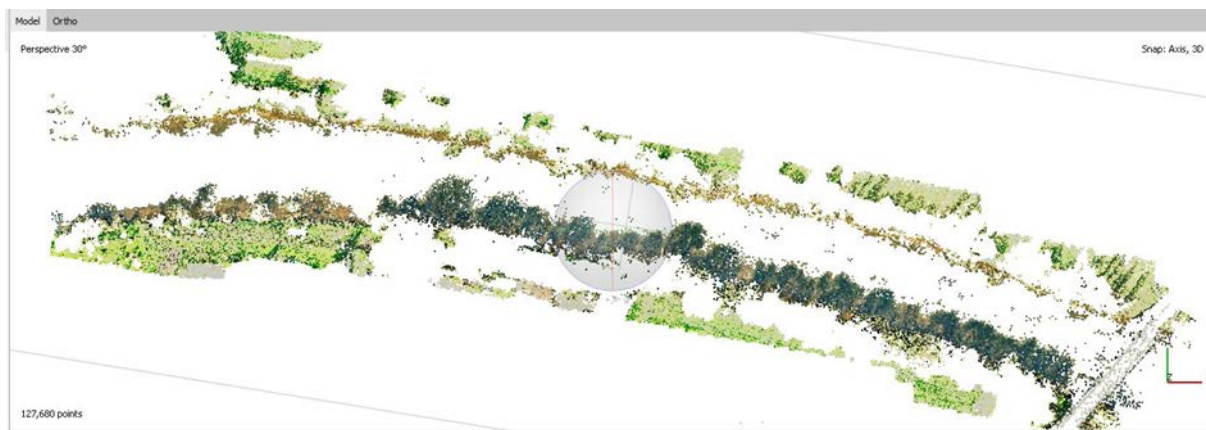


Figure 9 : Orthophoto du tronçon avec obstacle en hiver



Figure 10 : Orthophoto du tronçon libre en hiver



Figure 11 : Orthophoto du secteur amont de la zone d'hivernage en étiage

Les silures ont été recherchés sur les orthophotos disponibles produites lors des sessions d'étiage et d'hiver. Aucun n'a été trouvé. Celui qui avait été observé sur les photos de la zone de frayère pour l'hiver n'a pas été retrouvé sur l'orthophoto. Dans un souci de vérification, les deux silures vus sur la zone de frayère au printemps ont également été recherchés sur l'orthophoto mais l'un d'entre eux a disparu et l'autre n'est plus identifiable comme tel.

3.4. Comptages subaquatiques

Les comptages subaquatiques se sont déroulés avec des visibilité comprises entre 1 et 2 m (Annexe 2). La couleur naturelle de l'eau de la Creuse, un peu rouille, réduit la visibilité et nécessite l'emploi d'un phare de plongée pour repérer et compter les poissons. Les tronçons avec obstacle et frayère n'ont pu être explorés dans leur intégralité. Sur le tronçon frayère, en rive droite, l'affluent l'Esves, possède des eaux de couleur blanche qui n'ont pas permis les comptages subaquatiques dans le panache de l'affluent de largeur 1 m environ sur une distance allant de 200m à 460m soit 0,3 à 0,66% de la surface en eau. Sur le tronçon avec obstacle, deux facteurs n'ont pas permis l'exploration complète, le rejet de la STEP de la papeterie, de couleur grise et très nauséabond, pour une largeur 1 m environ sur une distance allant jusqu'à 240m, soit 0,34% de la surface en eau et les remous liés au barrage qui, surtout à la session de printemps, n'ont pas permis les prospections à l'aval de l'ouvrage pour environ 5% de la surface en eau. Au total, 128 silures ont été dénombrés en comptage subaquatique.

3.5. Sur et sous-estimation

Tableau 3 : Variables productrices de sur ou sous-estimation des comptages de silure. VP : variable physique, VB : variable biologique et VT : variable technologique

Variable	Nature variable	Sous-estimation			Sur estimation		
Ombre portée de la ripisylve	VP						
Reflets des nuages	VP						
Vaguelettes, turbulences	VP						
Turbidité	VP						
Couleur de l'eau	VP						
Faux positifs	VP						
Ombres portées des poissons	VB						
Perte par construction de l'orthophoto	VT						
Recouvrement des photos	VT						
Reflets du soleil	VP						
Herbiers subaqua	VB						
Agrégation des individus	VB						
Photos							
Orthophotos							
Comptages subaquatiques							

L'analyse de l'état des images a mis en évidence différentes variables influant sur la sur ou la sous-estimation des silures (Tableau 3) certaines étant spécifique à une technique tandis que d'autres opèrent quelle que soit la technique. Les variables générant de la sous-estimation sont majoritaires et l'orthophoto est la méthode qui en compte le plus. Ces variables peuvent être classées en trois catégories, physiques, biologiques et technologiques, les premières étant les plus nombreuses. Enfin, l'agrégation des individus et les faux positifs produisent de la sur comme de la sous-estimation. Ne sont retenus dans la suite de ce travail que les valeurs de comptage sans pondération liée à un facteur ou à un autre.

3.6. Caractérisation des silures et de leurs habitats

Les observations visuelles et sur les photos ont permis d'identifier avec certitude 131 silures pour l'ensemble de la période d'étude. Les distributions en taille s'étendent de 40 cm à 280 cm avec des différences non significatives entre les effectifs des quatre classes de taille ($X^2=5.751$, $df=3$, $p=0,124$).

Les poissons exploitent des profondeurs variant de 10 cm à 350 cm avec des différences significatives entre les classes de taille, les individus les plus petits exploitant des profondeurs moins importantes que les poissons de taille > 180 cm (Kruskall-Wallis, $K=24.33$, $df=3$, $p<0.0001$) (Figure 12).

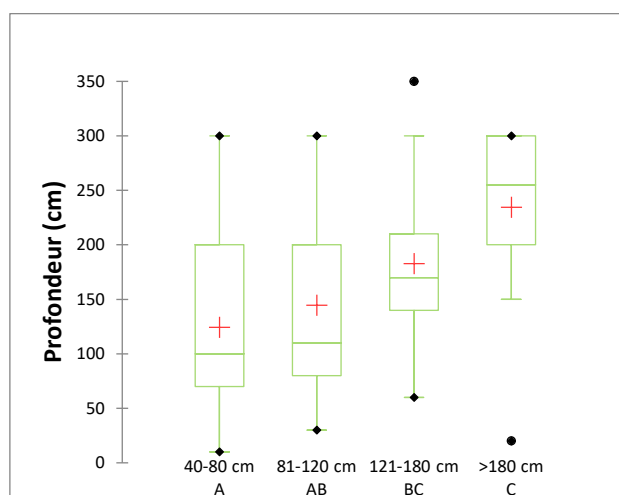


Figure 12 : Profondeurs utilisés par les silures observés en subaquatique et sur les photos, N=131

La fréquentation saisonnière des sites montre des déplacements inter sites et des entrées-sorties des tronçons d'études, avec un plus grand nombre d'individus en étiage (N=63) et des effectifs minimaux en hiver (N=26, Figure 13). Les distributions d'effectifs entre les sites sont similaires ($X^2=6,164$, $df=6$, $p=0,405$). Le tronçon libre est celui qui accueille le plus grand nombre d'individus (N=43). 47% des individus sont solitaires tandis que les groupes de plus de 5 individus ne sont pas présents pendant l'hiver (Figure 13).

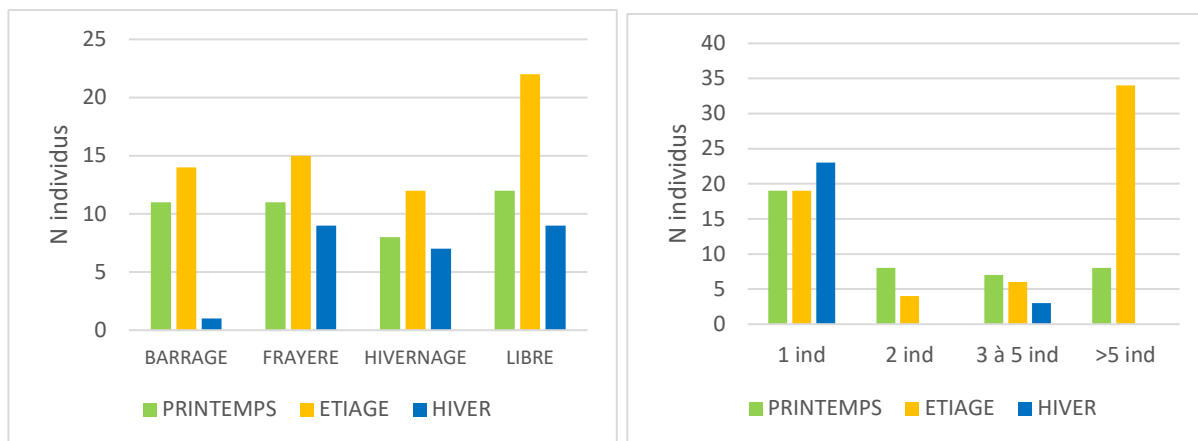


Figure 13 : Fréquentation des sites et composition des groupes de silures observés en subaquatique et sur les photos, N=131

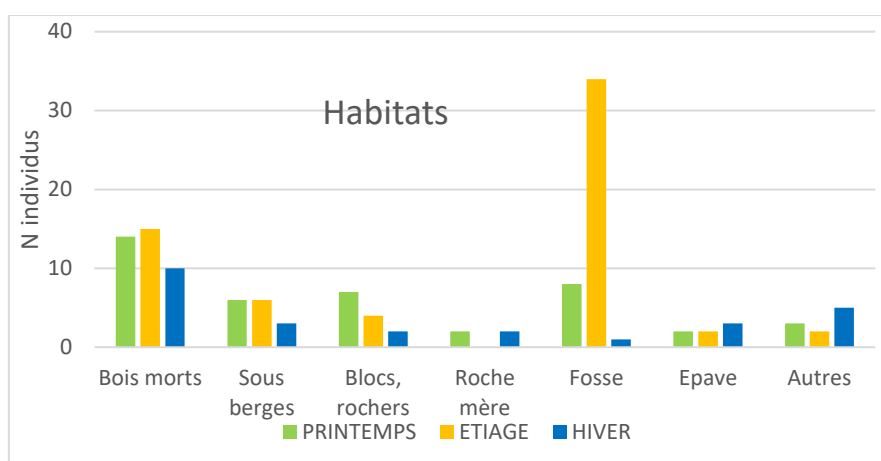


Figure 14 : Habitats utilisés par les silures selon la saison, N=131

Sept catégories d'habitats sont retenues et fréquentées quelle que soit la saison à l'exception de la roche mère. Il s'agit de micro-surplombs dans la roche, de 10 à 30 cm de haut, généralement près des berges. L'épave est celle d'un véhicule à moteur dont l'habitacle permet d'héberger 2 à 3 silures selon leurs tailles. La catégorie autres contient les habitats herbiers, sables-graviers et pleine eau. L'habitat privilégié en étiage est la fosse où les individus sont en groupe de 8 à 14 individus (Figure 14, Figure 15). Les bois morts constituent le deuxième habitat hébergeant le plus de poissons soit 30%. Les individus solitaires sont rencontrés dans tous les types d'habitats (Figure 15). Alors que la taille du groupe augmente, la variété d'habitat fréquenté diminue mais de manière non significative ($r_s = -1$, $p = 0,083$).

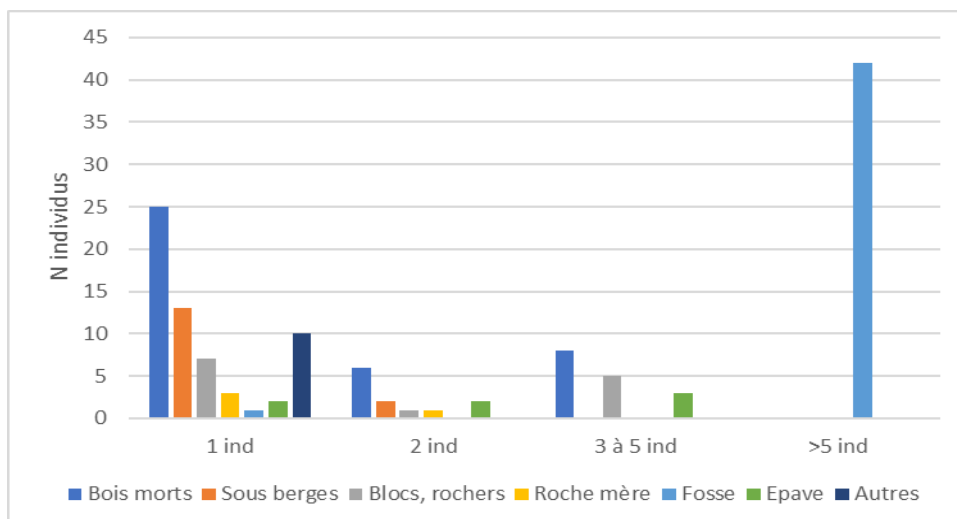


Figure 15 : Habitats utilisés par les silures selon la taille du groupe, N=131

Les quatre classes de taille des poissons sont observés dans les bois morts, blocs-rochers et fosses (Figure 16). Plus les poissons sont grands, moins ils sont présents dans les bois morts et plus ils sont observés dans les fosses. Les sous berges, roche mère et épave n'accueillent pas d'individus de taille supérieure à 180cm. L'indice d'occupation de habitats montre que les silures privilégient les bois morts puis les fosses et les blocs rochers (Tableau 4).

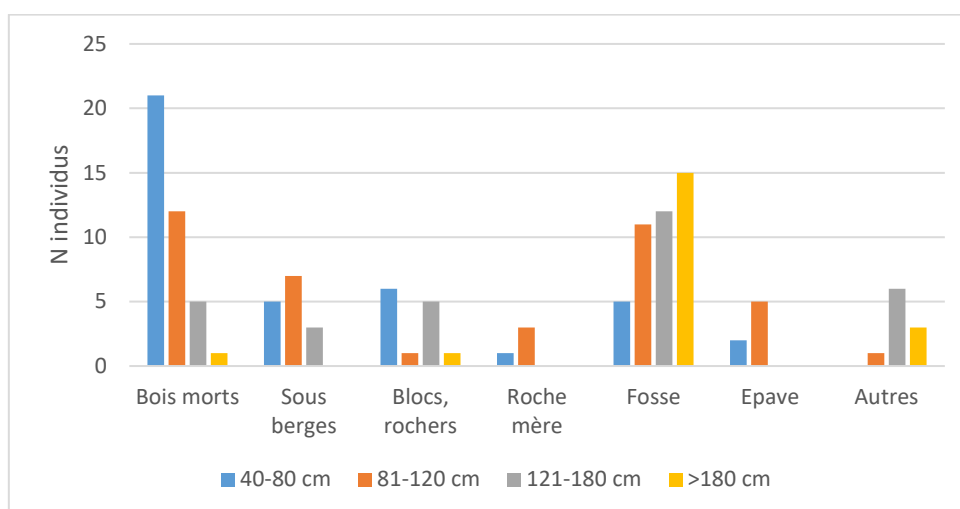


Figure 16 : Habitats utilisés par les silures selon la classe de longueur, N=131

Tableau 4 : Valeurs de l'indice d'occupation des habitats

	Bois morts	Sous berges	Blocs, rochers	Roche mère	Fosse	Epave	Autres
Catégorie de taille	4	3	4	2	4	2	3
1 ind	25	13	7	3	1	2	10
2 ind	12	4	2	2	0	4	0
3 à 5 ind	32	0	20	0	0	12	0
> 5 ind	0	0	0	0	40	0	0
IH	276	51	116	10	164	36	30

Les densités d'individus de longueur supérieure à 80 cm, varient de 0,1 ind pour 100m de linéaire de cours d'eau, pour le tronçon barrage en hiver, à 2,2 pour le tronçon libre en étiage, période à laquelle les densités sont maximales (Tableau 5).

Tableau 5 : Densités de silure selon les tronçons

Densité (N/100m)	BARRAGE	FRAYERE	HIVERNAGE	LIBRE
PRINTEMPS	1,1	1,1	0,8	1,2
ETIAGE	1,4	1,5	1,2	2,2
HIVER	0,1	0,9	0,7	0,9

4. Discussion - Conclusion

Dans toute phase de design d'un protocole, des compromis sont recherchés entre les objectifs scientifiques de l'étude et les éléments de contextes physique et biologique sous les contraintes logistiques liées à la méthode et/ ou au protocole retenu. Il en a été de même dans ce travail où se pose la question scientifique de la répartition des silures dans le temps en fonction de la disponibilité en proies et de leurs comportements saisonniers et celle de l'estimation de leurs densités en milieu naturel. Une question d'ordre méthodologique s'est ajoutée, celle de tester la faisabilité de la production d'orthophotos.

L'analyse de l'état des images prises par drone a permis de conforter certains facteurs physiques comme « driver » de leur qualité et d'affiner les conditions de prise de vue pour maximiser le nombre d'images exploitables. Cette étape a permis d'en augmenter le nombre pour les 2° et 3° sessions. La production d'orthophotos, non prévue dans le projet de départ, confirme l'importance de ces variables auxquelles s'ajoutent des variables technologiques liées au logiciel. En l'état actuel de la technique, l'orthophoto ne permet pas le dénombrement des silures dans un cours d'eau comme la Creuse, quelle que soit la saison. L'analyse visuelle, certes chronophage, reste la meilleure solution. Cependant l'orthophoto aérienne de

cours d'eau, très peu utilisée actuellement (Christie and al., 2016 ; Tyler et al., 2018) constitue un futur défi. En effet, une fois les problèmes méthodologiques améliorés, elle offre des perspectives très intéressantes en termes de positionnement des poissons dans les tronçons de rivière à partir du moment où l'opérateur dispose du positionnement GPS des individus observés en subaquatiques. De plus, elle contribuerait à une approche de type « Riverscape » (Torgersen et al., 2022). Cette approche considère, entre autres, les trois dimensions spatiales des hydrosystèmes mais aussi leur dimension temporelle via l'acquisition de nombreuses données relatives aux habitats et aux poissons. Selon Fausch et Carbonneau in Torgersen et al. (2022), l'hétérogénéité physique et biologique d'un écosystème rivière est mieux appréhendée au travers de données collectées en continu spatialement qu'au travers d'échantillonnages traditionnels stratifiés ou au hasard sur des séquences de cours d'eau.

Les drivers de la qualité des images sont également des facteurs de sur et sous-estimation des effectifs de poissons. Aussi, afin de maximiser la robustesse des données dans les estimations de densité de silures, le choix a été fait de ne considérer que les effectifs observés sans pondération ni extrapolation. Il n'existe à ce jour que très peu de données relatives aux densités de silure en milieu naturel, même dans la synthèse de Copp et al. (2009). Les densités citées par Bouletreau et al. (2011) font référence à des regroupements particuliers. Les densités observées sur la Loire (Alosa 21016-17, données finalisées), pour des individus de taille supérieure à 80 cm, sur la base d'observations subaquatiques et de photos prises par drone, sont légèrement supérieures, de 1,95 à 3,1 ind/100 m.

Les comptages de silures en subaquatique et sur les photos ont permis une analyse spatiale à deux échelles. A l'échelle du tronçon, des déplacements saisonniers sont observés. Un processus de concentration des poissons en étiage est observé. Ceci pourrait s'expliquer par une moins grande possibilité de circulation entre les différents faciès, certains radiers étant susceptibles d'être infranchissables par les silures en raison de la faible hauteur d'eau et/ou de la forte vitesse de courant. De même les seuils du barrage n'étaient pas franchissables en étiage. En revanche, en hiver, les silures ont quitté les tronçons étudiés. Ce WP ne permet pas de savoir où ils sont partis, notamment si les poissons ont franchi le barrage ou s'ils se sont réfugiés dans la portion de cours d'eau entre le tronçon du barrage et le tronçon libre.

A l'échelle de l'habitat, la fosse est celui qui est privilégié en étiage avec une distribution agrégative des poissons de grande taille. La disponibilité en habitat de repos semble s'amoinrir avec la baisse des débits. Les habitats le long des berges sont soit à sec soit peu accessibles ou ne présentent pas toutes les caractéristiques requises pour satisfaire aux besoins des silures à cette saison. Les bois morts sont les infrastructures qui fournissent la plus forte valeur d'indice d'occupation de l'habitat. Ils sont localisés principalement en berge où ils occupent un volume de $x 10^3$ à plusieurs milliers de m^3 . On en trouve également dans le chenal où ce sont le plus souvent des restes de tronc. La grande variété d'espaces disponibles permet le repos de diverses classes de taille de silure mais aussi d'effectifs variés. Si l'importance du bois dans les écosystèmes aquatiques est avérée pour le fonctionnement de l'écosystème comme pour certaines espèces de poissons (Meleason et al., 2002 ; Rowe et al., 2002 ; Whol et al., 2016), il s'avère être aussi un habitat de repos pour les silures, quelle que soit la saison.

5. Références bibliographiques

Boisneau C, (2018). ALOSA 2016-17, Suivi des aloses en Loire moyenne 2016 et 2017 et première approche d'une estimation des densités de silures en Loire moyenne. Rapport de l'université de Tours, AELB, PLGN, 99p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02134961>

Boulêtreau, S., Cucherousset, J., Villeger, S., Masson, R., & Santoul, F. (2011). Colossal Aggregations of Giant Alien Freshwater Fish as a Potential Biogeochemical Hotspot. *PLoS ONE*, 6(10): e25732. doi:10.1371/journal.pone.0025732

Boulêtreau S., Gaillagot A., Carry L., Tétard S., De Oliveira E., & Santoul F., (2018). Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. *Plos One*, 12

Boulêtreau S., Carry L., Meyer E. et al., (2020) High predation of native sea lamprey during spawning migration. *Sci Rep* 10:6122. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62916-w>

Boulêtreau S., Fauvel T., Laventure M., Delacour R., Bouyssonnié W., Azemar F., Santoul F., (2021). “The giants’ feast”: predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. *Aquat Ecol* (2021) 55:75–83.

Brevé, N. W. P., Verspui, R., de Laak, G. A. J., Bendall, B., Breukelaar, A. W., & Spierts, I. L. Y. (2014). Explicit site fidelity of European catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) to man-made habitat in the River Meuse, Netherlands. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 472–478.

Carol, J., Zamora, L., & García-Berthou, E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 450–456.

Caughley G., (2018). Sampling in Aerial Survey. *The Journal of Wildlife Management*, 41(4), 605–615.

Christie, K.S., Gilbert, S.L., Brown, C.L., Hatfield M., & Hanson, L., (2016). Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(5): 241–251, doi:10.1002/fee.1281

Copp, G.H., Britton, J.R., Cucherousset, J., Garcia-Berthou, E., & Kirk, R., (2009). Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10, 252–282.

Labrosse P., Kulbicki M., Ferraris J. (2001). Comptage visuel de poissons en plongée, conditions d’utilisation et de mise en œuvre. Secrétariat général de la Communauté du Pacifique, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, IRD, 60p.

Libois R, Rosoux R, Gabris B, (2016). Approche du régime alimentaire chez le Silure glane. *Rech Nat en Reg Centre*, 3: 32–38

Linchant J, Lisein J, Semeki J, Lejeune P, Vermeulen C., (2015). Are unmanned aircraft systems (UASs) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Rev.*, 45, 239–252. doi: 10.1111/mam.12046

Meleason M., Quinn J., Davies-Colley R., (2002). Why is wood important in streams? *Water & Atmosphere*, 10(3): 18–19.

Rowe D.K., Smith J., Quinn J., Boothroyd I., (2002). Effects of logging with and without riparian buffer strips on native fish abundance, size and community structure in small streams running through a Coromandel pine forest. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36: 67–79.

Syväranta J., Cucherousset J., Kopp D., Martino A., Cereghino R., & Santoul F., (2009). Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften*, 96, 631–635.

Torgersen C. E, Le Pichon C., Fullerton A. H., Dugdale S. J., Duda J. J., Giovannini F., et al., (2022). Riverscape approaches in practice: perspectives and applications. *Biological Reviews*, 97, 481–504

Tyler, S., Jensen, O.P., Hogan, Z., Chandra, S., Galland, L.M., & Simmons, J., (2018). Perspectives on the Application of Unmanned Aircraft for Freshwater Fisheries Census. *Fisheries*, 43(11), 510-516 DOI: 10.1002/fsh.10167

Whol E., Bledsoe B.R., Fausch K.D., et al. 2016. "Management of Large Wood in Streams: An Overview and Proposed Framework for Hazard Evaluation. *Journal of the American Water Resources Association*, 52(2)

Zorbas D, Di Puglia Pugliese L, Razafindralambo T, Guerriero F., (2016). Optimal drone placement and cost-efficient target coverage. *Journal of Network and Computer Applications*, 75, 16–31. <https://doi.org/10.1016/j.jnca.2016.08.009>

6. Annexes

Annexe 1 : Coordonnées GPS amont et aval des tronçons échantillonnés pour l'étude des densités de silure

Sites	Amont	Amont	Aval	Aval
Barrage de Descartes	524351	6655351	523329	6655640
Hivernage	519501	6657496	519366.26 400 m aval pont SNCF environ	6658305
Frayère	520089 Confluence avec Esves	6656816	519501 = amont hivernage	6657496
Tronçon libre	521444	6656811	520480	6656596

Annexe 2 : Relation entre la longueur totale du poisson (LT) et la hauteur de la nageoire caudale (LQ)

N=94, r=0,958, p<0.0001, LQ = 0.0953LT + 0.0349

Variable	Minimum	Maximum	Mean	Std. deviation
LT (cm)	59,000	238,000	145,043	49,019
LQ (cm)	5,200	25,000	13,851	4,875

Annexe 3 : Conditions des prises de vue et des comptages subaquatiques. * indique le jour des prises de vue par drone

Site	PRINTEMPS				ETIAGE				HIVERNAGE			
	LIBRE	FRAYERE	HIVERNAGE	DESCARTES	LIBRE	FRAYERE	HIVERNAGE	DESCARTES	LIBRE	FRAYERE	HIVERNAGE	DESCARTES
Date	31/05/2021*	31/05/2021 et 1/06/2021	01/06/2021	14/06/2021	25/08/2021*	25 et 26/08/2021	26/08/2021	26/08/2021	25/03/2022*	25 et 28/03/2022	28/03/2022	29/03/2022
Débit de la Creuse à Leugny à 12H00 (m ³ /s)	38	Cf 31/05 et 1/06	35	32	15	Cf 25 et 26/08/2021	20	20	65 à 75	36	36	43
H eau à Leugny (m)	1,17		1,15	1,13	1		1,04	1,04	1,42 à 1,49	1,2	1,2	1,26
Visibilité (m)	1,2		1,2	1	1,8		2	2	1,2	1,8	1,8	1,6
T eau (°C)	25		25	25	21		22	22	10,5	13	13	13,8
Orientation vent	Est		Pas de vent	Pas de vent	Est		Nord	Nord	Nord-Est	Est	Est	Pas de vent
Vitesse vent	< 10km/h		-	-	< 10km/h		< 10km/h	< 10km/h	< 10km/h	< 10km/h	< 10km/h	-
Nébulosité	< 10%		< 10%	< 10%	< 10%		< 10%	< 10%	< 10%	< 10%	< 10%	Nuageux

Remerciements : Que soient ici remerciés toutes les personnes qui ont contribué à la bonne réalisation de cette action sur le terrain et tout particulièrement les plongeurs et apnéistes d'Aqualibre et de Chinon qui n'ont pas hésité à se mouiller même quand il faisait froid, T Handfuss de Ath-geo.com pour les prises de vue par drone, C Scheid du Laboratoire d'Archéologie de Touraine (LAT) ainsi qu'E Labergerie de l'Ecole Supérieure des Géomètres et Topographes (CNAM) du Mans pour leurs conseils et aides pour les orthophotos et bien sur les collègues du MNHN Dinard tant pour le terrain que pour les échanges divers et variés que nous avons pu avoir.

Ce travail est le fruit d'une collaboration principale entre le MNHN et deux structures de l'Université de Tours, l'UMR CNRS 7324 CITERES et le CETU Elmis, il s'inscrit également dans le périmètre géographique et scientifique de la Zone Atelier Loire sous tutelle du CNRS.

Logistique terrain et observations terrain : P Juge, CETU ELMIS Université de Tours

Observations terrain, analyse des données et rédaction : C Boisneau, CITERES Université de Tours



ETUDE GLANISPOMI

Second volet : « Fonctionnement des populations de silures »



Analyse des déplacements des silures inférés par la microchimie des otolithes

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Nils TEICHERT^{1*}, Catherine BOISNEAU⁴, Éric FEUNTEUN¹, Laure VIRAG¹, Alexandre CARPENTIER⁵, Emma ROBIN¹, Anthony ACOU², Anne LIZE¹, Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Julien DUBLON⁶, Philippe JUGE⁴, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Thomas TRANCART¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



D - 57

Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Teichert, N., Boisneau, C., Feunteun, É., Virag, L., Carpentier, A., Robin, E., Acou, A., Lizé, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Structures associatives agréées de la pêche loisir, Dublon, J., Jugé, P., Roy, R., Santoul, F., Trancart, T., 2023. Analyse des déplacements des silures inférés par la microchimie des otolithes, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1. Introduction	61
2. Matériels et méthodes	62
2.1. Collecte et analyse des échantillons d'eau	62
2.2. Collecte des échantillons biologiques	63
2.2.1. Otolithes en collection	64
2.2.2. Prélèvements opportunistes	64
2.3. Analyse des isotopes stables du muscle	64
2.3.1. Préparation et quantification des isotopes stables	64
2.3.1. Isotopes stables des proies	64
2.3.2. Identification des stratégies trophiques	65
2.4. Préparation des otolithes	65
2.4.1. Préparation des otolithes et détermination de l'âge	65
2.4.2. Analyse de la composition élémentaire	65
2.4.3. Analyse des isotopes du strontium	66
2.5. Analyse des profils élémentaires	66
2.5.1. Analyse des signatures marginales	66
2.5.2. Segmentation des profils	66
2.5.3. Calcul des métriques de déplacement	67
3. Résultats	67
3.1. Variation spatiale des éléments traces dans l'eau	67
3.2. Histoire de vie des silures	69
3.2.1. Relation taille-âge des silures	69
3.2.2. Stratégies trophiques des silures	69
3.3. Analyse des déplacements	70
3.3.1. Caractérisation des signatures marginales	70
3.3.2. Segmentation des profils	71
3.3.1. Déplacement au cours de l'ontogénie	72
3.3.2. Mobilité et sédentarité en fonction des stratégies trophiques	73
4. Discussion	74
5. Références	76

1. Introduction

L'analyse microchimique des otolithes représente un outil robuste pour retracer les changements de milieu et les origines des poissons au cours de leur vie, tant pour les espèces marines, qu'amphihalines ou continentales (Secor et al. 1995). Lorsqu'un poisson se déplace entre des habitats aux signatures chimiques distinctes, certains éléments chimiques sont incorporés dans la matrice aragonitique de ses otolithes en fonction de leurs différentes concentrations dans le milieu (Hüssy et al. 2020). Ainsi, les profils élémentaires le long d'un transect d'otolithes enregistrent les déplacements des poissons entre ces habitats (Campana 1999). Le recours à l'ablation laser femtoseconde couplée à l'ICPMS offre une méthode de pointe, désormais maîtrisée, pour pouvoir caractériser les signatures élémentaires dans des zones très fines (5 μm de largeur) des otolithes (Tabouret et al. 2011; Teichert et al. 2022). Ces zones correspondent, selon les espèces et les stades de développement, à des périodes de quelques jours à quelques mois. Par exemple, l'analyse des ratio Sr/Ca et Ba/Ca est utilisée de manière courante pour retracer les changements de salinité au cours de la vie des poissons migrateurs (Elsdon and Gillanders 2006), mais également des espèces marines (Laugier *et al.*, 2015) et d'eau douce (Teichert et al. 2018). L'utilisation d'un plus large panel d'éléments chimiques permet potentiellement de discriminer plus finement des signatures spécifiques à certains habitats dans la mesure où leurs concentrations sont spatialement variables et suffisamment stables (Secor et al. 1995; Hüssy et al. 2020). En parallèle, l'analyse des isotopes stables du strontium ($\text{Sr}^{87}/\text{Sr}^{86}$) peut également apporter des informations complémentaires ou conforter les patrons de déplacement. En effet, de la même manière que les éléments chimiques, les teneurs en isotopes stables d'un même élément sont susceptibles de varier le long des bassins hydrographiques et en fonction des affluents (Pouilly et al. 2014; Crook et al. 2017).

Alors que l'analyse microchimique des otolithes fournit des informations sur les habitats traversés par les poissons, les rapports des isotopes stables du carbone (^{13}C) et de l'azote (^{15}N) quantifiés dans les tissus musculaires fournissent des informations sur le régime alimentaire des individus. Les rapports en isotopes stables reflètent la variation spatiale des sources de nourriture et la position des espèces étudiées dans le réseau trophique (Hobson 1999). Ainsi, une diminution progressive des rapports isotopiques du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) est attendue le long du gradient de salinité, de la mer vers l'eau douce (Herzka 2005; Reis-Santos et al. 2015), tandis que le rapport isotopique de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) augmente avec les niveaux trophiques des proies aux prédateurs par l'accumulation de ^{15}N (Peterson and Fry 1987). Ces propriétés peuvent alors être utilisées afin de déterminer l'origine des proies consommées par les poissons, et d'identifier différentes stratégies trophiques au sein des populations (Cucherousset et al. 2011). Par exemple, les signatures en $\delta^{13}\text{C}$ d'un poisson prédateur de proies d'origine marine seront plus élevées que celle quantifiées chez un prédateur de proies dulçaquicoles. Cette approche a déjà été mis en application dans le cas du silure afin de déterminer la contribution des apports terrigènes ou marin dans le régime alimentaire des silures (Sylväranta et al. 2009).

L'objectif de cette étude est de reconstituer les profils de déplacements des silures en fonction de leurs stratégies trophiques sur le bassin de la Loire, en se basant sur les variations microchimiques des otolithes et la quantification des isotopes stables dans les muscles. Dans ce but, 1) des profils multi-élémentaires ont été quantifiés le long de transects d'otolithes de silures, 2) les éléments présentant des variations spatiales sur le bassin ont été identifiés et sélectionnés afin d'inférer des changements

d'habitats chimiques au cours de la vie des individus, 3) des métriques synthétiques ont ensuite été calculées pour chaque individu afin de refléter leur niveau de mobilité et de sédentarité en fonction de leur âge. En parallèle, les isotopes stables dans les muscles ont été quantifiés dans le but de définir des stratégies trophiques en fonction des proies préférentielles des silures (i.e. proies dulçaquicoles ou amphihalines présentant des signatures marines). Finalement, les métriques synthétiques de déplacements ont été comparées en fonction des groupes trophiques afin de déterminer s'il existe un lien entre la mobilité des individus dans le bassin et leurs stratégies trophiques.

2. Matériels et méthodes

2.1. Collecte et analyse des échantillons d'eau

Afin d'appréhender la variabilité spatiale de la microchimie au sein du bassin versant aval de Loire, des échantillons d'eau ont été collectés sur 11 sites répartis sur la Loire et ses principaux affluents (Figure 1 ;

Tableau 1). Les prélèvements d'eau ont été réalisés en novembre 2021 (3 et 4/11/2021) par l'équipe du MNHN, puis envoyés auprès de nos partenaires de l'IPREM afin de quantifier la teneur de différents éléments traces : Na, Mn, Mg, Sr et Ba. Une analyse en composante principale (ACP) a ensuite été réalisée afin de décrire la variation spatiale des ratios élémentaires le long du bassin versant.

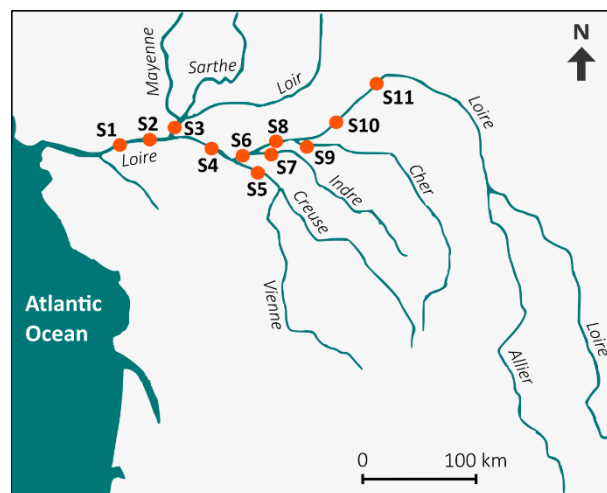


Figure 1 : Localisation géographique des sites de prélèvements d'eau sur le bassin de la Loire et ses principaux affluents.

Tableau 1 : Localisation et caractéristiques des sites de prélèvements d'eau sur le bassin de la Loire et ses principaux affluents.

Site	Rivière	Commune	Latitude	Longitude	Date	TDS (mg/L)	Cond (µS)	pH	T (°C)
S1	Loire	Thouaré-sur-Loire	47.257420	-1.426480	03/11/2021	208.9	284.5	6.6	11.9
S2	Loire	Monjean-sur-Loire	47.392630	-0.861940	03/11/2021	208.9	282.8	6.6	11.6
S3	La Maine	Bouchemaine	47.422770	-0.605600	03/11/2021	297.7	409.1	6.6	12.3
S4	Loire	La Ménitère	47.394160	-0.276620	03/11/2021	190.4	257.8	6.6	11.6
S5	La Vienne	Chinon	47.157760	0.253630	03/11/2021	178.9	246.3	6.6	12.4
S6	Loire	Savigny-en-Véron	47.224420	0.110640	03/11/2021	214.8	293.7	7	12.1
S7	L'Indre	Lignières-de-Touraine	47.262940	0.445290	03/11/2021	333.8	456.8	7	11.9
S8	Loire	Langeais	47.320570	0.403590	03/11/2021	190.1	259.1	7	12
S9	Le Cher	Savonnières	47.347950	0.537990	03/11/2021	228.3	31	7.4	12
S10	Loire	Amboise	47.407150	0.960120	04/11/2021	175.5	231.9	6.6	10.4
S11	Loire	Saint-Laurent-Nouan	47.691950	1.564540	04/11/2021	171.9	227.2	6.6	10.6

2.2. Collecte des échantillons biologiques

Dans le cadre de l'étude, les otolithes de 44 silures du bassin de la Loire ont été collectés en remobilisant des otolithes conservés dans la collection du MNHN Station Marine de Dinard, ainsi qu'en mettant à profit des captures réalisées par des pêcheurs amateurs aux engins. L'ensemble des silures a été capturé sur le bassin de la Loire et les secteurs en aval de deux des principaux affluents : la Vienne et la Creuse (Figure 2). La localisation des sites a été contrainte par la disponibilité de prélèvements historiques ou la présence de pêcheurs aux engins, car les équipes de recherche n'avait pas l'autorisation de réaliser des captures létales dans le cadre du projet. En conséquence, tous les affluents n'ont pas pu être échantillonnés et peu d'individus ont pu être collectés, essentiellement au niveau des confluences de la Vienne et de la Creuse. Ce plan d'échantillonnage déséquilibré n'a pas permis de comparer directement les signatures microchimiques de la Loire et de ses principaux affluents. Les analyses proposées par la suite ont donc vocation à mettre en évidence des variations dans les patrons de mobilité des individus, mais ne sont pas spatialement explicites (i.e. impossibilité de remplacement des individus dans des secteurs définis géographiquement).

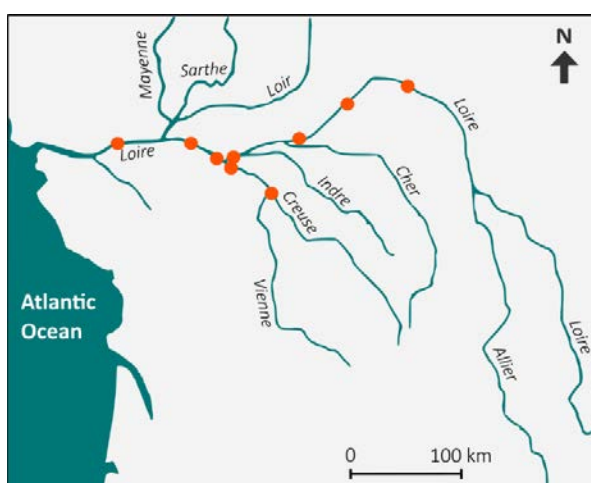


Figure 2 : Localisation géographique des sites de prélèvements des silures analysés dans le cadre de l'étude des déplacements inférés par la microchimie des otolithes.

2.2.1. Otolithes en collection

Un total de 32 otolithes de silures a été remobilisé dans la collection de recherche du MNHN Station Marine de Dinard. Les silures ont été initialement capturés en 2013 dans le cadre du programme intitulé « SILURUS : Étude du silure à l'échelle de la Loire en région Pays de la Loire », coordonné par l'université de Tours, l'AAIPPBLB et l'AADPPMFEDLA (Belhamiti & Boisneau, 2015).

Les silures ont été capturés sur différents sites entre l'amont de Nantes et l'aval de Nevers à l'aide de filets fixes (mailles de 50, 55, 60 ou 125 mm), de filets dérivants (maille de 55 mm) et de verveux (mailles de 27, 40, 50 mm). Les individus ont été mesurés (LT, cm) et pesés (W, kg). Un échantillon de muscle a été prélevé afin de quantifier les isotopes stables du carbone et de l'azote, et les otolithes lapillus, qui présentent les plus grandes tailles chez les silures, ont été prélevés dans la cavité céphalique.

2.2.2. Prélèvements opportunistes

Un total de 12 otolithes de silures a été collecté en 2021 dans le cadre de prélèvements réalisés par des pêcheurs aux engins sur la Loire (n = 4) et au niveau de la confluence entre la Vienne et la Creuse aval (n = 8). Les individus capturés ont été mesurés (LT, cm) et pesés (W, kg) par les pêcheurs. Au laboratoire, un échantillon de muscle et les otolithes ont été prélevés pour chaque individu.

2.3. Analyse des isotopes stables du muscle

Les échantillons de muscles prélevés sur les silures ont été utilisés afin de quantifier les ratios en isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) et définir les stratégies trophiques des individus.

2.3.1. Préparation et quantification des isotopes stables

Les échantillons de muscles prélevés ont été lyophilisés, pesés afin de collecter environ 400 μg de matière sèche et conditionnés dans des capsules en étain. La quantification des isotopes stables a été réalisée par l'Université de Konstanz pour les échantillons prélevés en 2013 et par la plateforme d'analyses isotopiques du MNHN pour les échantillons collectés en 2021. Les signatures isotopiques ont été exprimées en unité delta reflétant l'écart par rapport aux normes internationales du PeeDee Belemnite pour le $\delta^{13}\text{C}$ et du N_2 atmosphérique pour le $\delta^{15}\text{N}$, selon la formule : $\delta X = ((R_{\text{échantillon}}/R_{\text{standard}}) - 1) \times 1000$, où X est ^{13}C ou ^{15}N et R est le rapport ($^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ ou $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$) dans l'échantillon et dans le standard. Pour chaque échantillon musculaire, les quantités totales d'azote et de carbone et les rapports isotopiques ont été mesurées par spectrométrie de masse isotopique en flux continu (CF-IRMS) à l'aide d'un spectromètre de masse Thermo Scientific Delta V Advantage couplé à un analyseur élémentaire Thermo Scientific Flash 2000. La précision analytique (écart type) était < 0,15‰ du matériau de référence.

2.3.1. Isotopes stables des proies

En complément des échantillons de muscles des silures, des échantillons musculaires ont été prélevés sur des proies potentielles afin de caractériser leurs signatures isotopiques. En 2013, des échantillons d'espèces dulçaquicoles ont été analysés (perche, chevesne, gardon, aspe, barbeau, anguilles jaunes et écrevisse américaine), ainsi que des espèces anadromes (aloses et saumon) et catadromes (mulet). Les

signatures isotopiques des proies ont été utilisées par la suite pour déterminer le type préférentiel de proies des silures capturés.

2.3.2. Identification des stratégies trophiques

Les stratégies trophiques individuelles ont été déterminées visuellement en comparant les signatures isotopiques des silures avec celles des proies (graphique bivarié $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$). Trois stratégies ont été définies : 1) les petits individus (TL < 125cm) se nourrissant essentiellement de proies dulçaquicoles, 2) les gros individus (TL > 125cm) se nourrissant essentiellement de proies dulçaquicoles, et 3) les gros individus (TL > 125cm) se nourrissant essentiellement de proies anadromes. La distinction entre les stratégies trophiques a été réalisée sur la base du $\delta^{13}\text{C}$ qui présente des valeurs significativement supérieures chez les espèces anadromes (i.e. signature marine) que les espèces d'eau douce.

2.4. Préparation des otolithes

2.4.1. Préparation des otolithes et détermination de l'âge

Les otolithes des silures ont été inclus dans de la résine époxy (Araldite 2020), puis poncés progressivement le long du plan sagittal et polis jusqu'à ce que le primordium soit atteint. L'âge des individus a été estimé sous une loupe binoculaire en comptant le nombre d'annuli à partir de la bande zéro, qui est supposée refléter la transition du stade larvaire au stade juvénile. Les lectures d'âge ont été réalisées indépendamment par deux opérateurs. Dans les cas où les estimations différaient entre les deux comptages, une lecture simultanée a été réalisée par les deux opérateurs afin de définir une estimation consensuelle de l'âge de l'individu. Le dénombrement des stries a été réalisé le long du plus grand transect entre le nucléus et le bord externe de l'otolithe. La distance séparant chaque strie a ensuite été mesurée (μm) sur une prise de vue photographique à l'aide du logiciel ImageJ (Rueden et al. 2017).

2.4.2. Analyse de la composition élémentaire

La composition élémentaire (Ca, Zn, Mg, Mn, Sr, Ba, Li et Pb) des otolithes de silure a été quantifiée le long d'un transect à l'aide d'une ablation laser femtoseconde (LA, IR 1030 nm ; Alfamet-Novalase, France) couplée à un ICP-MS (DRCII ; Perkin Elmer, Shelton). L'ablation a été réalisée du nucléus jusqu'au bord de l'otolithe avec une stratégie de balayage raster précédemment décrite par Tabouret et al. (2011) à une fréquence de 50 Hz, avec un diamètre de faisceau laser de 25 μm et une vitesse de 5 $\mu\text{m/s}$. Le profil élémentaire résultant consiste en des mesures successives réparties chaque 5 μm le long de l'otolithe. Cette stratégie représente le meilleur compromis pour abattre suffisamment de matériel pour détecter les éléments tout en gardant une résolution spatiale fine. L'analyse de trois références certifiées NIST614, NIST612 et NIST610 (National Institute of Standards and Technology, USA) a assuré la quantification. Le calcium a été utilisé comme étalon interne pour tenir compte des variations de la quantité de matériau d'ablation et d'énergie laser dans le rendement d'ablation. La précision analytique a été mesurée avec les matériaux de référence d'otolithes certifiés pour poissons NIES22 (National Institute for Environmental Studies, Japan; Yoshinaga, Nakama, Morita, & Edmonds, 2000) et FEBS-1 (National Research Council Canada, Canada). Les compositions élémentaires ont été exprimées sous forme de rapports élémentaires massiques.

2.4.3. *Analyse des isotopes du strontium*

Bien qu'initialement prévue dans le cadre de l'étude, la description des variations des isotopes stables du strontium (Sr^{87}/Sr^{86}) n'a pas été intégrée dans ce rapport, car les analyses sont toujours en cours auprès des partenaires de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour. Les données seront disponibles dans le courant de l'été 2023 et permettront de compléter les informations recueillies sur les profils élémentaires.

2.5. Analyse des profils élémentaires

Les profils élémentaires enregistrés le long des transects d'otolithes ont été utilisés pour déduire le niveau de mobilité / sédentarité des individus.

2.5.1. *Analyse des signatures marginales*

Dans une première étape, les ratios élémentaires quantifiés sur les bords marginaux des otolithes (10 μ m de la bordure externe) ont été analysés afin de sélectionner pour la suite des analyses uniquement les éléments présentant des variations spatiales au sein du bassin versant. Dans ce cadre, les signatures marginales, correspondant aux derniers jours avant la capture, sont supposées refléter les signatures des sites où les poissons ont été prélevés. Pour chaque élément, une relation linéaire a été réalisée entre la ratio élémentaire et la distance à la mer afin de tester l'existence d'une structuration le long du gradient amont-aval du bassin versant. Une relation significative pour un élément signifie que sa concentration varie positivement ou négativement le long du gradient géographique, de telle sorte que les fluctuations des signatures sur les otolithes peuvent refléter des changements d'habitat. En conséquence, dans cette partie du rapport le terme 'habitat' reflète un milieu ou segment de cours d'eau chimiquement homogène dans lequel évolue l'individu, mais ne se réfèrent pas nécessairement à des attributs morphologiques (ex. radier, fosse, lenthique... etc.).

2.5.2. *Segmentation des profils*

Les éléments présentant des variations significatives le long du bassin versant ont ensuite été utilisés pour segmenter les profils de chaque individu, afin de produire des segments homogènes qui sont supposés représenter des phases sédentaires au sein d'habitats distincts (Teichert et al. 2022).

Les profils élémentaires ont été segmentés selon la méthode proposée par Lavielle (1999) et mise en œuvre par Patin et al. (2020) pour identifier des modalités de comportement individuel. Cette approche détecte les points de changement dans les séries chronologiques afin d'identifier des phases stationnaires, qui ont été interprétées ici comme des phases résidentes pendant la vie des silures. Cependant, cette méthode ne peut être implémentée que pour les séries temporelles à une ou deux dimensions. En conséquence, une analyse en composante principale a été réalisée à partir des éléments sélectionnés afin de réduire le nombre de dimension utilisé dans le processus de segmentation. Pour chaque profil, les coordonnées des deux premières dimensions ont été utilisées dans l'algorithme de segmentation. Une longueur de segment minimale de quatre mesures (c'est-à-dire une longueur de 20 μ m sur l'otolithe) a été spécifiée pour le processus de segmentation afin d'éviter une sur-segmentation.

Cette durée représente environ quelques jours en début de vie, mais peut refléter près de trois mois à la fin de vie des silures les plus âgés.

Une interpolation linéaire entre la distance le long du transect d'ablation et l'âge déterminé par lecture des microstructures des otolithes a ensuite été réalisée afin d'identifier l'âge des individus lors des changement d'habitat, ainsi que la durée des phases de résidence.

2.5.3. Calcul des métriques de déplacement

Plusieurs métriques synthétiques ont ensuite été calculées à partir des profils segmentés afin de refléter le niveau de mobilité et de sédentarité des individus. Pour chaque profil, le *nombre moyen de déplacement annuel* a été calculé en divisant le nombre de changement d'habitat par l'âge estimé du poisson. Cette métrique reflète le niveau de mobilité de l'individu au cours de sa vie. La *durée moyenne de résidence* dans lors des différentes phases stationnaires, ainsi que la *durée maximale de résidence* au cours de la vie des individus, ont également été calculées. Ces deux métriques reflètent le niveau de sédentarité des individus.

Afin de déterminer si les profils de déplacement étaient liés aux stratégies trophiques, des ANOVAs ont été réalisées afin de comparer les métriques de déplacement en fonction des trois stratégies (i.e. petits silures < 125 cm, gros silures prédateurs d'espèces dulçaquicoles, et gros silures prédateurs d'espèces anadromes).

3. Résultats

3.1. Variation spatiale des éléments traces dans l'eau

L'analyse en composante principale réalisée sur les ratios élémentaires démontre une différence de composition chimique entre la Loire et ses principaux affluents (Figure 3). En effet, les 7 sites de prélèvements sur la Loire ont tendances à présenter des concentrations élevées en Na, Mg, K, Sr et Ba (gradient exprimé sur la première dimension de l'ACP), alors que les affluents ont des valeurs plus faibles sur le long de l'axe 1. Le second axe de l'ACP est essentiellement associé à la teneur en Mn et témoigne d'une variabilité entre les affluents, mais également sur la Loire avec le site amont S11, dont la position est singulière par rapport aux autres. Ces différences pourraient être liées à une différence d'activité entre les secteurs (activité minière, site industriel, production d'électricité...), mais ces tendances devraient être confirmées par un effort d'échantillonnage plus conséquent, en prenant en compte différents contextes hydrologiques.

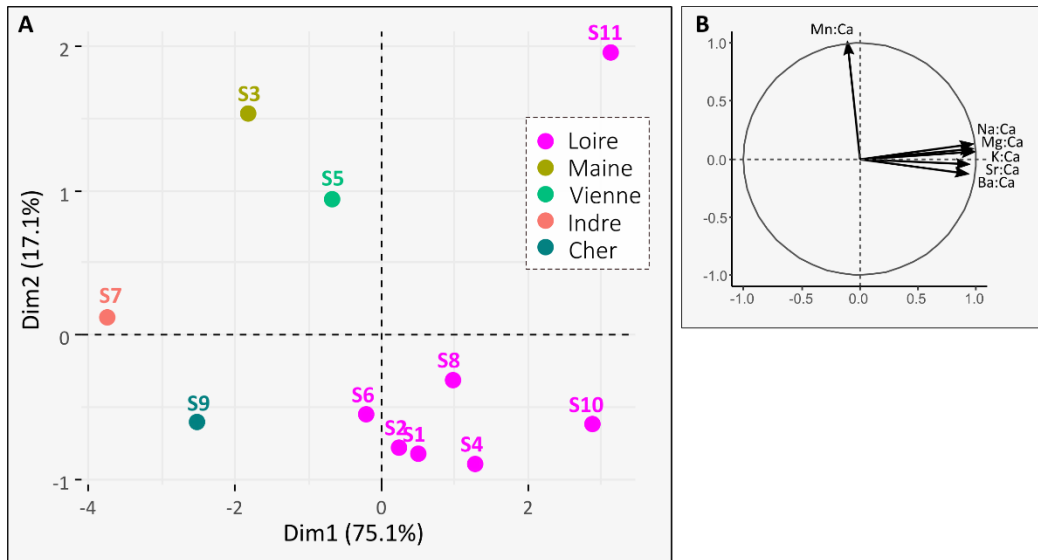


Figure 3 : Analyse en composante principale (ACP) réalisée à partir des éléments traces quantifiés dans les prélèvements d'eau des 11 sites répartis sur la Loire et ses principaux affluents. A) Projection des sites de prélèvements sur les deux premières dimensions de l'ACP, B) Cercle de corrélation des quantités en éléments traces.

Les concentrations en éléments traces présentent une variabilité le long de l'axe de la Loire (n = 7 sites), comme en témoigne la corrélation significative entre les coordonnées des sites sur la première dimension de l'ACP et la distance à la mer (Figure 4 ; test de corrélation, n = 7, cor = 0.77, P < 0.001). Bien qu'une tendance semble se dégager pour la seconde dimension de l'ACP, les coordonnées ne présentent pas de relation significative avec le gradient longitudinal (test de corrélation, n = 7, cor = 0.73, P = 0.06). Néanmoins, ces résultats suggèrent l'existence de gradients dans la composition en éléments traces le long du continuum amont-aval de la Loire, ainsi qu'avec les principaux affluents. Cette variabilité spatiale peut être mise à profit pour reconstituer les mouvements des silures en utilisant les variations de signatures élémentaires sur les otolithes.

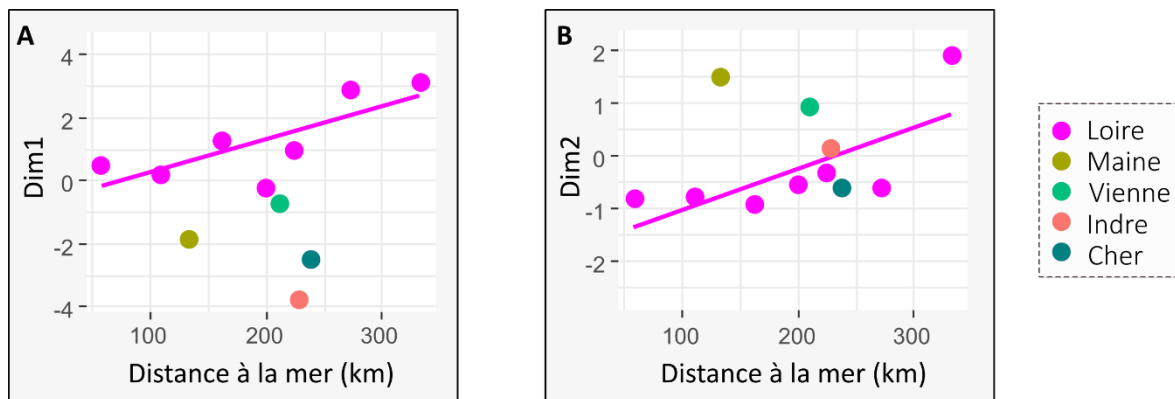


Figure 4 : Relations entre les coordonnées des sites sur A) la première dimension de l'ACP et B) la seconde dimension de l'ACP et la distance à la mer.

3.2. Histoire de vie des silures

3.2.1. Relation taille-âge des silures

Les silures capturés mesuraient entre 95 et 251 cm, pour un poids compris entre 5.1 et 92.0 kg et un âge estimé entre 7 et 33 années. La taille des silures augmente de manière linéaire avec l'âge des poissons ($TL = 73.2 + 5.0 \times AGE$, $R^2 = 0.47$, $P < 0.001$) et suggère une croissance continue des individus (Figure 5).

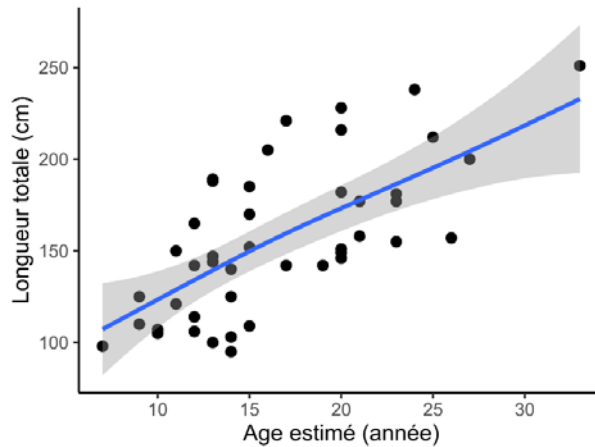


Figure 5 : Relation entre la taille (cm) et l'âge estimé des silures sur le bassin de la Loire (n = 44).

3.2.2. Stratégies trophiques des silures

Les stratégies trophiques des silures ont été définies sur la base des ratios en isotopes stables du carbone ($\delta^{13}C$) et de l'azote ($\delta^{15}N$) quantifiés dans les muscles. Les valeurs de $\delta^{15}N$ variaient entre 13.4 et 18.4, ce qui suggère une variabilité dans la position trophique, avec des individus présentant une gradation entre un régime alimentaire omnivore et piscivore. Les valeurs de $\delta^{13}C$ des silures variaient entre -27.1 et -18.1, ce qui indique une variabilité dans l'origine des proies ingérées ; les signatures en $\delta^{13}C$ d'un prédateur de proies d'origine marine étant plus élevées que celle quantifiée chez un prédateur de proies dulçaquicoles (Figure 6). Bien qu'appartenant au groupe des amphihalins, les anguilles et les muets analysés dans cette étude présentent des signatures d'eau douce ce qui suggère un temps de résidence significatif en rivière avec une consommation de nourriture (stade anguille jaune et muets présents depuis plus d'un mois). Les silures de moins de 125 cm présentaient tous des signatures en $\delta^{13}C$ caractéristiques de consommateurs de proies d'eau douce (i.e. < 22.0 ‰) ce qui suggère une faible contribution, voir une absence, des proies amphihalines dans leur régime alimentaire. En revanche, les signatures en $\delta^{13}C$ des individus de plus de 125 cm se ségrègent en deux groupes distincts (Figure 6). Le premier groupe est caractérisé par des valeurs faibles de $\delta^{13}C$, suggérant une contribution dominante des proies d'eau douce dans le régime alimentaire. A l'inverse, le second groupe présente des valeurs plus élevées de $\delta^{13}C$, ce qui indique une contribution dominante des proies amphihalines. Il est intéressant de noter l'absence d'individus présentant des signatures intermédiaires de $\delta^{13}C$ entre les deux groupes, notamment pour les individus capturés en 2013 (Figure 6). Ce résultat suggère une spécialisation trophique des silures vis-à-vis des proies d'eau douce ou amphihalines, durant la période d'occurrence des espèces amphihalines.

Sur la base de ces observations, trois stratégies ont été définies : 1) les petits individus (TL < 125cm) se nourrissant essentiellement de proies dulçaquicoles, 2) les gros individus (TL > 125cm) se nourrissant essentiellement de proies dulçaquicoles, et 3) les gros individus (TL > 125cm) se nourrissant essentiellement de proies anadromes.

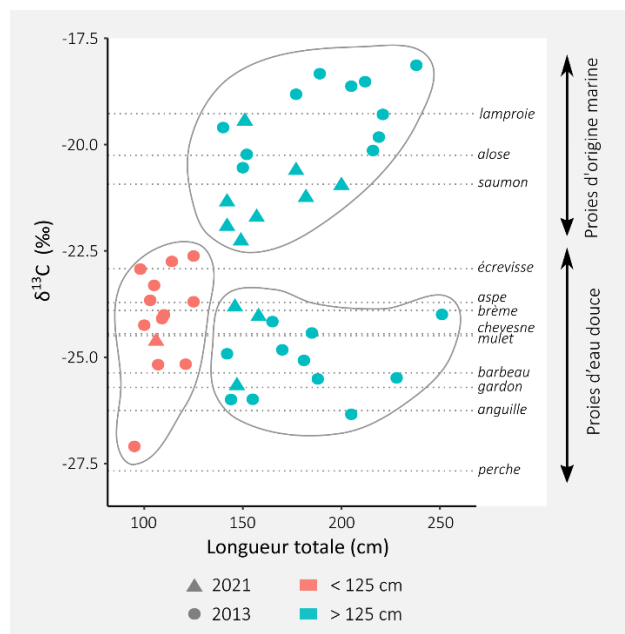


Figure 6 : Signatures en $\delta^{13}C$ des silures capturés sur le bassin de la Loire en fonction de leur taille (cm). Les signatures moyennes des proies potentielles sont représentées par lignes pointillées horizontales. Les trois groupes trophiques ont été délimités manuellement sur le graphique.

3.3. Analyse des déplacements

Les profils élémentaires ont été utilisés afin de retracer les mouvements des silures au cours de leurs vies, de l'éclosion jusqu'à la date de capture. Parmi les 7 éléments analysés, seul le lithium présentait des taux moyens de détection très faibles, inférieurs à 2 % sur les profils (Tableau 2). Cet élément a donc été écarté des analyses.

Tableau 2 : Taux de détection des sept éléments quantifiés le long des transects des otolithes de silures.

Élément	Pourcentage de détection		
	Moyenne	Minimum	Maximum
^{138}Ba	100%	100%	100%
^7Li	1%	0%	21%
^{24}Mg	100%	100%	100%
^{55}Mn	98%	66%	100%
^{208}Pb	65%	0%	100%
^{86}Sr	100%	100%	100%
^{66}Zn	80%	0%	100%

3.3.1. Caractérisation des signatures marginales

Pour chaque individu, les signatures marginales des otolithes (10µm à partir de la bordure) ont été comparées en fonction des sites de capture afin d'identifier les ratios élémentaires présentant des variations spatiales au sein du bassin versant. Trois ratios élémentaires ont présenté des variations significatives en fonction de la distance à la mer : le magnésium, le manganèse et le plomb (Tableau 3). Ce résultat suggère l'existence d'une structuration spatiale dans les concentrations de ces éléments le long du gradient amont-aval du bassin de la Loire (Figure 7). Ces trois éléments ont donc été retenus pour la suite des analyses, alors que les quatre autres ont été exclus car aucune preuve ne permet de soutenir leurs pertinences pour mettre en évidence des changements d'habitat sur la Loire.

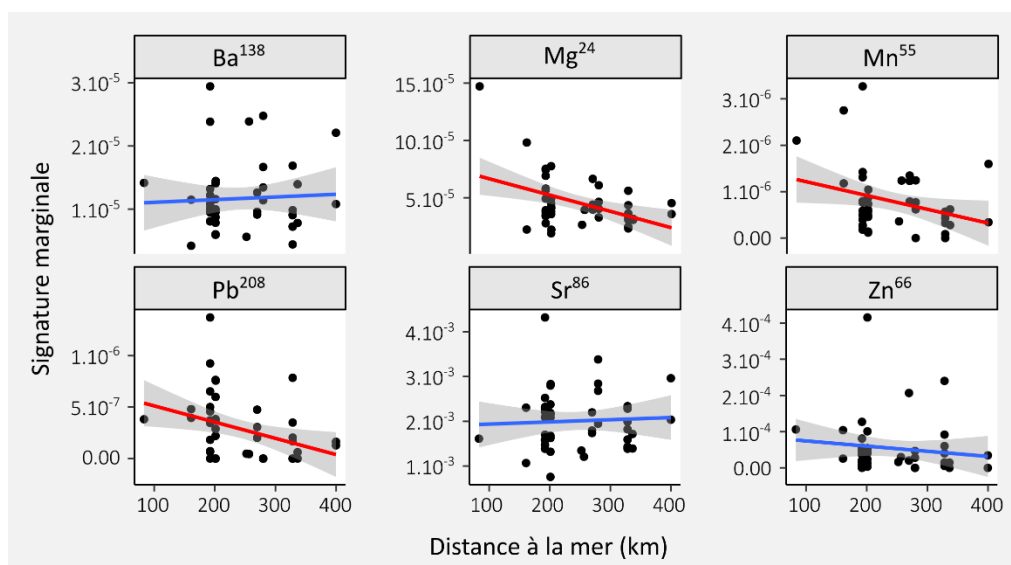


Figure 7 : Relations linéaires entre la signature marginale des otolithes de silures et la distance à la mer sur le bassin de la Loire. Les relations significatives sont représentées par des lignes rouges.

Tableau 3 : Tests de corrélations entre la signature marginale des otolithes de silures et la distance à la mer sur le bassin de la Loire. Les valeurs significatives sont présentées en gras.

Élément	r	CI 95%	P-value
¹³⁸ Ba	0.05	-0.25 / 0.34	0.736
⁷ Li	-	-	-
²⁴ Mg	-0.43	-0.64 / -0.16	0.003
⁵⁵ Mn	-0.30	-0.55 / -0.01	0.041
²⁰⁸ Pb	-0.36	-0.59 / -0.07	0.016
⁸⁶ Sr	0.05	-0.25 / 0.34	0.738
⁶⁶ Zn	-0.13	-0.41 / 0.17	0.391

3.3.2. Segmentation des profils

Les ratios élémentaires en magnésium, manganèse et plomb mesurés sur les profils des otolithes ont ensuite été utilisés afin de segmenter les profils des individus en phases homogènes. Dans un premier temps, une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée afin de réduire le nombre de

dimensions utilisées lors du processus de segmentation. Les deux premiers axes de l'ACP expliquaient respectivement 58.9 et 28.7 % de la variabilité totale (Figure 8a). La première dimension reflétait essentiellement les variations du Mg^{24} et du Pb^{208} , alors que la seconde dimension était plutôt corrélée aux fluctuations du Mn^{55} . Les coordonnées des deux premiers axes de l'ACP ont ensuite été utilisées afin de segmenter chaque profil individuel (Figure 8b).

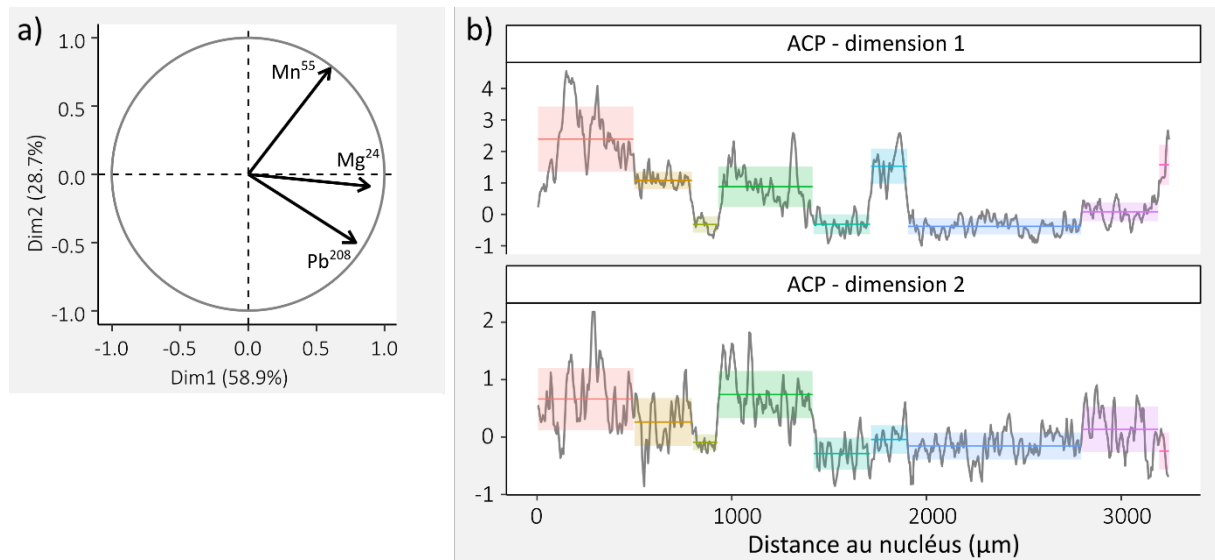


Figure 8 : a) Cercle des corrélations de l'analyse en composante principale réalisée à partir des mesures de ratios élémentaires sur les otolithes de silure du bassin de la Loire. b) Exemple de segmentation d'un profil élémentaire à partir des coordonnées sur les deux premiers axes de l'ACP. Les segments homogènes sont représentés par des couleurs différentes et sont supposés refléter des phases sédentaires au sein d'habitats distincts.

3.3.1. Déplacement au cours de l'ontogénie

La segmentation des profils élémentaires a permis de mettre en évidence entre 3 et 12 changements d'habitats en fonction des individus. La proportion d'individus réalisant des déplacements entre habitats variait au cours de la vie des individus (Figure 7Figure 9), avec une proportion plus élevée durant les cinq premières années (entre 50 et 75% des poissons). Les silures de plus de 8 ans présentaient une plus forte tendance à la sédentarité avec des proportions annuelles d'individus en mouvement généralement inférieures à 20%.

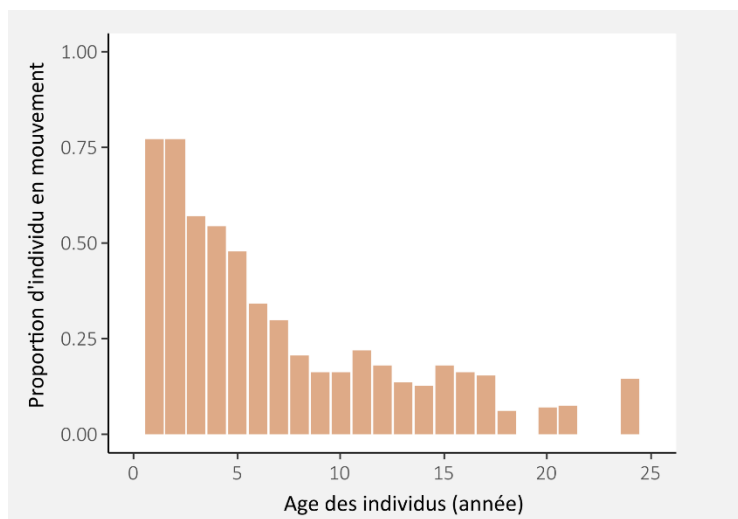


Figure 9 : Proportion de silures réalisant des déplacements en fonction des classes d'âge sur le bassin de La Loire. Les déplacements ont été inférés à partir des variations dans les signatures microchimiques des otolithes.

3.3.2. Mobilité et sédentarité en fonction des stratégies trophiques

Le nombre moyen de déplacement annuel variait entre 0.11 et 1.28 selon les individus, et variait significativement en fonction de la taille des individus (Test de Kruskal-Wallis, $n = 44$, $z = 17.3$, $P < 0.001$). Les silures < 125 cm réalisaient en moyenne 0.79 déplacements par année, alors que les gros individus étaient moins mobiles et ne présentaient pas de différences significatives entre les silures prédateurs d'espèces amphihalines et ceux consommant des poissons d'eau douce (Figure 10).

La durée moyenne et la durée maximale de résidence dans un habitat fluctuaient de manière similaire en fonction des groupes trophiques des silures > 125 cm (Figure 10). Dans l'ensemble, les silures de petites tailles présentaient des durées plus faibles pour ces deux métriques, suggérant une plus faible sédentarité des individus. Les durées moyennes (Test de Kruskal-Wallis, $n = 44$, $z = 13.4$, $P = 0.001$) et maximale (Test de Kruskal-Wallis, $n = 44$, $z = 11.7$, $P = 0.002$) de résidence étaient significativement plus longues pour les silures > 125 cm, mais ne présentaient pas de différences en fonction des stratégies trophiques (Figure 10).

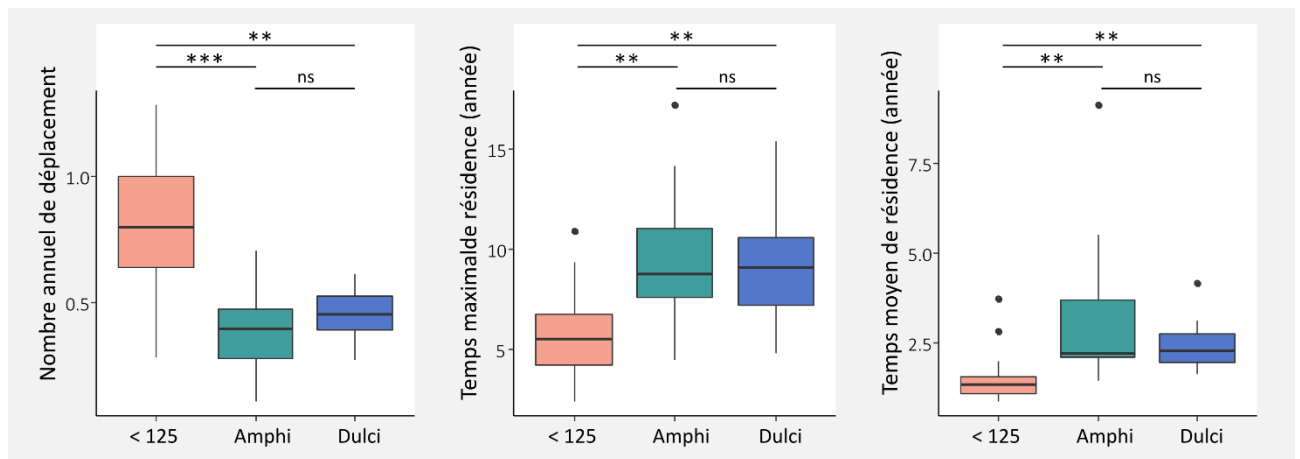


Figure 10 : Variabilité des niveaux de mobilité et de sédentarité des silures du bassin de la Loire en fonction des stratégies trophiques. Le nombre moyen de déplacement annuel, le temps de résidence maximal et le temps de résidence moyen ont été inférés à partir des variations dans les signatures microchimiques des otolithes. Les différences significatives mis en évidence par les tests post-hocs de Dunn sont présentés pour chaque paire de stratégies trophiques. $P < 0.001$: ***, $P < 0.01$: ** ; $P < 0.05$: *, $P > 0.05$: ns.

4. Discussion

L'existence d'une variabilité spatiale dans la composition chimique de l'eau au sein du réseau hydrographique est un prérequis à la reconstruction des histoires de vie des poissons sur la base de la microchimie des otolithes (Secor et al. 1995; Campana 1999). Dans le cadre de cette étude, les analyses d'eau ont été réalisées à l'automne 2021 sur 11 sites ont démontré une variabilité dans la composition en éléments traces entre la Loire et ses principaux affluents, mais également le long du cours principal. Ce résultat suggère que le réseau hydrographique de la Loire présente un contexte approprié pour analyser les déplacements des poissons sur la base de la microchimie des otolithes. Il est possible que les activités humaines sur le bassin de la Loire contribue à influencer les signatures chimiques de l'eau. Néanmoins, la stabilité temporelle des signatures en fonction des saisons et des contextes hydrologiques devrait être confirmée par une série de mesures afin de s'assurer que les signatures des sites ne se chevauchent pas en fonction des débits des cours d'eau. L'intégration de cet aspect temporel n'a pas pu être considéré dans le cadre de ce projet.

En complément des analyses d'eau, l'analyse des signatures chimiques sur les bords marginaux des otolithes de silure a également confirmé l'existence de variations élémentaires le long du gradient amont-aval de la Loire. Cette approche est couramment utilisée pour caractériser les signatures des sites en se basant sur le postulat que les signatures marginales reflètent la composition chimique intégrée sur le site ou le poisson a été capturé (e.g. Teichert et al. 2018, 2022). Dans cette étude, il n'a malheureusement pas été possible d'échantillonner des poissons sur l'ensemble des affluents afin de caractériser leurs signatures microchimiques à partir des otolithes. Il n'a donc pas été possible de vérifier si des variations de la composition chimique des otolithes sont induites par des déplacements dans des affluents de la Loire. Les poissons analysés, essentiellement issus de collections historiques, ont été capturés sur le cours principal de la Loire, et le nombre réduit de silures issus de la Vienne et de la Creuse n'était pas suffisant pour caractériser la signature des sites. En conséquence, nous avons été contraints

de mettre place une approche non spatialement explicite, pour laquelle les déplacements des individus ont été inférés par des variations dans la microchimie des otolithes, mais non repositionnés spatialement au sein du réseau hydrographique. En effet, les quantités de trois éléments chimiques (^{24}Mg , ^{55}Mn et ^{208}Pb) présentaient des variations spatiales le long du gradient amont-aval de la Loire et cette propriété a été utilisée pour reconstituer les mouvements des silures. Dans ce contexte, les variations de ces éléments sur un transect d'otolithe sont supposées refléter des changements de secteurs ou d'habitats chimiques le long de l'axe de la Loire, mais ne peuvent pas être spatialement localisés.

Dans l'ensemble, cette première approche, essentiellement basée sur des tissus conservés en collection, a permis de mettre en évidence un très fort taux de sédentarité des silures de la Loire, avec, en moyenne, 0.53 déplacements par année. Néanmoins, les résultats démontent des différences de mobilité en fonction de l'ontogénie des silures. Bien que très faible, la proportion d'individus mobiles est de l'ordre de 75% de la population durant les deux premières années de vie, puis la proportion décroît progressivement jusqu'à moins de 20% à partir de 8 ans. Ce résultat indique que les jeunes individus ont une tendance à la dispersion durant les premières années de vie, possiblement en lien avec la disponibilité en habitats favorables et en ressources trophiques. Il est possible que les capacités de compétition augmentent avec l'âge (et la taille) des individus, de sorte que les grands silures soient plus à même de se maintenir sur un secteur défini, même en présence d'une pression de compétition. Cette tendance a été confirmée par l'analyse des métriques de déplacements des individus < 125cm qui présentent globalement des nombres moyens de déplacements annuels inférieurs aux poissons de plus de 125 cm, ainsi que des temps de résidence plus faible dans les habitats.

Dans cette étude, trois groupes trophiques ont été déterminés sur la base des signatures en isotopes stables du carbone. L'analyse des isotopes stables des individus capturés en 2013 a déjà fait l'objet d'une analyse approfondie par l'université de Tours, l'AAPPBLB et l'AADPPMFEDLA (Belhamiti and Boisneau 2015), qui a permis de mettre en évidence la contribution de proies amphihalines dans le régime alimentaire des silures de grande taille. L'observation des signatures individuelles en $\delta^{13}\text{C}$, suggère une spécialisation saisonnière des individus > 125 cm durant la période d'occurrence des espèces amphihalines (printemps et été). En effet, deux groupes de signatures en $\delta^{13}\text{C}$ se distinguaient clairement alors que les poissons ont été capturés sur un même secteur de rivière. Cette spécialisation temporelle vis-à-vis des proies d'eau douce ou amphihalines apparaissait plus stricte en 2013 qu'en 2020, année pour laquelle les individus prédateurs de proies d'origines marines présentaient des signatures en $\delta^{13}\text{C}$ légèrement plus faibles. Il est possible que le déclin du recrutement des espèces amphihalines durant les dix dernières années sur le bassin de la Loire explique, en partie, la diminution de la contribution des proies d'origine marine dans le régime alimentaire de ces individus.

Bien que le régime trophique conditionne en partie les déplacements des individus amenés à rechercher des proies, les niveaux de mobilité et de sédentarité des silures ne présentaient pas de différence en fonction des stratégies trophiques. Ce résultat suggère que l'activité de recherche de proies, même saisonnière, tel que la présence de poissons amphihalins, ne semble pas associée à un déplacement vers un autre secteur de rivière présentant une signature chimique contrastée. Il est possible que les déplacements associés à la recherche de nourriture s'effectuent sur des échelles spatiales trop restreintes pour être mise en évidence par la microchimie des otolithes. Des approches complémentaires, tel que le suivi des individus par télémétrie, pourraient fournir des informations plus

finies sur l'étendue des niches spatiales utilisées, ainsi que l'utilisation d'habitats spécifiques pendant les phases de nourrissage.

Pour conclure, cette première étude basée sur la microchimie des otolithes de silure a permis de mettre en évidence des variations de composition chimique le long des transects d'otolithes. Ces variations peuvent être interprétées comme des changements de secteurs de rivière, en lien avec la modification de la chimie de l'eau. Bien que cette étude ait pu démontrer l'existence d'une structuration spatiale des éléments traces dans l'eau au sein du réseau hydrographique, des analyses complémentaires devraient être entreprises afin de confirmer la stabilité des signatures dans le temps. De plus, l'échantillonnage de silures capturés dans les différents affluents est un élément indispensable pour mettre en place une approche spatialisée, et inférer plus finement la localisation des habitats traversés au cours de la vie des individus. Malgré l'impossibilité de reconstituer explicitement la diversité des habitats utilisés, cette première approche a permis de mettre en évidence des changements dans le niveau de mobilité des silures au cours de l'ontogénie, suggérant une dispersion plus importante des jeunes stades. Les grands silures présentaient un comportement sédentaire et ne présentaient pas de différence de mobilité en fonction de leurs stratégies trophiques. Par la suite, l'analyse des isotopes stables du strontium (Sr^{87}/Sr^{86}) sur les transects des otolithes de silure pourra permettre de conforter ces résultats sur la base d'indicateurs complémentaires.

L'absence de déplacements sur de grandes échelles liés à la stratégie trophique des individus suggère que la limitation de l'effet de la prédation des Silures sur les diadromes doit s'envisager suivant des actions locales en raison de la faible mobilité des silures. Bien que l'accent devrait être porté au niveau des habitats sensibles ou de blocage, comme les frayères et les barrages, les études de télémétrie sur les lamproies de la Loire ont démontrées une forte perte en ligne ce qui suggère la nécessité de mettre en place des actions à plus large échelle afin d'optimiser l'accès aux sites de reproduction.

5. Références

- Belhamiti, N., and C. Boisneau. 2015. SILURUS: Etude du silure à l'échelle de la Loire en région Pays de la Loire. Rapport AADPPMFEDLA, SMIDAP, AELB, 124p.
- Campana, S. E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **188**: 263–297.
- Crook, D. A., K. Lacksen, A. J. King, and others. 2017. Temporal and spatial variation in strontium in a tropical river: implications for otolith chemistry analyses of fish migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **74**: 533–545.
- Cucherousset, J., A. Acou, S. Blanchet, J. R. Britton, W. R. C. Beaumont, and R. E. Gozlan. 2011. Fitness consequences of individual specialisation in resource use and trophic morphology in European eels. *Oecologia* **167**: 75–84.
- Elsdon, T. S., and B. M. Gillanders. 2006. Temporal variability in strontium, calcium, barium, and manganese in estuaries: implications for reconstructing environmental histories of fish from chemicals in calcified structures. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **66**: 147–156.
- Herzka, S. Z. 2005. Assessing connectivity of estuarine fishes based on stable isotope ratio analysis.

- Estuar. Coast. Shelf Sci. **64**: 58–69.
- Hobson, K. A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* **120**: 314–326.
- Hüssy, K., K. E. Limburg, H. de Pontual, O. R. B. Thomas, P. K. Cook, Y. Heimbrand, M. Blass, and A. M. Sturrock. 2020. Trace element patterns in otoliths: the role of biomineralization. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 1–33.
- Laugier, F., E. Feunteun, C. Pecheyran, and A. Carpentier. 2015. Life history of the Small Sandeel, *Ammodytes tobianus*, inferred from otolith microchemistry. A methodological approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **165**: 237–246.
- Lavielle, M. 1999. Detection of multiple changes in a sequence of dependent variables. *Stoch. Process. their Appl.* **83**: 79–102. doi:10.1016/S0304-4149(99)00023-X
- Patin, R., M. Etienne, E. Lebarbier, S. Chamaillé-Jammes, and S. Benhamou. 2020. Identifying stationary phases in multivariate time series for highlighting behavioural modes and home range settlements. *J. Anim. Ecol.* **89**: 44–56.
- Peterson, B. J., and B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **18**: 293–320.
- Pouilly, M., D. Point, F. Sondag, M. Henry, and R. V Santos. 2014. Geographical origin of Amazonian freshwater fishes fingerprinted by 87Sr/86Sr ratios on fish otoliths and scales. *Environ. Sci. Technol.* **48**: 8980–8987.
- Reis-Santos, P., S. E. Tanner, S. França, R. P. Vasconcelos, B. M. Gillanders, and H. N. Cabral. 2015. Connectivity within estuaries: an otolith chemistry and muscle stable isotope approach. *Ocean Coast. Manag.* **118**: 51–59.
- Rueden, C. T., J. Schindelin, M. C. Hiner, B. E. DeZonia, A. E. Walter, E. T. Arena, and K. W. Eliceiri. 2017. ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. *BMC Bioinformatics* **18**: 1–26.
- Secor, D. H., A. Henderson-Arzapalo, and P. M. Piccoli. 1995. Can otolith microchemistry chart patterns of migration and habitat utilization in anadromous fishes? *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **192**: 15–33.
- Syväranta, J., J. Cucherousset, D. Kopp, A. Martino, R. Céréghino, and F. Santoul. 2009. Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften* **96**: 631–635. doi:10.1007/s00114-009-0511-3
- Tabouret, H., C. Lord, G. Bareille, C. Pécheyran, D. Monti, and P. Keith. 2011. Otolith microchemistry in *Sicydium punctatum*: indices of environmental condition changes after recruitment. *Aquat. Living Resour.* **24**: 369–378.
- Teichert, N., A. Lizé, H. Tabouret, and others. 2022. A multi-approach study to reveal eel life-history traits in an obstructed catchment before dam removal. *Hydrobiologia*. doi:10.1007/s10750-022-04833-9
- Teichert, N., H. Tabouret, R. Lagarde, H. Grondin, D. Ponton, C. Pécheyran, and G. Bareille. 2018. Site fidelity and movements of an amphidromous goby revealed by otolith multi-elemental signatures along a tropical watershed. *Ecol. Freshw. Fish* **27**. doi:10.1111/eff.12396



Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* de grande taille (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Thomas TRANCART^{1*}, Emma ROBIN^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



L'Europe sur le bassin de la Loire, une chance pour tous.

Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Robin, E., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Juge, P., Lamoureux, J., Rault, P., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* de grande taille (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1	CONTEXTE	83
1.1	Le silure glane : une espèce controversée, un contexte particulier	83
1.2	Objectifs : déplacements et activité des silures de grande taille sur le bassin de la Vienne 85	
2	MATERIEL ET METHODES.....	86
2.1	Site d'étude	86
2.2	Protocole expérimental	87
2.2.1	Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques employés	87
2.2.2	Localisation des récepteurs fixes.....	87
2.2.3	Capture des individus	88
2.2.4	Marquage des silures	89
2.2.5	Relève des récepteurs acoustiques	90
2.3	Traitement, conditionnement et analyse de données	90
2.3.1	Validation des données	90
2.3.2	Variables environnementales.....	91
2.3.3	Descripteurs comportementaux	91
3	RESULTATS	94
3.1	Biométrie.....	94
3.2	Conditionnement et nettoyage des données	94
3.3	Déplacements	95
3.4	Densités.....	97
3.5	Dispersion.....	99
3.6	Variation saisonnière	102
4	DISCUSSION	108
4.1	Déplacements et densités.....	108
4.1.1	Des mouvements limités	109
4.1.2	Hétérogénéité spatiale des distributions : agrégation d'individus	110
4.1.3	Des variations saisonnières de densité	110
4.1.4	Lien entre mouvements et température.....	110
4.2	Accélération	110
4.2.1	Effet géographique	111

4.2.2	Effet de la température	112
4.3	Dispersion.....	113
4.4	Mortalités observées de deux individus suivis	113
5	CONCLUSIONS.....	114
6	BIBLIOGRAPHIE	114

1 CONTEXTE

1.1 Le silure glane : une espèce controversée, un contexte particulier

Les controverses sur le silure commencent dès les discussions sur ses origines, car différents points de vue sont possibles en fonction de l'échelle historique prise en compte. En Europe, aucune donnée n'est disponible avant le Miocène moyen. Les fossiles les plus anciens de siluridés datent du Miocène supérieur (de -25 à - 6 millions d'années) et proviennent de deux sites distincts :

- un site dans le bassin du Danube (Gaudant, 1994) ;
- un site en Ardèche dans le bassin du Rhône (Mein et al., 1983).

C'est cette dernière observation qui est à l'origine d'une des discussions actuelles, à savoir le caractère indigène ou non du silure en France. Pour certains, la présence des silures sur le Rhône à cette époque lui confère le statut d'espèce indigène dans ce bassin, et donc en France, et ainsi réfute le terme d'espèce exotique ou d'espèce non-indigène.

En tout état de cause, jusqu'à la fin de la dernière glaciation au Néolithique (-15000 ans), le silure ne subsistait plus que dans le Sud-Est de l'Europe : Danube, mer Noire et mer Caspienne. Ces régions sont considérées de nos jours comme le berceau de la nouvelle expansion du silure vers l'Europe du Nord et de l'Ouest (Proteau & Schlumberger, 2008).

Une seconde controverse existe sur la nature de sa ré-introduction moderne. Ainsi, si une partie de l'expansion a pu avoir lieu naturellement via les canaux du Rhin et du Rhône, une partie de l'expansion semble liée à l'aquaculture et à la pêche (Copp et al., 2009; Cucherousset et al., 2018), mais il semble difficile d'établir les vecteurs principaux d'introduction pour chacun des bassins.

Enfin, une dernière controverse existe sur l'impact environnemental de cette espèce, notamment dans les bassins versants où elle a été ré-introduite. Dans une méta-analyse, basée sur plus de 10 000 échantillonnages, sur 500 sites et sur 20 ans, le silure n'apparaît pas comme responsable aux échelles nationales d'une large chute des assemblages de poissons (Guillerault, Boulêtreau, & Santoul, 2019). Dans une partie comparative « Avant / Après » de l'étude, il a été démontré un impact du silure sur la richesse spécifique, la diversité, la biomasse totale et la densité du cortège ichtyofaunique mais d'un niveau modéré à faible. Dans une seconde partie comparative, cette étude ne montre pas de différence significative entre bassins avec silures et bassins sans silures, avec même une richesse spécifique de l'ichtyofaune supérieure dans les bassins avec des silures. En revanche, l'impact du silure est bien confirmé sur certaines espèces particulières, comme notamment les migrateurs amphihalins. Ainsi, le laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement de l'université de Toulouse III a déjà démontré un impact fort du silure sur les lamproies marines en migration de reproduction dans la Garonne et la Dordogne, avec un taux de prédation de 80 % (Boulêtreau et al., 2020). L'impact sur les saumons a aussi été démontré au niveau du barrage de Golfech, sur la Garonne, avec un taux de prédation de 35 % (Boulêtreau et al., 2018). Enfin, sur les aloses, en Garonne, il a été démontré que 12 à 37 % des actes de reproduction étaient interrompus par une attaque de silure (Boulêtreau et al., 2021).

En France, le terme de nuisible pour une espèce animale renvoie à l'article R432.5 du code rural, et définit ces espèces comme « susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques dans les

eaux ». Le silure glane n'est pas considéré comme nuisible au regard de cet article, puisque seuls le poisson-chat *Ameiurus melas* et la perche soleil *Lepomis gibbosus* le sont.

La perception du silure par les différentes communautés et usagers n'est pas la même, en raison de la nature du lien qui les relie à cette espèce.

Ainsi, le silure peut être considéré comme :

- une espèce d'intérêt récréatif, voire une espèce « trophée » ;
- une espèce d'intérêt commercial ;
- une espèce invasive affectant la biodiversité avec un impact ressenti sur des espèces commerciales, de loisirs ou patrimoniales / listées.

Il apparaît donc que le silure interagit avec différentes sphères vitales des sociétés modernes, telles que le travail, les loisirs et l'environnement.

Les controverses sur le silure sont aussi accentuées par un paradoxe : il existe un réel décalage entre la sphère publique qui se passionne pour ce sujet, la presse grand public qui le traite fréquemment (150 articles sur le silure en 2022), et les études scientifiques le concernant qui sont pour l'instant peu nombreuses.

Le silure a aussi un côté sensationnel, lié à sa morphologie générale. Récemment, une étude a été réalisée sur le niveau d'empathie et de compassion ressenties par les humains envers différentes espèces animales. Il apparaît que plus une espèce est proche phylogénétiquement de l'espèce humaine, plus il est facile de ressentir de l'empathie ou de la compassion pour cette espèce (Miralles, Raymond, & Lecointre, 2019). Il a aussi été démontré que l'espèce humaine tendait à considérer une espèce animale comme « belle » si cette espèce reprenait les attributs physiques de nos propres juvéniles, c'est-à-dire des nourrissons et jeunes enfants humains (Borgi & Cirulli, 2016). Le silure, avec sa tête carrée, sa large mâchoire et ses minuscules yeux a donc tous les attributs pour ne pas être considéré comme « beau » par l'espèce humaine, et son éloignement phylogénétique est aussi un frein à l'empathie et à la compassion pour cette espèce.

L'émotion suscitée par cette espèce, renforcée par ces paradoxes et ces controverses, conduit souvent à l'exacerbation de paradigmes, qui nécessiteraient d'être confrontés à la réalité scientifique.

Il apparaît donc, à la vue de cette synthèse bibliographique, qu'il est nécessaire de :

- vérifier si les premières observations localement réalisées dans le Sud-Ouest de la France se confirment sur le bassin de la Loire, ou bien si ce bassin réagit de manière différente ;
- continuer à fournir des données biologiques de qualité sur l'écologie et la biologie générale de cette espèce.

L'étude GlanisPoMi « Etude globale de l'impact potentiel du silure glane *Silurus glanis* sur les populations de migrateurs amphihalins du bassin de la Loire » a donc été proposée et réalisée dans le but de répondre à ces deux questions.

1.2 Objectifs : déplacements et activité des silures de grande taille sur le bassin de la Vienne

L'étude GlanisPoMi est une étude de grande ampleur, comportant de nombreux volets et faisant appel à de nombreux spécialistes dans leurs domaines, que ce soit lié à des modèles biologiques (silures, lamproies, anguilles), à des méthodes (télémétrie, analyses isotopiques, analyses génétiques, otolithométrie, taxonomie) ou à des zones (bassin de la Loire, bassin de la Vienne).

Pour étudier l'impact potentiel d'une espèce sur une (ou plusieurs) autre(s) espèce(s), deux approches différentes sont possibles (**Figure 1**).

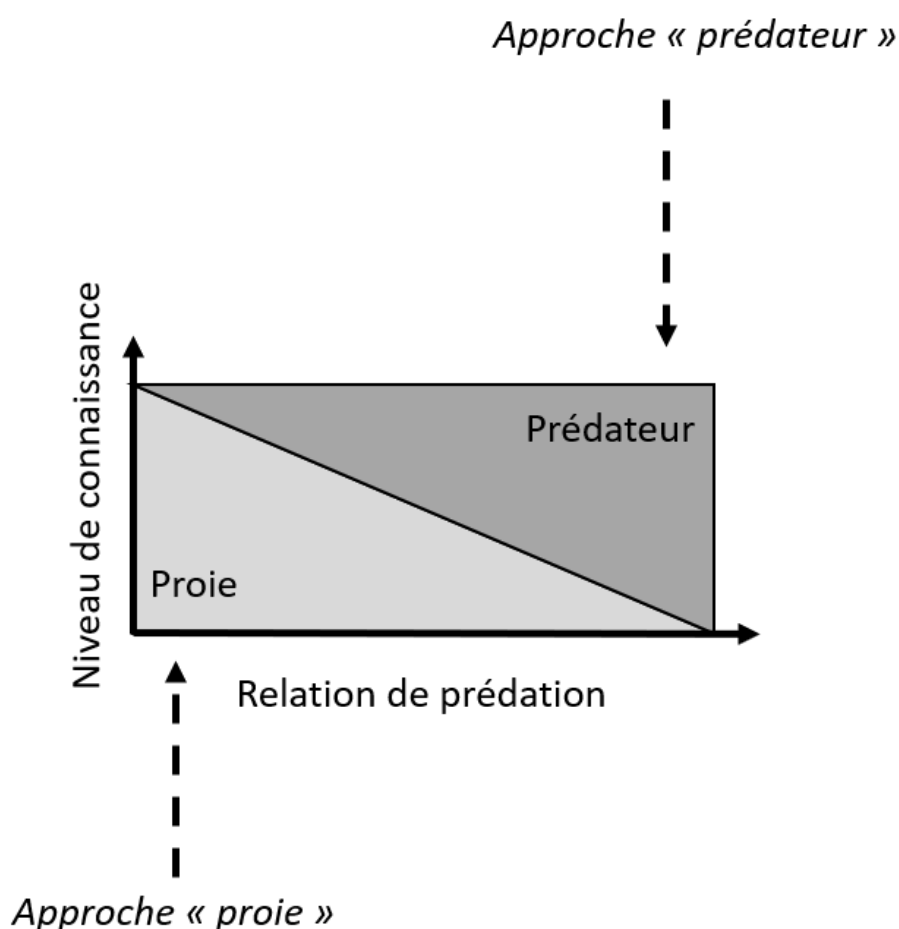


Figure 1 : Schéma conceptuel des analyses de relation Proie – Prédateur. Deux types d'approches sont classiquement utilisées : les approches « prédateur » et les approches « proie ».

En choisissant une approche centrée sur les espèces proies, l'impact sur ces espèces sera précisément connu. Dans un exemple de télémétrie centré sur une espèce « proie », le pourcentage de la population prédatée, ainsi que les dates et donc les vitesses de prédation, et les localisations par exemple seront accessibles. En revanche, un faible niveau d'information sur l'espèce prédatrice sera apporté. Dans le même exemple, il ne sera pas possible par exemple de savoir quel est le taux de l'espèce « prédateur » à avoir consommé l'espèce « proie ».

En revanche, en centrant l'étude sur l'espèce « prédatrice », l'information sur l'impact au niveau des espèces proies sera moins précise. L'analyse des contenus stomacaux par exemple fournira un nombre d'individus prédatés pour chaque espèce de proie, mais sans aucune notion de représentativité de ce prélèvement sur la population totale. En revanche, une telle approche fournira d'autres informations sur l'espèce prédatrice, qui pourront être utiles notamment pour fournir une gamme de réactions. Dans le même exemple, il sera par exemple possible de connaître les taux de vacuité, les autres espèces consommées, les heures de prédation, etc.

Il apparaît donc judicieux de combiner ces deux approches différentes afin d'avoir une vision la plus globale possible des relations entre proies et prédateurs. C'est dans cette optique que l'étude GlanisPoMi a été construite.

Ainsi, cette partie de l'étude GlanisPoMi est centré sur le silure glane, afin d'apporter des éléments que des études ciblées sur les proies ne pourraient apporter seules. Dans le présent volet, il sera traité des déplacements et de l'activité des « silures de grande taille (> 120 cm) ». Ces déplacements, et les patrons d'activité pourraient en effet donner des informations relatives qui permettront une meilleure compréhension de l'impact global du silure glane sur des espèces proies, notamment les espèces amphihalines.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Site d'étude

Le site d'étude a été choisi en fonction de deux critères principaux : la présence de silures et la présence de migrateurs amphihalins. Le sous-bassin de la Vienne, dans le bassin de la Loire, s'est révélé être un site particulièrement bien adapté. En effet, ce bassin abrite les plus fortes concentrations en lamproies marines *Petromyzon marinus* et en aloses (surtout *Alosa alosa*) du bassin de la Loire. Cette zone abrite aussi une population de mulets (*Chelon ramada*). Enfin, Cette zone est aussi caractérisée par la présence du silure. L'étude s'est donc déroulée au niveau de la confluence entre la Vienne et la Creuse, jusqu'aux barrages de Descartes sur la Creuse et Châtellerault sur la Vienne (**Figure 2**).

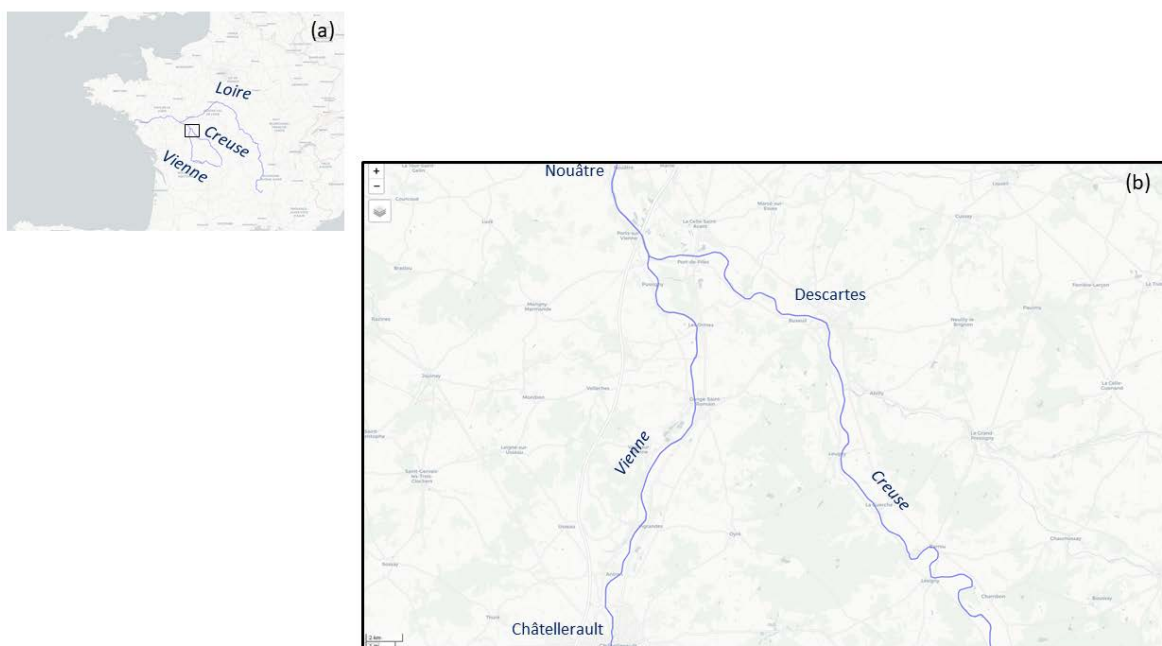


Figure 2 : Localisation générale du site d'étude (a) et vue centrée sur le site d'étude (b). Les rivières sont indiquées en italique, et les principales villes du site d'étude en police normale.

2.2 Protocole expérimental

2.2.1 Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques employés

Dans cette étude, les silures ont été suivis dans le milieu naturel à l'aide d'émetteurs acoustiques implantés dans leur cavité générale (Thelma Biotel ADT-HP13, 69 kHz, 42.8 mm de long, 13 mm de diamètre, 14.4 g, 156 dB). Ces marques étaient équipées de capteurs de température (1/10 °C de précision), de pression (proxy de la profondeur, précision de 5 cm) et d'accélération (mesuré en m/s^2 , précision de $0.1 m/s^2$). Le délai moyen inter-émissions était de 30 secondes, pour une durée de vie supérieure à 12 mois.

Les signaux acoustiques issus de ces émetteurs ont été enregistrés par des récepteurs acoustiques (Thelma Biotel TBR-700 69 kHz) qui peuvent être installés dans le milieu naturel d'une manière totalement autonome pendant plus de 12 mois.

2.2.2 Localisation des récepteurs fixes

Un réseau de 28 récepteurs acoustiques a été déployé sur la Vienne, depuis le barrage de Châtelleraut jusqu'à Nouâtre, et depuis le barrage de Descartes sur la Creuse jusqu'à sa confluence avec la Vienne (**Figure 3**). Les hydrophones ont été positionnés régulièrement (un hydrophone / 2 km sur la Creuse et la Vienne aval et un récepteur / 3 km sur la Vienne amont) sur le site d'étude afin d'évaluer de façon spatio-temporelle les déplacements et les comportements des silures, sur tous les types de faciès.

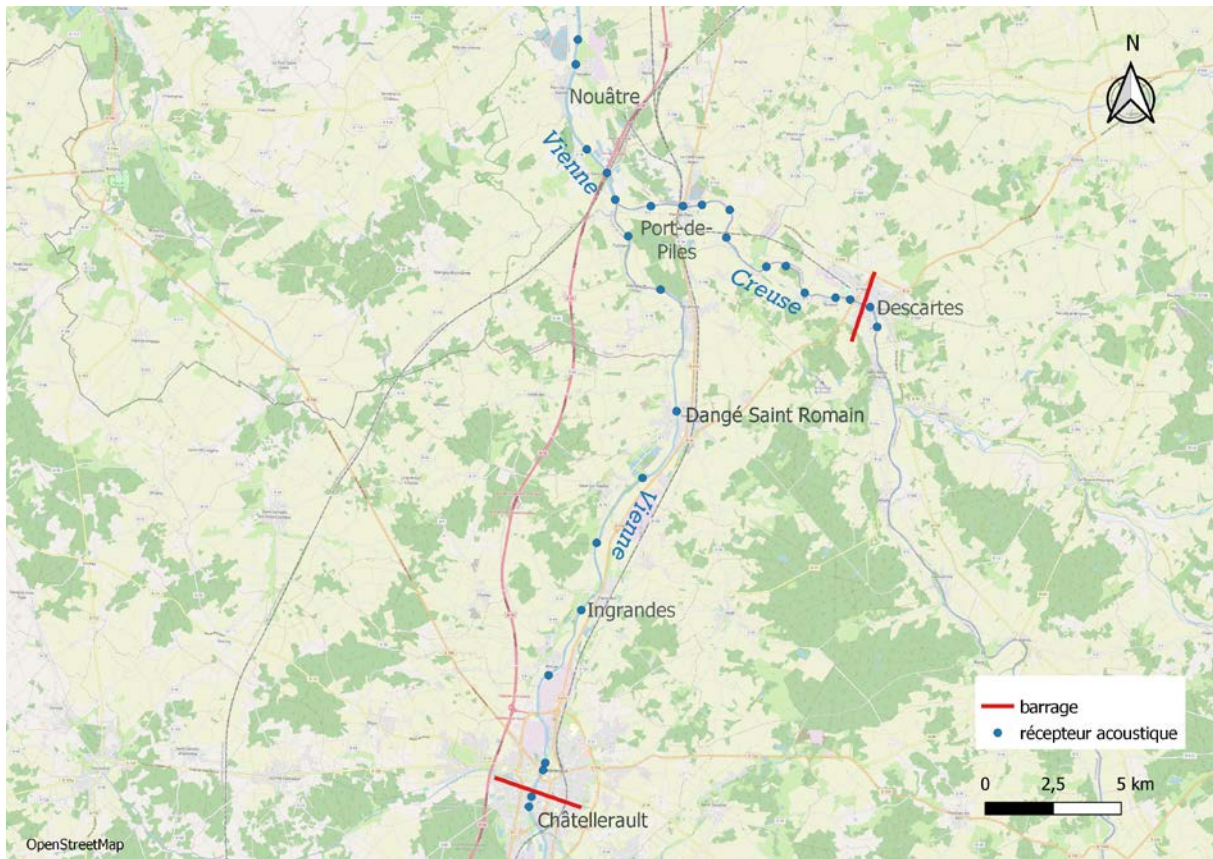


Figure 3 : Localisation des récepteurs acoustiques sur la zone d'étude Vienne – Creuse.

Pour évaluer l'impact des deux barrages de la zone d'étude (Descartes et Châtelleraut) sur les déplacements des silures, un effort dans la couverture spatiale des récepteurs a été apporté sur ces deux barrages, avec deux récepteurs localisés en amont et en aval direct de chacun des deux ouvrages. Un des clapets du barrage de Descartes s'est rompu le 14 juillet 2021, date à laquelle l'ouvrage a été considéré transparent.

Pour chacune des zones où un récepteur acoustique a été placé, une attention toute particulière a été apportée afin de décrire précisément l'environnement et les habitats autour de ce récepteur. Cette description a été réalisée par les opérateurs lors de la pose des récepteurs, puis confirmée a posteriori par les membres du consortium connaissant bien la zone.

2.2.3 Capture des individus

Les silures suivis dans cette étude ont été capturés sur l'ensemble de la zone d'étude par les fédérations de pêche départementales locales (FD86 et FD 37) et des pêcheurs professionnels. L'échantillonnage a été effectué afin de couvrir un maximum de zones différentes sur le site d'étude, et afin d'éviter une trop grande concentration d'individus marqués sur la même zone, ce qui pourrait provoquer des interférences dans les signaux acoustiques. Les silures ont été capturés majoritairement en pêche au cordeau (29 individus), mais aussi en pêche à la ligne (neuf individus),

du 30 mars au 29 avril. Pour les cordeaux, les temps de relève ont été adaptés afin de réduire au maximum le stress lié à la capture (3 à 4 h en journée, 3 à 9 h la nuit). La majorité des silures adultes a été pêché et relâché en Creuse (20 individus) et en Vienne amont (16 individus). Deux individus seulement ont été capturés en Vienne aval. Quatre sessions de capture - marquage ont eu lieu du 30/03/2021 au 29/04/2021 (un individu le 30 mars - un individu le 08 avril - 16 individus du 13 au 16 avril - 20 individus du 28 au 29 avril).

2.2.4 Marquage des silures

Le marquage des individus s'est effectué à proximité direct des lieux de capture. Les individus ont été transportés dans des sacs de transport permettant une humidification permanente. Les individus à marquer ont ensuite été sélectionnés afin d'éviter les individus présentant des pathologies, des plaies importantes ou des tailles inférieures à 120 cm. Les 38 silures ainsi sélectionnés ont été marqués avec des émetteurs acoustiques placés dans la cavité péritonéale par insertion chirurgicale sous anesthésie générale (Aquacen Benzocaina, 80 mg.l⁻¹). Les individus ont ensuite été transférés dans un bac de réveil individuel jusqu'à dissipation de tout effet de l'anesthésiant, puis encordés dans la rivière, jusqu'au moment de leur relâche dans le milieu naturel. Les émetteurs utilisés ne dépassaient pas 2 % du poids total de l'individu marqué, comme classiquement recommandé (Winter, 1996). Le protocole chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2019), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux. Les 38 silures marqués ont été relâchés sur leur lieu de capture (**Figure 4**).

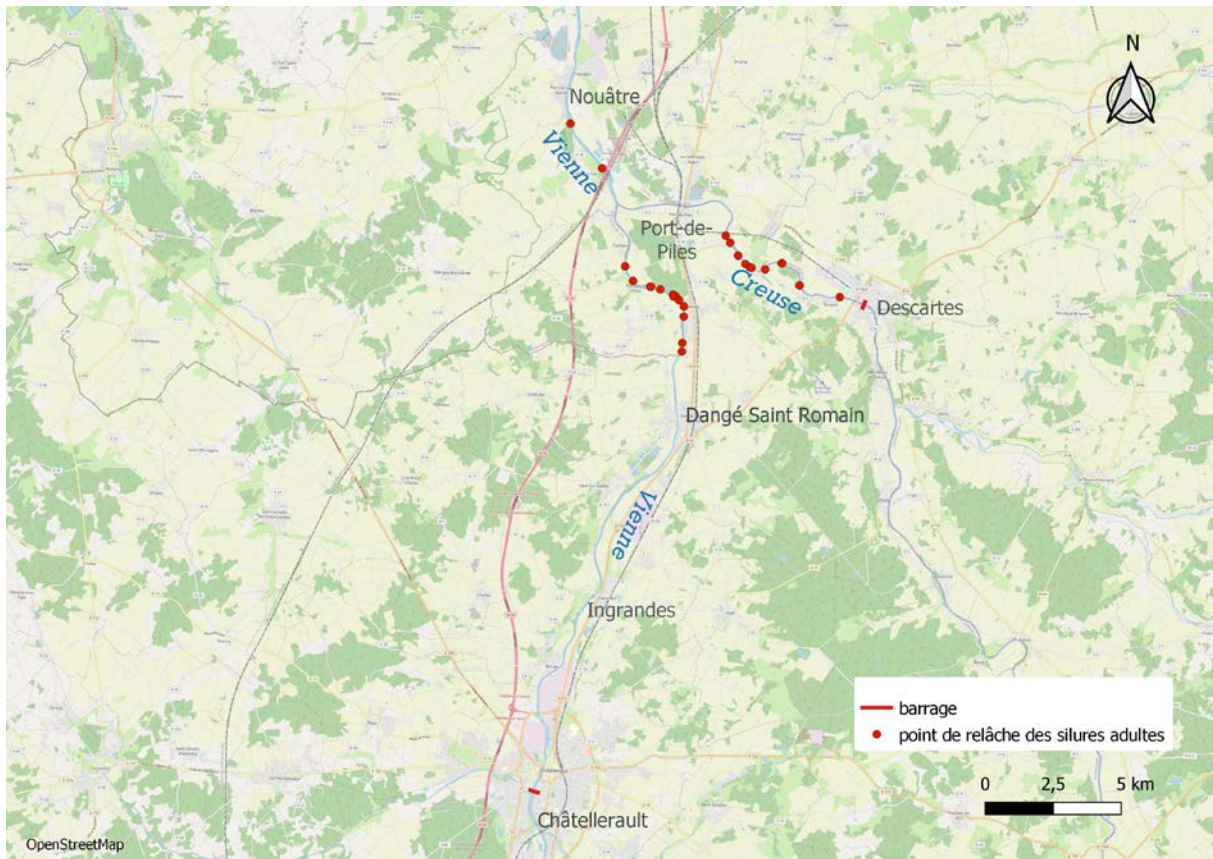


Figure 4 : Localisation des captures-relâches des silures adultes marqués.

2.2.5 Relève des récepteurs acoustiques

Les forts débits d’hiver, les importantes hauteurs d’eau et surtout la turbidité ont créé des difficultés lors de la relève des récepteurs acoustiques. Les récepteurs ont été relevés avec le CETU-Elmis du 27 janvier au 24 mai 2022 (du 17 au 21 janvier pour toute la zone d’étude en aval des barrages – du 27 janvier au 1^{er} février pour l’amont des barrages – du 7 au 9 janvier, des recherches additionnelles ont été réalisées par des plongeurs professionnels MNHN – le 18 mars et le 24 mai, des recherches additionnelles ont été réalisées par des plongeurs amateurs du club de Chinon). Plusieurs récepteurs manquants faisaient encore l’objet de recherches actives en automne 2022.

2.3 Traitement, conditionnement et analyse de données

2.3.1 Validation des données

Dans le cadre de suivis d’individus d’une espèce holobiotique sur une longue période, la question de la survie des individus marqués peut se poser assez rapidement, surtout quand les déplacements et les domaines vitaux sont limités. Pour s’assurer de ne prendre en compte dans les analyses que des données provenant d’individus vivants, trois filtres ont été appliqués afin de supprimer les données douteuses.

2.3.1.1 Filtre « mouvement vers l'amont »

Il est considéré qu'un individu mort ne peut pas faire de mouvement significatif vers l'amont dans les parties non-tidales d'une rivière. Ainsi un déplacement d'un récepteur vers un récepteur plus en amont indique nécessairement que l'individu qui a réalisé ce mouvement était encore vivant au moment de ce déplacement. Toutes les observations précédentes sont donc considérées comme valides.

2.3.1.2 Filtre « accélération »

Les silures suivis dans cette étude ont été marqués avec des émetteurs acoustiques équipés de capteurs d'accélération. En cas d'absence de mouvement, les données issues de ce capteur tendent vers 0. Il a été considéré qu'un individu ayant eu des accélérations supérieures à 1 m/s^2 était toujours vivant au moment de ces accélérations. Cette valeur correspond à un déplacement d'un mètre en une seconde pour un poisson immobile, ce qui a été jugé suffisant pour exclure des accélérations liées à des déplacements de corps inertes sous l'effet du courant. Toutes les observations précédentes sont donc considérées comme valides.

2.3.1.3 Filtre « variations de pressions »

Les émetteurs acoustiques étaient aussi équipés de capteurs de pression, capables de mesurer une profondeur. Cette donnée était fiable et d'une précision de 5 cm. Cette profondeur correspondait à la hauteur d'eau au-dessus de l'émetteur au moment de l'émission du signal acoustique. Il était donc nécessaire de prendre en compte la variation naturelle de la hauteur d'eau dans la rivière, qui entraînerait des variations de pression même sur un capteur posé dans un corps inerte ou immobile. Le niveau d'eau dans la rivière a donc été relevé toutes les heures, et les variations quotidiennes de hauteur d'eau ont été calculées. Ces données ont ensuite été comparées aux variations de profondeur quotidiennes mesurées pour chaque individu. Quand les variations quotidiennes de profondeur étaient supérieures à celles de la rivière, l'individu était considéré comme vivant au moment donné. Toutes les observations précédentes étaient donc considérées comme valides.

L'usage successif de ces trois filtres a été réalisé afin de ne conserver que des données concernant des individus vivants.

2.3.2 Variables environnementales

Les données de température ont été relevées à une fréquence de 10 minutes par l'ensemble des récepteurs acoustiques présents sur la zone d'étude.

2.3.3 Descripteurs comportementaux

2.3.3.1 Déplacements des individus

Trois métriques différentes ont été utilisées :

Les déplacements et les densités des individus marqués ont été décrits dans un premier temps en utilisant le nombre d'hydrophones différents visités par mois pour chaque individu suivi. Cette métrique a été calculée avec le nombre d'hydrophones différents qui ont enregistré un individu donné, rapporté au temps de présence sur la zone (différence entre la dernière et la première observation) de cet individu.

Dans un second temps, l'amplitude des déplacements de chaque individu a été estimée en calculant la différence de distance (en kilomètres parcourus en restant dans la rivière) entre le point le plus haut atteint et le point le plus bas sur une rivière donnée. En cas de changement de rivière, l'amplitude totale a été calculée en additionnant les deux amplitudes par rivière. Une analyse de variance a ensuite été calculée afin de tester un effet éventuel de la rivière sur l'amplitude des déplacements (fonction `glm()`, package `{stats}` sous R 4.1.1 (R Core Team, 2018)).

Enfin, les distances individuelles ont été calculées en utilisant les positions respectives de chaque récepteur qui a enregistré un individu donné. Ainsi, un individu qui reste dans la zone de réception d'un récepteur présentera une distance parcourue nulle. Un individu qui va du récepteur A au récepteur B présentera une distance parcourue égale à la distance entre A et B (**Figure 5**). Toutes les distances individuelles ont ensuite été additionnées :

- sur l'ensemble de la période afin d'obtenir la distance totale parcourue par individu ;
- par jour, afin d'obtenir les distances individuelles quotidiennes parcourues.

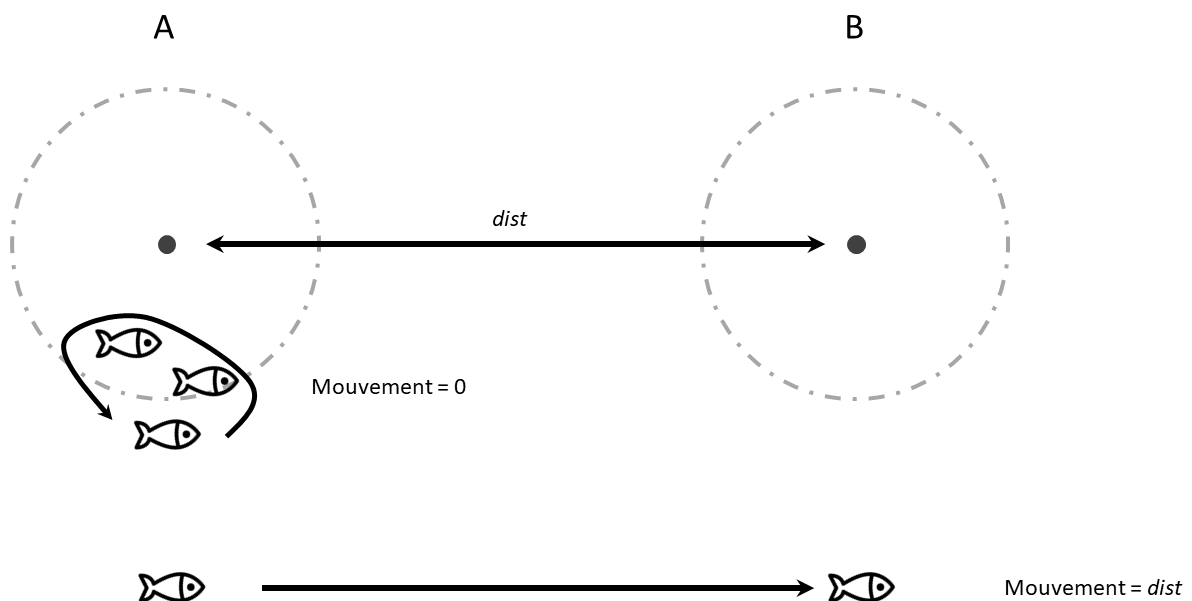


Figure 5 : Exemple de calcul des distances individuelles parcourues. Deux récepteurs et leurs aires de détection sont représentés par les points noirs et les cercles en pointillés.

Pour les distances individuelles quotidiennes parcourues, les périodes de moyenne et de variance homogènes ont été identifiées en utilisant les fonctions `segmentation()` et `segClust()` du package `{segclust2d}` sous R 4.1.1 (R Core Team, 2018).

2.3.3.2 Densités d'individus

Les densités d'individus marqués ont été analysées en calculant le nombre d'individus marqués différents observés par semaine sur un hydrophone donné, par rapport au nombre d'individus marqués présents dans le site d'étude durant la semaine concernée (les individus sortis de la zone d'étude sont ainsi non pris en compte dans le calcul).

Une analyse factorielle a ensuite été réalisée en utilisant le nombre moyen d'individus marqués différents observés par semaine sur un récepteur donné et un indice de saisonnalité. La période d'étude a été séparée en deux périodes de cinq mois chacune (appelées « semestre » ci-après), d'avril à juillet pour le premier semestre, et de août à décembre pour le second semestre. L'indice de saisonnalité a été calculé de la manière suivante :

$$\text{Saisonnalité} = \log\left(\frac{\text{Nombre d'ind. observés durant le 1er semestre}}{\text{Nombre d'ind. observés durant le 2nd semestre}}\right)$$

Cet indice est donc symétrique, non-borné et centré sur 0. Une valeur de 0 indique des densités égales dans les deux semestres de l'étude. Une valeur positive indique une densité supérieure pendant le 1^{er} semestre. Une valeur négative indique une densité supérieure pendant le second semestre. Compte tenu de sa formule, l'échelle de cet indice est logarithmique.

Une analyse d'habitat a ensuite été réalisée afin de coupler les observations de densités et les descriptions des habitats.

2.3.3.3 Activité des individus

Les accélérations individuelles ont été mesurées par les capteurs d'accélération présents dans les marques acoustiques implantées dans les silures suivis, et transmises avec les identifiants individuels. Ces données ont ensuite été moyennées par jour et par individu, afin d'obtenir une accélération moyenne individuelle. Comme pour les distances parcourues, les périodes de moyenne et de variance homogènes des accélérations individuelles ont été identifiées en utilisant les fonctions `segmentation()` et `segClust()` du package `{segclust2d}` sous R 4.1.1 (R Core Team, 2018).

2.3.3.4 Dispersion

La dispersion a été étudiée via le nombre de sorties de zone. Une sortie de zone a été définie comme un mouvement, vers l'amont ou l'aval, amenant à une sortie du site d'étude. En cas de sortie de zone, un croisement a été réalisé afin de chercher des liens avec :

- le débit de la rivière ;
- la température de la rivière ;
- la biométrie des individus marqués.

3 RESULTATS

3.1 Biométrie

Les silures marqués dans cette étude mesuraient de 125 à 223 cm (moyenne = 158 cm) pour une gamme de poids allant de 12.6 à 64.5 kg (moyenne = 29.4 kg).

3.2 Conditionnement et nettoyage des données

En appliquant les trois filtres de validation des données, moins de 0.5 % des données a été supprimé. La quasi majorité de ces données provenait de deux individus, qui sont morts, selon toute vraisemblance, durant la période d'étude. Pour l'un d'eux, les causes de la mort semblent pouvoir être associées à de la pêche en raison des profils des données d'accélération et de profondeur juste avant sa mort. En effet, une période de très haute activité d'environ une heure se déroule simultanément à une remontée brutale à un mètre de profondeur, avant d'enregistrer une activité nulle à la surface de l'eau (**Figure 6**). Les causes de la mort n'ont pas pu clairement être identifiées dans le cas du second individu.

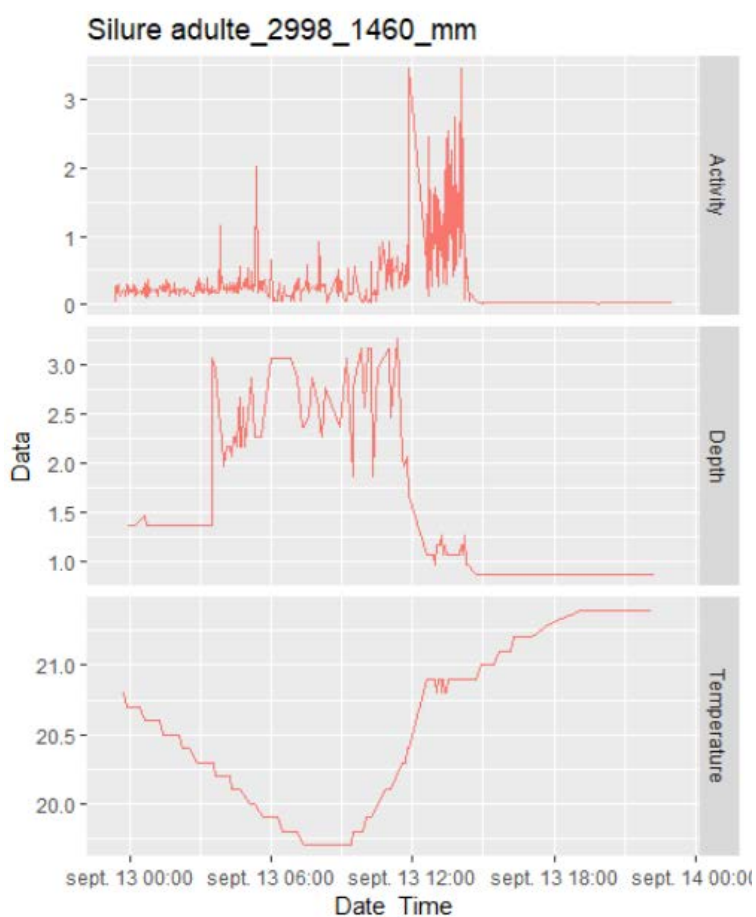


Figure 6 : Données issues des trois capteurs (activité, profondeur et température) pour la dernière journée de suivi du silure 2998.

3.3 Déplacements

La population de silures suivis présente une très grande hétérogénéité au niveau du nombre d'hydrophones visités par mois, avec trois groupes qui se distinguent. La majorité des individus (26/38, soit 68 %) a été entendue par moins d'un hydrophone par mois en moyenne sur l'ensemble de la période où ils étaient suivis. Sept silures (18 %) ont été entendus par un à quatre hydrophones par mois. Enfin, seuls quatre silures (soit 10.5 % des silures suivis cette année-là) ont été entendus par 9 à 12 hydrophones par mois.

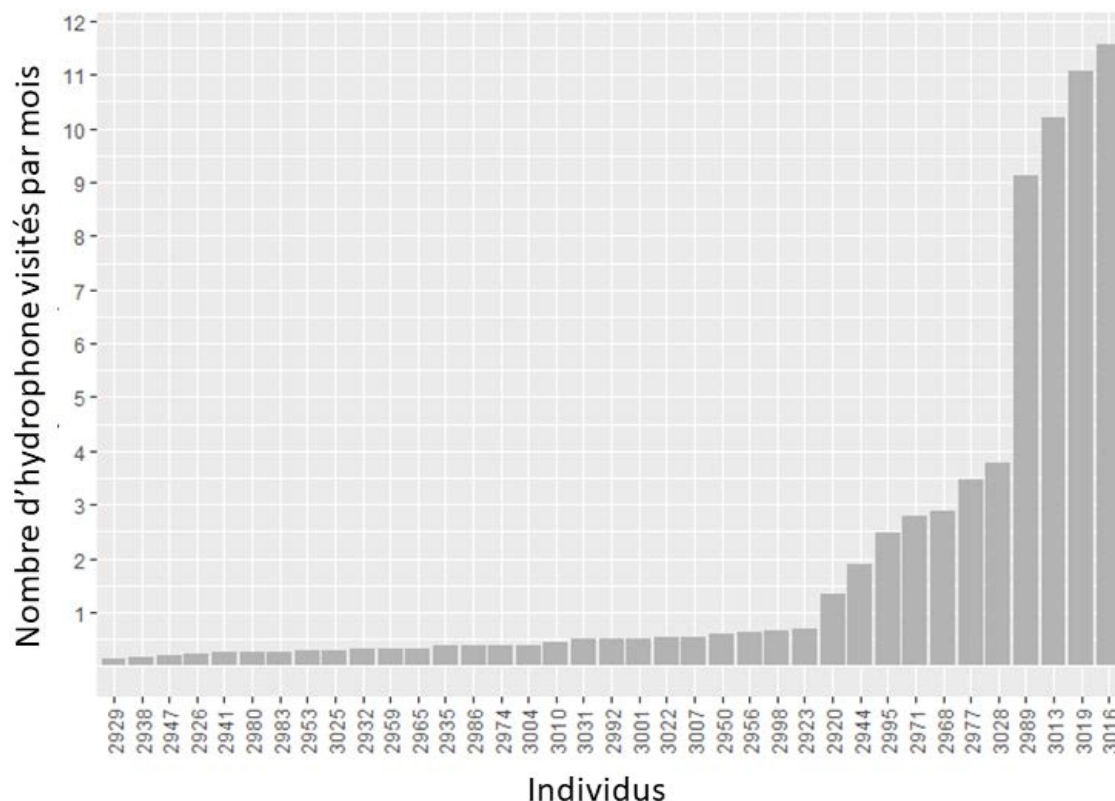


Figure 7 : Nombre moyen d'hydrophones visités par mois pour chaque silure marqué.

L'amplitude totale des mouvements réalisés par les silures était de 6555 m, avec une légère différence significative ($p < 0.1$) entre rivières (5789 m pour les silures sur la Vienne, et 5181 m pour les silures de la Creuse).

La distance totale parcourue par chaque individu sur l'ensemble de la période était en moyenne de 16 km (**Tableau 1**), avec une grande variabilité : 26 % des individus sont restés toute la durée de l'étude près du même récepteur alors que 13 % des individus ont parcouru plus de 45 km dans l'étude (**Figure 8**).

Tableau 1 : Distance individuelle totale parcourue sur l'ensemble de l'étude.

Moyenne (m)	Médiane (m)	Minimum (m)	Maximum (m)
16367	7266	0	88997

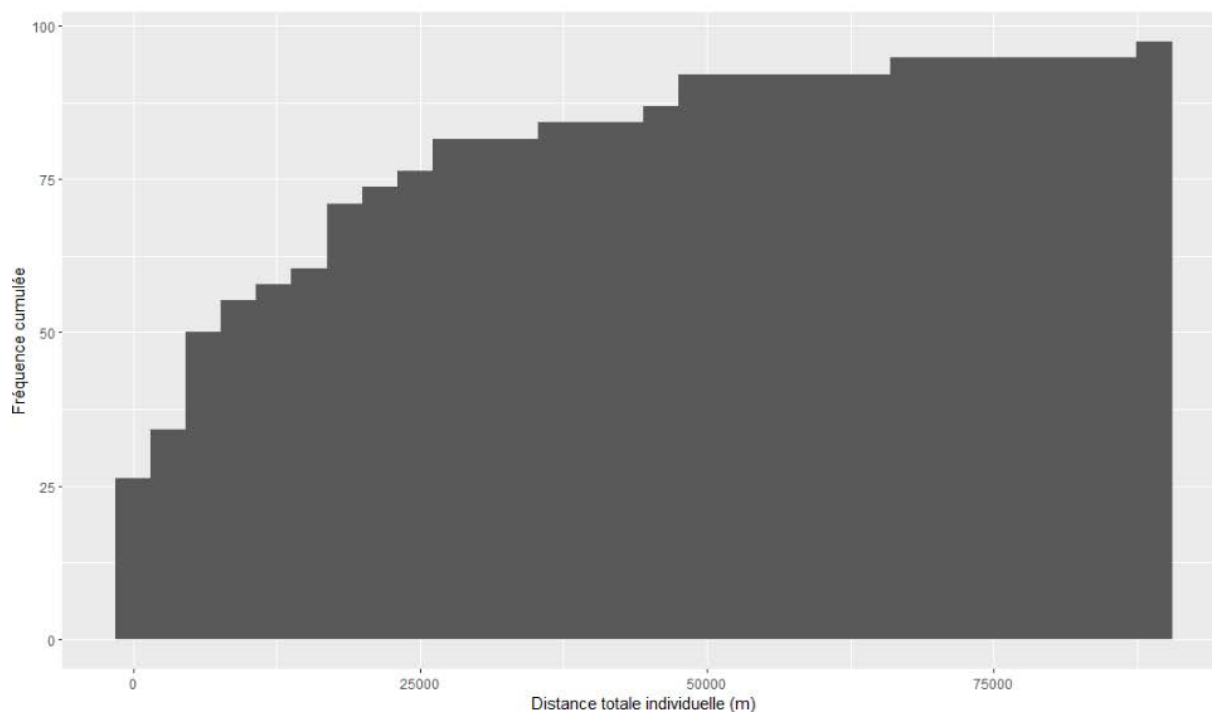


Figure 8 : Histogramme cumulé des distances totales individuelles parcourues. Les distances individuelles sont exprimées en mètres.

Il n'existe pas de relation linéaire entre la taille des individus et la distance totale parcourue (**Figure 9**). En revanche, deux effets seuils semblent exister :

- les plus petits individus (de 120 à 130 cm) sont ceux qui parcourent le moins de distance ;
- les plus gros individus (> 180 cm) semblent aussi parcourir de faibles distances.

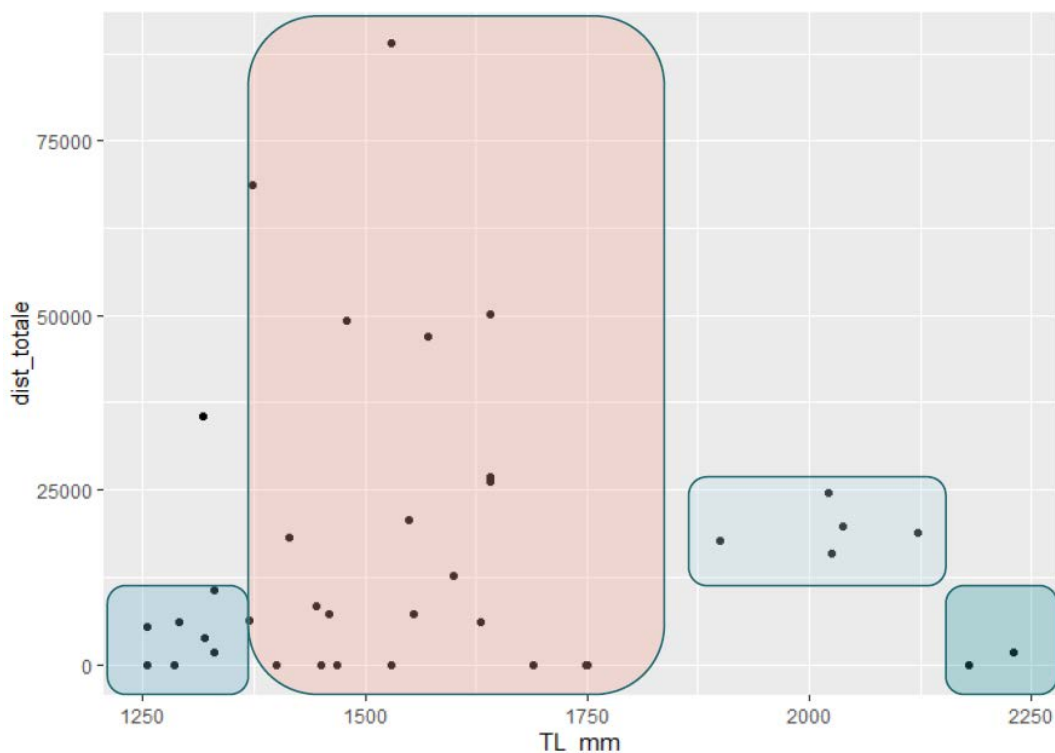


Figure 9 : Relation entre la taille des individus marqués et la distance totale parcourue. Les tailles sont exprimées en millimètres, et les distances totales en mètres. Chaque individu est représenté par un point et regroupé dans un des quatre clusters différents.

3.4 Densités

L'analyse des densités des silures marqués sur différents tronçons de la zone d'étude montrent trois aspects importants :

- 1. Une forte variation spatiale, avec des sites densément visités par les silures marqués suivis dans cette étude (pouvant dépasser les 30 %), et des sites au contraire seulement visités par un ou deux individus marqués (**Figure 10**) ;
- 2. Des densités spatialement ponctuelles, avec des zones à très forte densité très proches de zones à très faible densité (**Figure 10**) ;
- 3. Une utilisation saisonnière, avec des sites fréquentés seulement sur une partie de l'année (**Figure 10**).

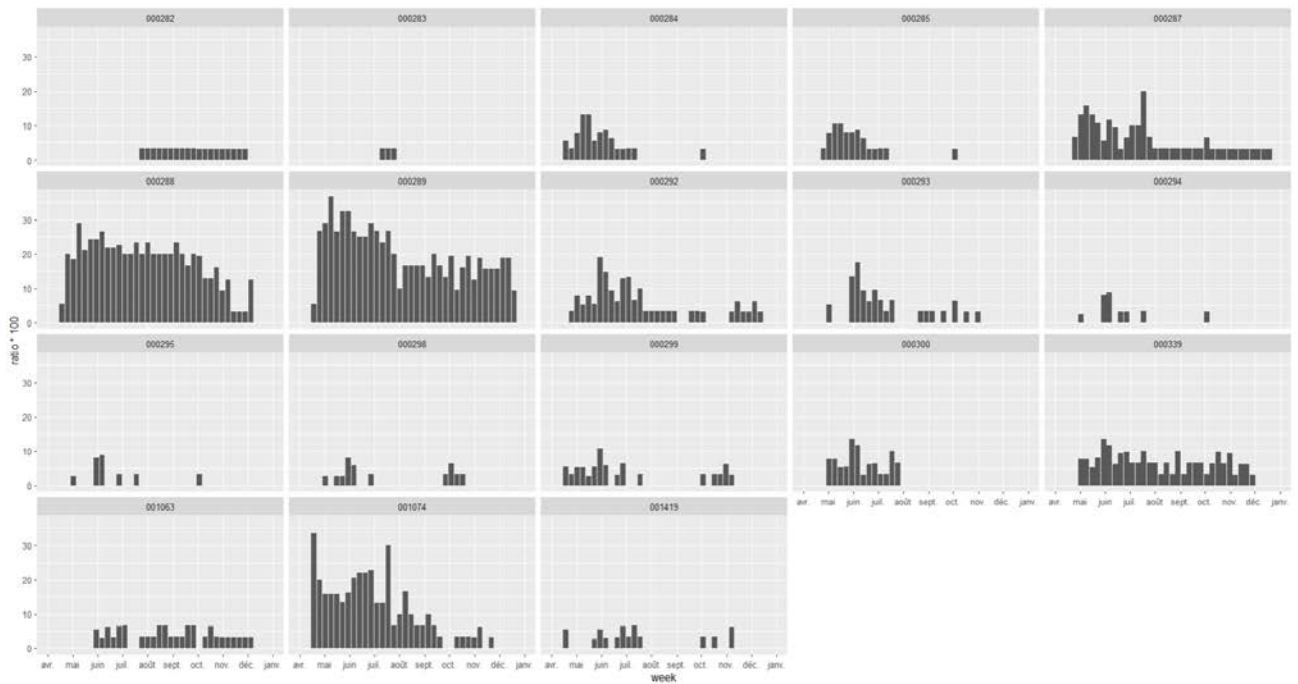


Figure 10 : Densités de silures marqués sur les zones les plus fréquentées de l'étude. Les densités sont exprimées en pourcentage de la population marquée totale observée sur une zone donnée pour chaque semaine du suivi.

Une analyse factorielle des différents sites a été réalisée, avec comme descripteur le nombre d'individus marqués différents observés sur chaque zone de réception par semaine de suivi et un indice de saisonnalité. Couplée avec la description précise des sites réalisée lors de la pose des récepteurs, une analyse d'habitat a pu être réalisée.

Les sites avec les plus fortes densités sont les fosses de forte profondeur, et ces zones présentent souvent des densités constantes tout au long du suivi (**Figure 11**). Les zones en amont du barrage sont quant à elles très peu utilisées, par seulement un individu. Les radiers avec des frayères à lamproies observées ne sont pas très densément peuplés en individus marqués, mais elles le sont de manière fortement saisonnière, avec un indice de saisonnalité positif et fort (densités au 1^{er} semestre entre 2 et 10 fois supérieures à celle du second semestre, **Figure 11**).

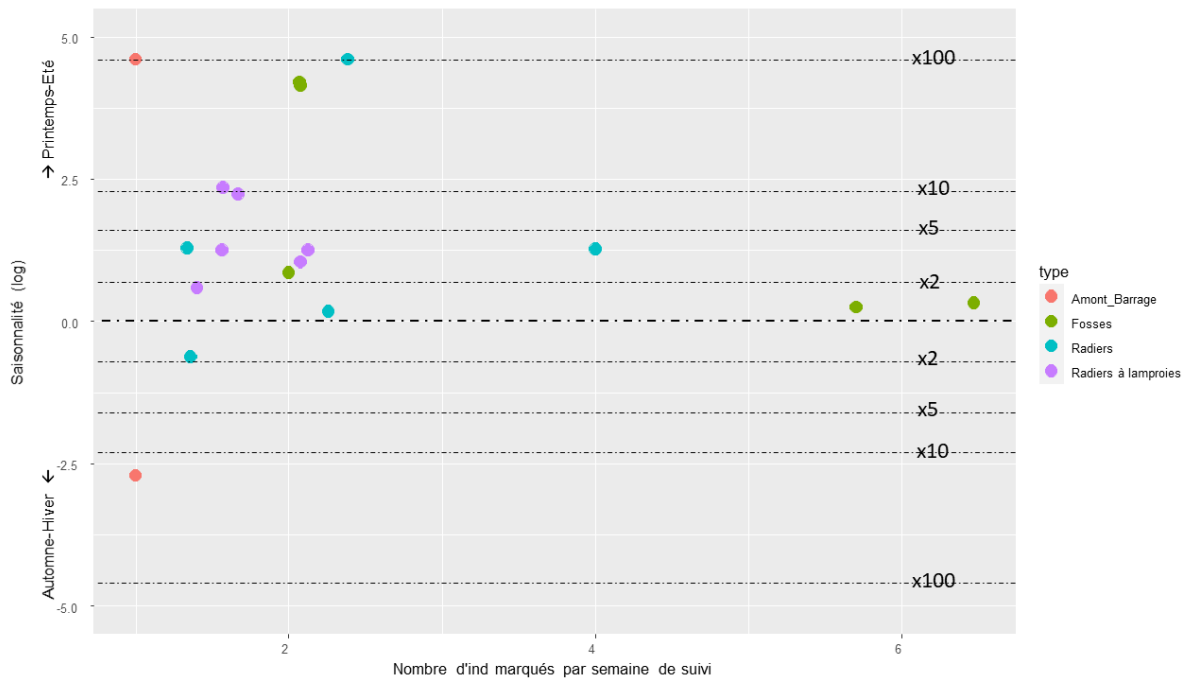


Figure 11 : Analyse factorielle des différentes zones. Le nombre d'individu marqués observé par semaine de suivi (en abscisse) et l'indice de saisonnalité (en ordonnée). Un indice de saisonnalité de 0 signifie qu'il n'existe aucune différence entre les deux semestres de l'étude, un chiffre positif indique une densité plus importante au printemps-été, un chiffre négatif indique une densité plus importante en automne-hiver.

3.5 Dispersion

Huit silures ont réalisé une sortie de la zone d'étude, tous vers l'aval de la zone. Sur ces huit individus, deux sont revenus sur la zone entre quatre et cinq mois après. Six individus provenaient de la Creuse, et deux de la Vienne. Le petit effectif ne permet pas de test statistique robuste, mais il ne semble pas avoir d'effet du débit sur ces sorties de zone car elles ne semblent pas situées sur des phases ascendantes ou sur des plateaux hauts (**Figure 12**).

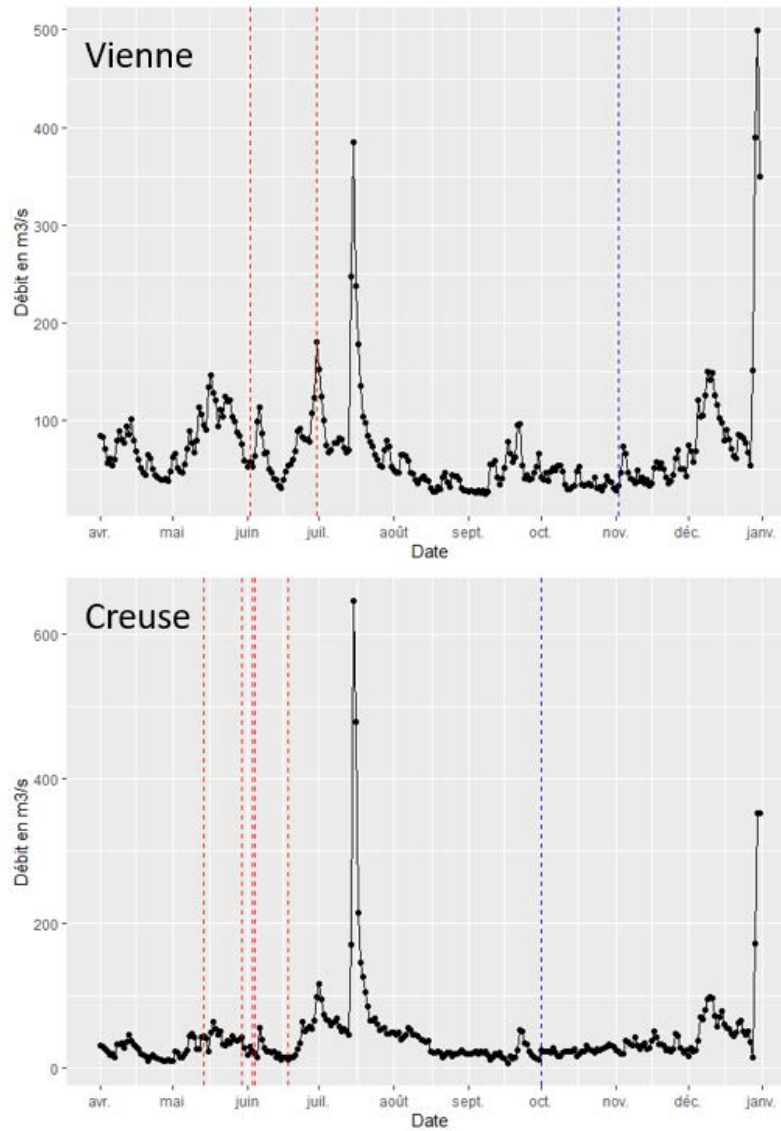


Figure 12 : Visualisation des sorties et des retours des silures de la zone d'étude en fonction des débits. Les dates de sortie sont visualisées par les lignes verticales rouges, et les dates de retour par des lignes verticales bleues. Les deux rivières de l'étude sont représentées (la Vienne en haut, et la Creuse en bas).

De la même façon, il n'est pas possible d'envisager de test statistique sur six données, mais un effet température n'est pas à exclure car les sorties se situent principalement pendant des phases de réchauffement et quand la température est supérieure à 20°C (**Figure 13**).

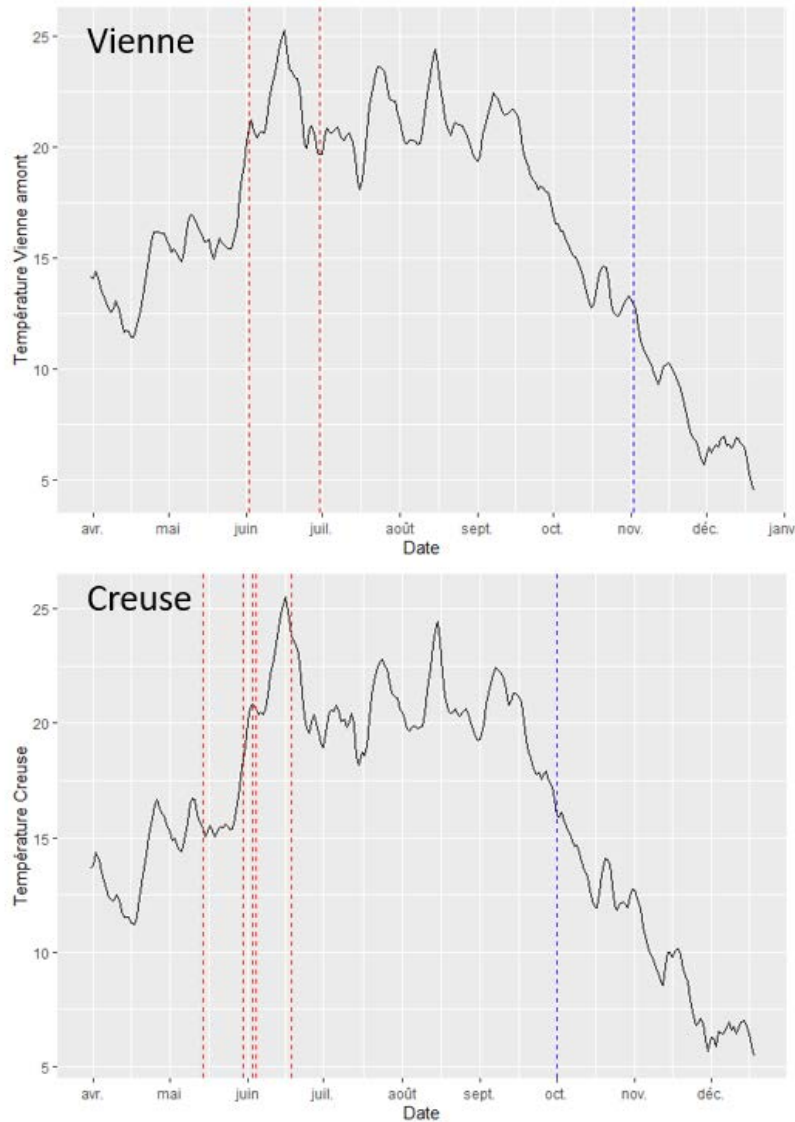


Figure 13 : Visualisation des sorties et des retours des silures de la zone d'étude en fonction de la température. Les dates de sortie sont visualisées par les lignes verticales rouges, et les dates de retour par des lignes verticales bleues. Les deux rivières de l'étude sont représentées (la Vienne en haut, et la Creuse en bas).

Ces sorties de zones concernent des individus dont les tailles sont réparties de manière homogène dans la populations suivie, avec cependant une absence de petits individus (120 à 130 cm, **Figure 14**). Les indices de condition des silures ne semblent pas non plus être liés aux sorties de la zone d'étude, avec trois individus correspondant environ au poids prédit pour leurs tailles par le modèle linéaire, trois individus plus lourds et deux individus plus légers (**Figure 14**).

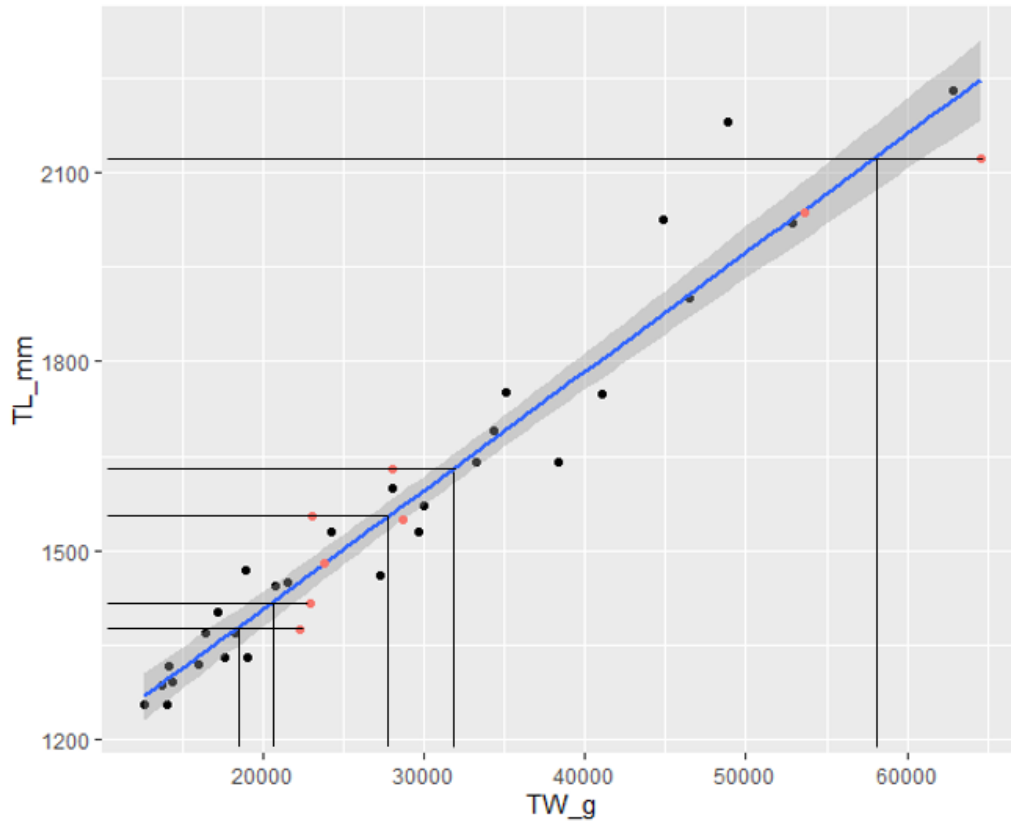


Figure 14 : Relation taille (TL, en millimètres) et poids (TW, en grammes) des silures. Les individus en rouge sont ceux qui sont sortis de la zone d'étude. Les barres horizontales et verticales permettent d'évaluer l'indice de condition des individus sortis et leurs poids prédits par le modèle linéaire effectué sur l'ensemble des données

3.6 Variation saisonnière

Afin de mettre en évidence d'éventuels rythmes comportementaux, les données de distances individuelles parcourues ainsi que les données d'accélération ont été soumises à un processus de clusterisation visant à regrouper les périodes avec des moyennes et des variances homogènes.

Le processus de clusterisation réalisé sur les moyennes quotidiennes des distances totales individuelles parcourues a mis en évidence la présence de quatre clusters différents, à globalement trois niveaux d'intensité différentes (**Figure 15**), allant de quelques dizaines de mètres par jour pour le cluster le plus faible à plus de 400 m par jour pour le cluster le plus élevé. Il semble coexister un patron biphasique, avec un premier semestre où les déplacements sont globalement plus élevés que lors d'un second semestre qui commence en août. Mais durant ces deux semestres, des périodes, de durée réduite, d'une troisième intensité, plus forte, sont régulièrement observées. Ces périodes sont observées en avril, juin et juillet, puis reviennent en octobre et novembre.

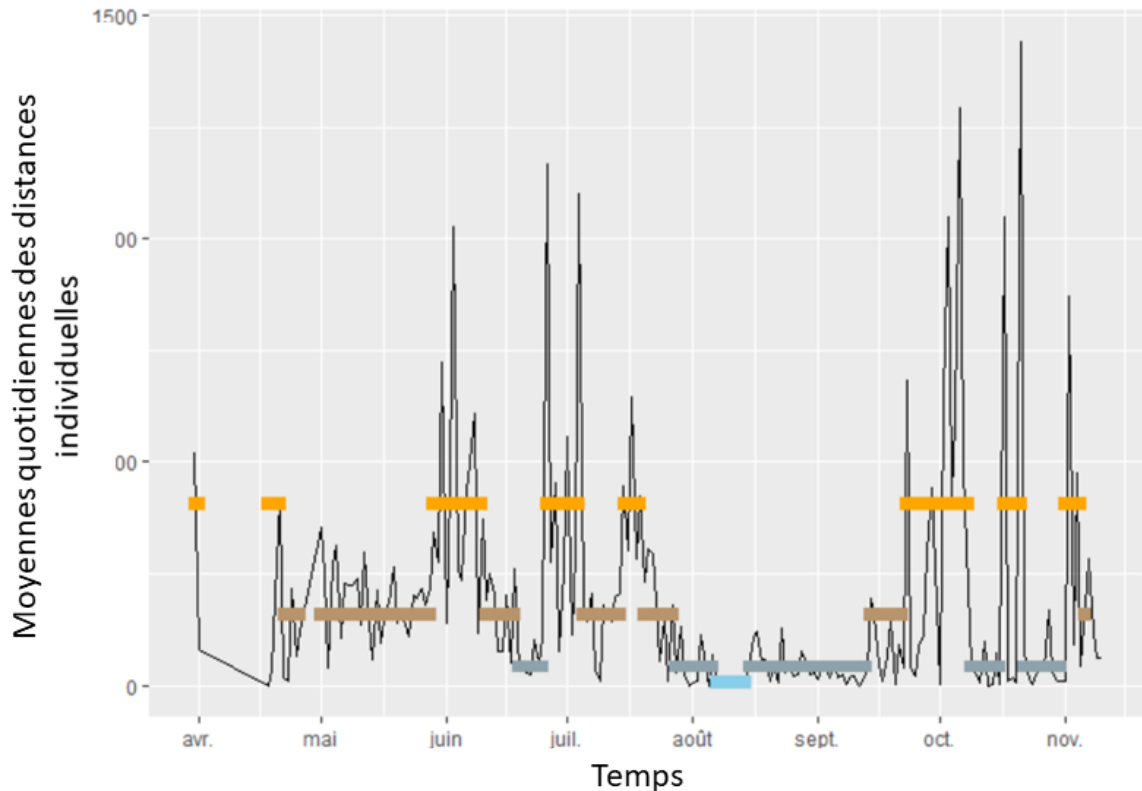


Figure 15 : Clusterisation des moyennes des distances totales individuelles parcourues. Les périodes correspondant aux quatre clusters retenus par le modèle sont regroupées avec la même couleur, et un trait symbolise la valeur moyenne du cluster.

Le même processus de clusterisation a été réalisé sur les données d'accélération. Comme ces données sont intrinsèquement liées à un site, à la différence des données de distance qui sont par définition liées à plusieurs sites, il a été possible de faire une analyse par typologie de site.

Ainsi sur les zones avec d'importantes et profondes fosses, quatre clusters sont retenus par le modèle, avec encore une fois une différence entre les deux semestres de l'étude (**Figure 16**). La période estivale (août-septembre) ressort avec une activité très faible, en moyenne autour de 0.2 m/s². Des périodes d'activité plus élevées, aux alentours de 0.4 m/s² sont observées en juillet et en décembre.

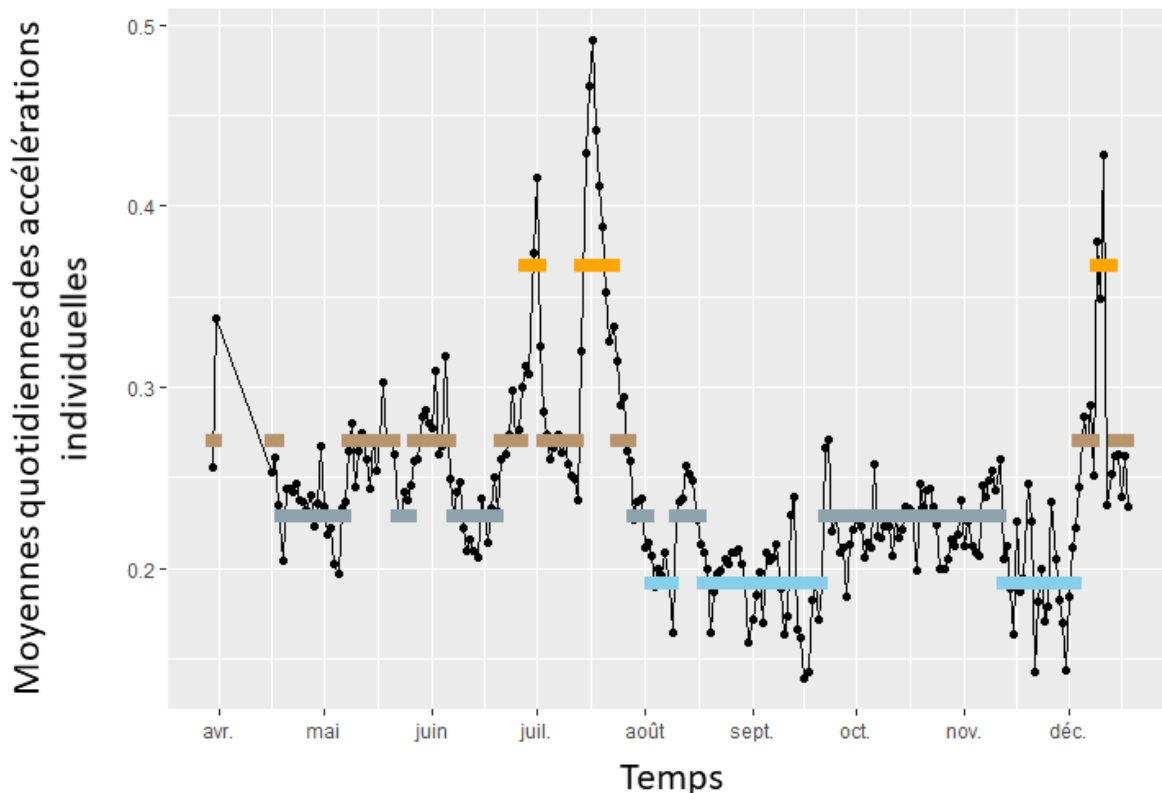


Figure 16 : Clusterisation des moyennes des activités individuelles sur les fosses profondes. Les périodes correspondant aux quatre clusters retenus par le modèle sont regroupées avec la même couleur, et un trait symbolise la valeur moyenne du cluster.

Pour les radiers avec des frayères de lamproies observées l'année de l'étude, les trois clusters identifiés par le modèle sont globalement plus élevés que sur les fosses (de 0.3 à 0.4 m/s²), synonymes de plus grande activité (**Figure 17**). L'aspect biphasique est présent mais de manière plus difficile à voir en raison de l'absence d'individu sur cette zone durant de longues périodes du second semestre. Durant le premier semestre, une période de maximum d'activité a eu lieu de mi-mai à mi-juin, puis vers la mi-juillet. Des activités de même niveau ont eu lieu en septembre, puis de novembre à décembre.

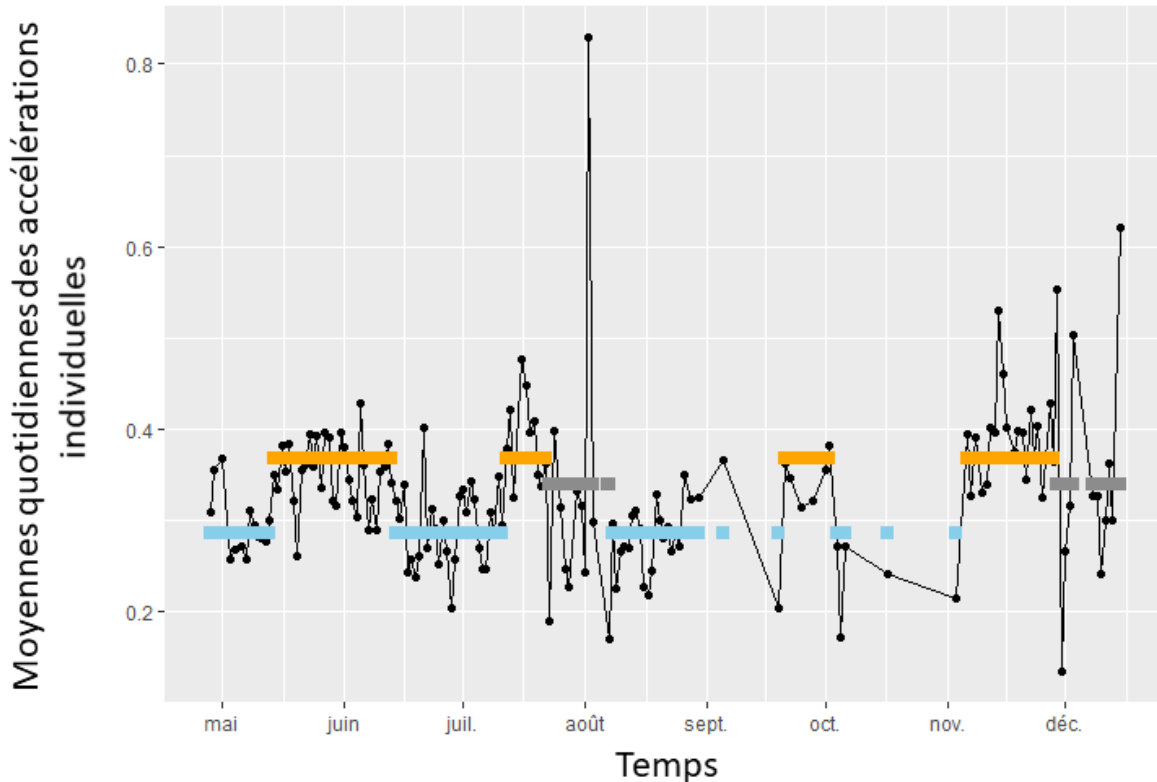


Figure 17 : Clusterisation des moyennes des activités individuelles sur les radiers avec frayères de lamproies marines observées l'année du suivi. Les périodes correspondant aux trois clusters retenus par le modèle sont regroupées avec la même couleur, et un trait symbolise la valeur moyenne du cluster.

Enfin, sur les zones de radiers, mais sans présence de frayères l'année du suivi, trois clusters sont identifiés, dont deux avec des moyennes proches (mais des variances différentes, **Figure 18**). Sur ces zones, il n'existe pas de pics d'activité durant le premier semestre. En revanche, durant le second semestre, les silures marqués sont bien moins actifs avec une accélération moyenne plus de deux fois inférieure à celle du premier semestre. Cependant, durant cette période, de nombreux pics d'activité atteignant la valeur du premier semestre sont observés.

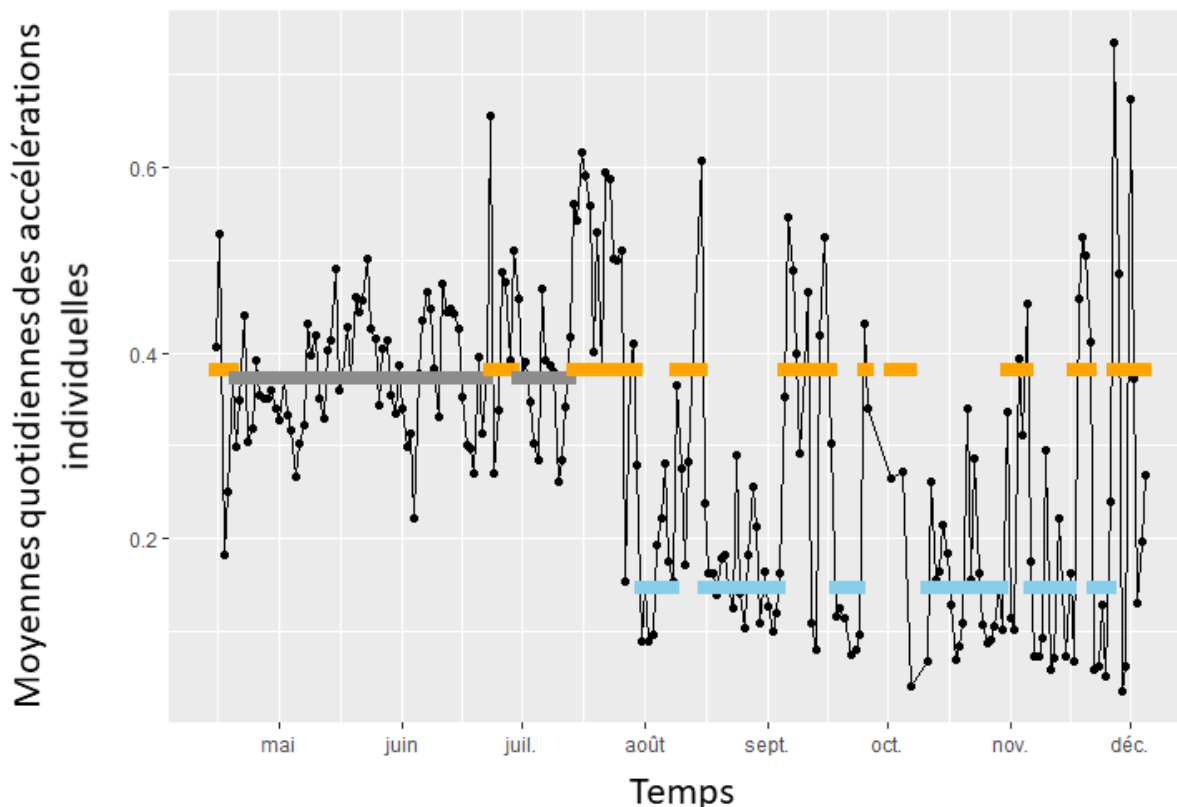


Figure 18 : Clusterisation des moyennes des activités individuelles sur les radiers sans frayères de lamproies marines observées l'année du suivi. Les périodes correspondant aux trois clusters retenus par le modèle sont regroupées avec la même couleur, et un trait symbolise la valeur moyenne du cluster.

Comme la saisonnalité pourrait aussi être influencée par les débits, une recherche de relation entre les mouvements et les débits a aussi été réalisée. Il n'existe pas de relation linéaire entre les distances totales quotidiennes individuelles parcourues et les débits des rivières, ni entre les activités quotidiennes et les débits.

En revanche, même s'il n'existe pas de relation linéaire entre les températures et les mouvements d'une part et les accélérations d'autre part, un effet seuil est visible pour les mouvements (baisse de l'amplitude des mouvements en dessous de 12°C, **Figure 19**) mais pas pour les accélérations (**Figure 20**).

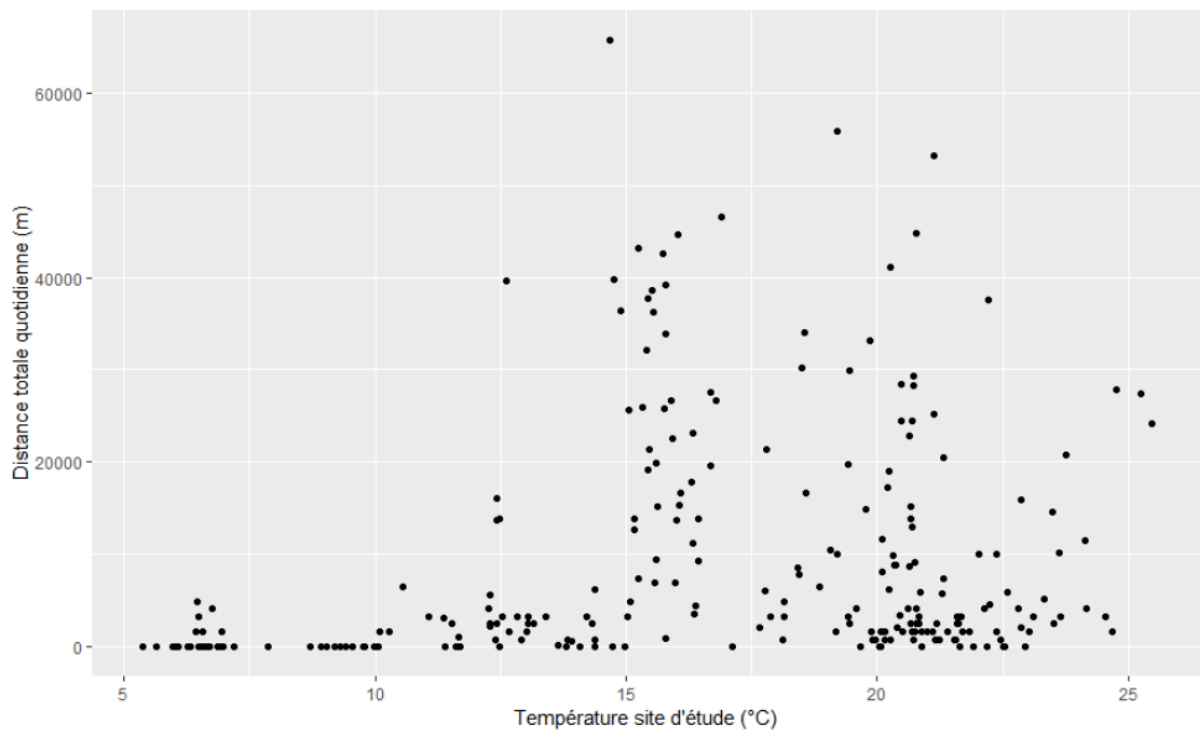


Figure 19 : Relation entre distance totale quotidienne individuelles parcourue et température de l'eau. Un point représente un jour de suivi pour un individu.

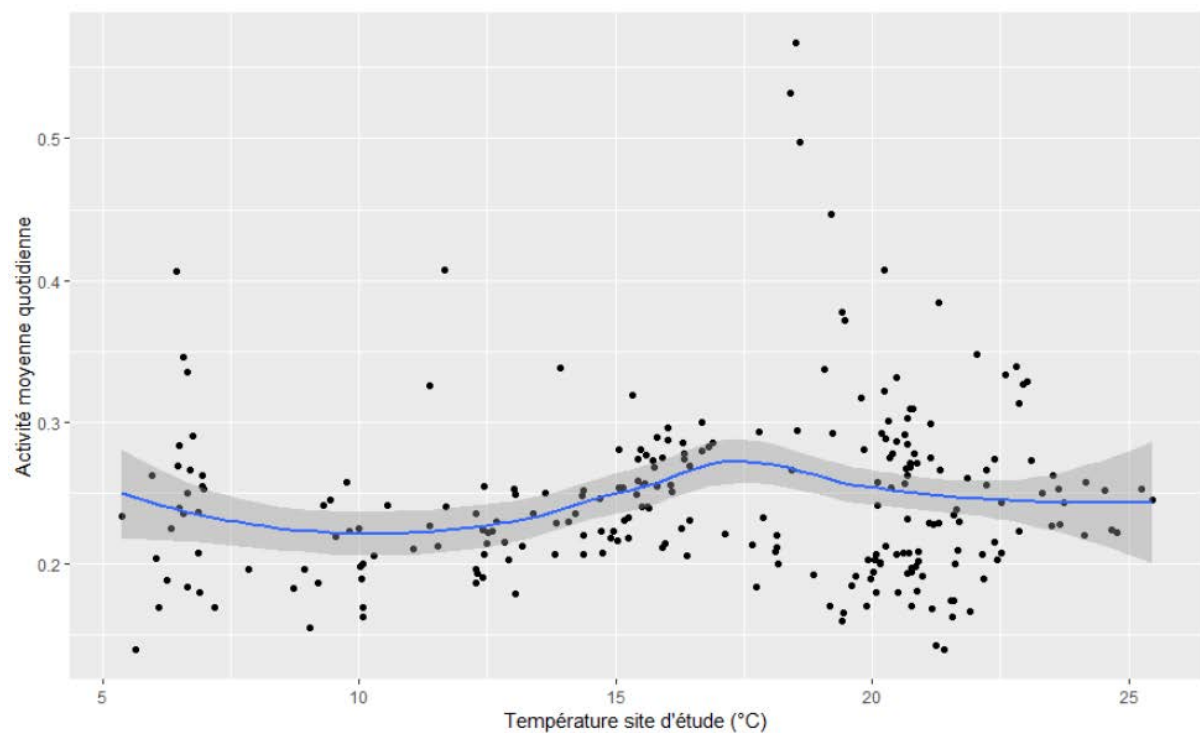


Figure 20 : Relation entre accélération moyenne quotidienne individuelles et température de l'eau. Un point représente un jour de suivi pour un individu.

4 DISCUSSION

4.1 Déplacements et densités

Dans cette étude, les mouvements individuels ont été calculés en prenant en compte la distance entre deux détections successives d'un individu donné sur l'ensemble des récepteurs de la zone. Ainsi, seuls les déplacements dits « majeurs » entre deux hydrophones différents ont pu être pris en compte. Les déplacements dits « mineurs », de faible amplitude, n'ont pas pu être pris en compte. Ainsi, tous les déplacements autour d'un récepteur, mais sans sortir de son aire de détection, sont totalement inaccessibles avec cette méthode. Pour pallier ce problème, des données d'accélération seront utilisées dans une autre partie.

La sédentarité en écologie aquatique est un comportement pouvant être abordé avec de nombreuses technologies et à travers de nombreuses métriques. Dans le cas de notre étude, la télémétrie acoustique est très bien adaptée aux analyses des déplacements, mais un peu moins pour analyser la sédentarité. La taille des domaines vitaux par exemple est souvent utilisée en écologie, notamment terrestre, mais ce paramètre n'est pas pertinent en télémétrie acoustique passive, avec des stations de réceptions fixes et une couverture spatiale non complète, c'est-à-dire sans un taux de recouvrement intégral. Ainsi, d'autres paramètres ont été analysés afin d'étudier le niveau de sédentarité des silures suivis.

Le nombre d'hydrophones visités par mois pour chaque individu est un premier proxy, certes rustique, mais néanmoins robuste. Il peut toutefois être affecté par une répartition non homogène des récepteurs. Dans notre étude, la densité des récepteurs était différente entre les rivières, celle de la Creuse étant supérieure et de la Vienne aval à celle de la Vienne amont mais néanmoins homogène.

L'amplitude totale des mouvements est une métrique qui se rapproche très fortement des domaines vitaux calculés avec plusieurs méthodes. Ainsi par exemple, la méthode des Minimum Convex Polygons (MCPs) quantifie l'étendue de la zone spatiale utilisée par un animal, sans notion d'intensité d'utilisation, comme c'est le cas par exemple avec les Kernel Utilization Distribution (Worton, 1987). Ainsi, l'amplitude ici décrite est très proche des domaines vitaux calculés par la méthode des MCPs. Avec cette méthode, l'amplitude médiane pour les silures suivis était de moins de 1200 m, ce qui signifie que la moitié des individus ne s'est jamais éloignée de plus de 1200 m de son point de relâche durant toute la durée de l'étude.

Dans la présente étude, même si les domaines vitaux n'ont pas pu être calculés en raison de la technologie de suivi, les métriques calculées (nombre moyen de récepteurs ayant détecté un individu marqué par mois, amplitude des déplacements et distance parcourue) sont des proxys tout à fait acceptables et donc renseignent aussi sur la taille des domaines vitaux.

Les distances totale et moyenne quotidienne individuelles parcourues sont aussi deux métriques qui peuvent être utilisées pour quantifier la sédentarité.

4.1.1 Des mouvements limités

Les déplacements des silures marqués étaient limités, avec cependant une grande variabilité individuelle : 26 % des individus sont restés toute la durée de l'étude devant un même récepteur alors que 13 % des individus ont parcouru plus de 45 km dans l'étude.

Ainsi, l'amplitude des déplacements observés dans cette étude semble faible mais comparable aux autres espèces holobiotiques. Par exemple, sur le brochet *Esox lucius*, les déplacements semblent aussi très limités, aux alentours d'une centaine de mètres avec des domaines vitaux d'environ 150 m² (Vehanen et al., 2006). Toujours sur le brochet, des déplacements d'amplitude similaire (~70 km) ont aussi déjà été observés (Koed et al., 2006).

Ces faibles déplacements suggèrent donc une forte fidélité au site pour les silures suivis lors de cette étude, ce qui a déjà été préalablement démontré (Carol, Zamora, & García-Berthou, 2007; Brevé et al., 2014). Cependant, comme dans notre étude, certains individus ont démontré des comportements exploratoires, et sont capables de parcourir des distances supérieures à 10 km. Ces déplacements de fortes amplitudes tendent à devenir plus fréquents en été (Daněk et al., 2016; Ferreira, 2019), comme nous l'avons aussi observé dans cette étude. Cette **activité estivale plus importante** s'observe également avec l'augmentation de la superficie utilisée, par rapport à l'hiver (par exemple 2.79 km² et 0.45 km² respectivement pour Ferreira, 2019). En revanche, notre étude a aussi montré la **possibilité de reprises ponctuelles de mouvements durant les mois d'hiver**, ce qui n'avait jamais été observé auparavant.

Même si cette fidélité au site et la faible amplitude des déplacements semblent classiques chez cette espèce dans ses bassins d'origine, l'observation de ces phénomènes sur des bassins colonisés tend à démontrer la bonne adaptation de cette espèce, notamment ici sur le bassin de la Vienne. La taille du domaine vital individuel est en effet un facteur déterminant, influençant d'une part la survie et d'autre part le succès reproducteur des individus (Schradin et al., 2010). Ecologiquement, un domaine vital est défini comme la zone dans laquelle un individu va pouvoir se nourrir, s'abriter et avoir des comportements sociaux, comme la reproduction (Burt, 1943). En conséquence, un domaine vital individuel contient les ressources critiques nécessaires à la survie, à la croissance et conditionne la valeur reproductrice d'un individu. En théorie, les animaux doivent occuper l'espace le plus petit possible dans lequel ils peuvent acquérir suffisamment de ressources pour maximiser leur potentiel reproducteur, tout en minimisant le temps et l'énergie dépensés à la défense du territoire et à la prospection (Maynard Smith, 1974). En pratique, les facteurs qui régulent la taille d'un domaine vital sont souvent plus complexes à appréhender.

Basées sur des observations et des expérimentations de terrain, de nombreuses études relient la taille des domaines vitaux, et donc les déplacements, à la disponibilité en ressources, et à la présence de partenaires sexuels ou de compétiteurs (voir par exemple Hansen & Closs, 2005; Schradin et al., 2010).

Dans l'ensemble, les silures suivis dans cette étude présentaient des domaines vitaux et des déplacements très réduits, ce qui suggère une compétition intraspécifique limitée pour les ressources trophiques, l'utilisation de l'espace et l'accès aux partenaires.

4.1.2 Hétérogénéité spatiale des distributions : agrégation d'individus

La distribution spatiale des individus suivis dans cette étude est très hétérogène, malgré des déplacements certes faibles mais quand même existants. De manière plus étonnante, certains sites qui abritent des grosses proportions d'individus marqués sont à proximité directe (moins d'un kilomètre parfois) de sites avec de très faibles proportions d'individus marqués. **Ces observations pourraient être synonymes de fortes agrégations de silures.** Il a déjà été établi que le silure est capable d'exploiter une large gamme de profondeurs dans la colonne d'eau, allant de la surface à des profondeurs supérieures à 15 m (Lenhardt et al., 2021), augmentant la place disponible sur une surface donnée, renforçant la possibilité d'agrégation spatiale. Cette tendance à l'agrégation des silures a déjà été décrite pendant la période de reproduction de cette espèce (Ferreira, 2019). Cependant, l'agrégation des silures est surtout décrite comme un phénomène hivernal et prévisible, lorsque les températures deviennent inférieures à 9°C. Ces agrégations peuvent alors durer 1.5 à 2 mois, avec certains individus très fidèles à l'agrégation et d'autres qui effectuent des visites ponctuelles (Westrelin et al., 2022). Les agrégations estivales peuvent être interprétées comme des tactiques face à l'hypoxie (Westrelin, Boulêtreau, & Santoul, 2022), mais les agrégations hivernales sont pour l'instant plus difficilement interprétable.

4.1.3 Des variations saisonnières de densité

L'une des différences les plus notables entre la distribution des silures de petites tailles observée dans le chapitre « F – Déplacements et prédation des silures glanes de petites tailles (< 100 cm) dans le bassin de la Vienne » et la distribution des silures de grande taille observée dans cette partie de l'étude GlansPoMi est l'effet saisonnier. Chez les petits silures, cet effet saisonnier est absent, les densités d'individus suivis sont hétérogènes entre les sites, mais relativement stables pour un site donné. A l'inverse, chez les grands silures, on va retrouver cette stabilité sur certains sites, mais **un nombre important de sites présente des variations saisonnières de densités.** De manière quasi uniforme, **sur ces sites les densités d'individus suivis sont plus importantes pendant le printemps. En réalisant une analyse croisée avec la caractérisation des habitats (profondeur, granulométrie, substrat), il apparait que l'aspect saisonnier est observé dans les différents types de faciès (radiers ou fosses). En revanche, les sites à forte densité constante tout au long de l'année sont constitués uniquement de fosses à forte profondeur.**

4.1.4 Lien entre mouvements et température

Il existe une relation forte entre les distances parcourues et la température du site d'étude, avec un effet seuil assez marqué aux alentours de 12°C. En dessous de cette température, les déplacements sont extrêmement limités. Cette baisse de mouvement en lien avec la température a déjà été observée dans la littérature, et est parfois considérée comme une sorte d'hibernation (Westrelin et al., 2023).

4.2 Accélération

Dans cette étude, pour la première fois sur des silures, des capteurs d'accélération ont aussi été utilisés. Ces capteurs ont plusieurs utilités. Ils ont servi au chapitre « G – Vers une estimation de

la prise alimentaire des silures glanes en milieu naturel » de la présente étude afin d'évaluer le métabolisme des silures en milieu naturel. Mais ils peuvent aussi fournir d'autres informations, sur les niveaux d'activités, plus précisément que les métriques étudiées précédemment. Comme discuté préalablement, les distances individuelles parcourues calculées dans cette étude et dans la plupart des études en télémétrie hormis celles en haute définition qui permettent de calculer rétrospectivement une localisation individuelle avec une précision métrique, sont intrinsèquement liées à la disposition des récepteurs et à leur portée de détection. Ainsi, les déplacements d'un individu à l'intérieur de l'aire de détection d'un récepteur donné sont totalement inaccessibles la plupart du temps. La seule solution serait de densifier le réseau afin de permettre une couverture haute définition, mais dans ce cas-là le nombre de récepteurs à utiliser augmenterait drastiquement.

L'une des solutions testées ici serait d'analyser les données issues des capteurs d'accélération. Ces données ne donnent aucune information sur la position en X et Y des individus, en revanche elles renseignent sur le niveau d'activité globale. Ainsi, avec ces capteurs, il est possible de discriminer un individu qui ne bouge pas du tout d'un autre individu qui est très actif mais qui reste dans la même zone (**Figure 21**).

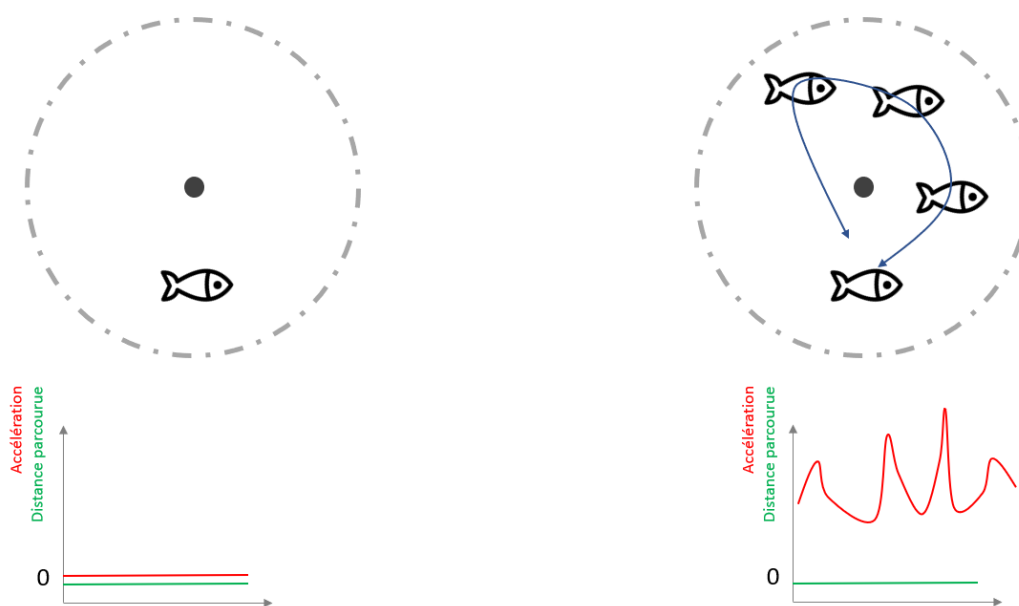


Figure 21 : Schéma de principe pour illustrer les différences obtenues entre des données de déplacements et des données d'accélération pour deux comportements différents. Dans le cas de gauche, un individu immobile donnera des accélérations et des mouvements nuls. Dans le cas de droite, un individu mobile mais restant dans la zone d'écoute (cercle pointillé) du récepteur (point noir central) donnera aussi des distances nulles. En revanche, ses données d'accélération donneront un profil différent et non nul.

4.2.1 Effet géographique

En fonction de la typologie du site d'observation, plusieurs patrons temporels d'accélération sont visibles. Dans les trois cas cependant (fosses, radiers avec lamproies, radiers sans lamproie),

un niveau d'activité biphasique est toujours observé, avec un niveau d'activité toujours supérieur lors de la première moitié de l'année que lors de la seconde.

Des pics d'activité réguliers sont aussi observables, mais à différentes périodes selon les types de sites.

Ainsi ***sur les fosses***, où l'étude des densités de silures marqués a montré une présence forte associée à un effet saisonnier existant mais plus limitée que dans d'autres zones, ***les deux gros pics d'activité au niveau de l'accélération se situe entre juillet et en aout***. L'analyse des températures sur ces zones à ces périodes ont montré une température supérieure à 20°C. Le lieu, la période, la température de l'eau et la densité de conspécifiques sont donc totalement ***compatibles avec des phénomènes de reproduction***. Sur ces sites, une baisse d'activité semble aussi avoir lieu durant l'été, pendant les mois d'aout et de septembre. Cette baisse d'activité a été également observée avec la précédente métrique, la distance parcourue. Cette baisse d'activité pourrait toujours être interprétée comme un effet de la température et donc du niveau d'oxygène dans l'eau, qui rend difficile les hauts niveaux d'activité pendant ces périodes.

Sur les zones composées de radiers où des frayères de lamproies ont été observées l'année du suivi, les baisses de densités de silures sur le second semestre de l'année rendent plus délicates l'interprétation. En tout état de cause, ***les niveaux d'accélération sont homogènement hauts de mi-mai à mi-juin, ce qui correspond à la période de reproduction des lamproies*** sur ces zones et cette année-là. Un second pic d'activité est observable de juillet à aout, et pourrait correspondre avec des activités de reproduction des silures. En effet, la saison de frai dure de la mi-mai à la mi-novembre dans le sud de son aire de répartition et de juillet à août dans le nord (in : Proteau & Schlumberger, 2008). La ponte a lieu quand la température atteint 20 à 24° (in : Proteau & Schlumberger, 2008). Enfin, une reprise d'activité assez importante est observée de novembre à décembre. Cette période d'activité ne correspond ni à une période de présence des amphihalins, ni à la période de reproduction des silures. Cela pourrait correspondre à une période de reprise d'activité et donc de reprise alimentaire après le jeûne forcé de l'été, probablement lié à l'hypoxie.

Enfin, ***sur les radiers sans lamproie observée l'année du suivi, le régime biphasique est très marqué***. Le premier semestre est marqué par une grande homogénéité, sans réel pic d'activité dans les accélérations enregistrées. Le seconde partie de l'année, d'aout à décembre, est marquée par une baisse très nette de l'accélération moyenne, avec cependant des pics d'activité réguliers, correspondant probablement à la reprise de recherche alimentaire.

4.2.2 Effet de la température

Le lien entre température et distance parcourue n'a pas été observé de manière aussi nette entre la température et les accélérations. Une hausse dans l'accélération est bien visible vers les 16°C, mais les différences entre périodes sont moins marquées. En outre, des données élevées d'accélération sont aussi observées durant l'hiver, quand la température de l'eau est inférieure à 12°C. Associée avec les distances, cette observation confirme que ***la période d'immobilité observée en hiver n'est pas forcément une période de sédentarité absolue, mais uniquement une période où les mouvements de grande amplitude sont limités, alors que les déplacements de petite amplitude restent bien présents***.

4.3 Dispersion

Dans cette étude, huit silures marqués ont réalisé des sorties de la zone d'étude, toutes vers l'aval, et deux individus sont finalement revenus sur le site plusieurs mois après. Ces sorties ne semblent pas liées au débit, en revanche un effet saisonnier est envisageable car elles ont quasiment toutes eu lieu au-delà d'une température seuil de 20 °C, et entre mai et juillet. Aucun effet taille n'a pu être mis en évidence, toute la gamme de taille (excepté les très petits de 120 à 135 cm) est concernée. Ces phénomènes pourraient alors être interprétés comme :

- une phase de prospection alimentaire pour éviter la compétition, la période de montaison des amphihalins anadromes reproducteurs étant terminée ;
- une phase de fuite liée aux conditions environnementales, potentiellement la température et la baisse d'oxygène associée ;
- une phase de dispersion liée à une recherche de partenaires sexuels pour la reproduction, tous les silures suivis étant déjà potentiellement des reproducteurs.

En tout état de cause, ce déplacement aval concerne plus de 20 % de la population suivie. Si ce phénomène était représentatif au niveau de la population de silure du bassin de la Vienne, cela engendrerait des mouvements locaux de population de forte intensité.

4.4 Mortalités observées de deux individus suivis

Deux individus suivis sont morts durant l'étude. Une seule de ces mortalités pourrait être imputée à la pêche loisir. En effet, les profils des capteurs pression et d'accélération de ce silure sont totalement compatibles avec ceux d'un « combat », c'est-à-dire une période de très forte activité (qui sature le capteur d'accélération, donc supérieure à 3.5 m/s²) liée à une remontée brusque vers la surface à environ un mètre de profondeur. La durée de cette phase est aussi compatible avec un « combat », suggérant que ***cet événement est bien un acte de pêche***. Il n'existe pas de pêche professionnelle sur la zone d'étude, ***il s'agit donc très vraisemblablement d'une pêche loisir***. L'individu a été laissé mort (valeur d'accélération nulle pendant des heures) à la surface de l'eau (il sera ré-entendu plus tard sur un récepteur plus en aval). Compte tenu de la robustesse de cette espèce, il semble difficile d'envisager une mortalité liée à la pêche, et cela suggère une mise à mort volontaire. L'observation de cet événement résulte de la succession de plusieurs événements à faible probabilité : pêche d'un silure, silure faisant partie du lot d'individus marqués, événement se situant devant un récepteur. ***La probabilité d'observer cet événement était donc très faible, et cette méthode ne pourra pas être utilisée à grande échelle pour évaluer des taux de prélèvement et / ou de mise à mort par la pêche loisir. En revanche, sur des sites spécifiques et bien particuliers, comme des étangs privés ou fermés de petite taille, cette observation pourrait être utilisée pour développer une méthode de calcul de ces deux variables.***

5 CONCLUSIONS

Les silures de grande taille étudiés dans cette étude ont effectué des mouvements de faible amplitude, entraînant une dispersion sur le site limitée et des densités pouvant être localement importantes. Ces densités pourraient être assimilées à des phénomènes d'agrégation déjà observés, et pourraient potentiellement être la conséquence de compétitions trophiques, spatiales et sexuelles peu importantes.

Bien que limitées, et donc peu visibles au niveau des mouvements, des variations saisonnières sont toutefois visibles au niveau des densités d'individus marqués. Ainsi, si certains sites restent attractifs toute l'année, une majorité de sites vont accueillir plus d'individus marqués différents durant le 1^{er} semestre de l'étude (jusqu'à juillet) que durant le second (à partir de septembre). Cette variabilité pourrait être trophique (déplacement vers les frayères à lamproies et à aloses au printemps par exemple) ou reproductive (déplacement vers les sites de reproduction en été).

Il ressort aussi de cette étude que même si les mouvements des individus suivis semblent baisser en hiver, il n'est pas possible de parler stricto sensu d'hibernation car les individus gardent un niveau d'activité local (observé via les données d'accélération) modéré tout l'hiver.

Une baisse des mouvements et des activités a été observée en été sur l'ensemble du site, et pourrait être liée à des périodes d'hypoxie qui devraient être mesurées, vu que cette espèce est réputée résistante aux basses conditions d'oxygénation.

Enfin, des sorties de la zone d'étude ont été identifiées. Ces phénomènes de dispersion, s'ils sont effectués sur l'ensemble de la population locale avec le même ordre de grandeur que sur la population suivie, pourraient avoir un effet local important.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Borgi, M., & Cirulli, F. 2016. Pet face: Mechanisms underlying human-animal relationships. *Frontiers in Psychology*. Borgi, Marta: marta.borgi@iss.it: Frontiers Media S.A.
- Bouletreau, S., Carry, L., Meyer, E., Filloux, D., Menchi, O., Mataix, V., & Santoul, F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. *SCIENTIFIC REPORTS*, 10.
- Boulêtreau, S., Fauvel, T., Laventure, M., Delacour, R., Bouyssonnié, W., Azémar, F., & Santoul, F. 2021. "The giants' feast": predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. *Aquatic Ecology*, 55: 75–83.
- Boulêtreau, S., Gaillagot, A., Carry, L., Tétard, S., De Oliveira, E., & Santoul, F. 2018. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. *PLoS ONE*, 13: 1–12.
- Brevé, N. W. P., Verspui, R., de Laak, G. A. J., Bendall, B., Breukelaar, A. W., & Spierts, I. L. Y. 2014. Explicit site fidelity of European catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) to man-made habitat in the River Meuse, Netherlands. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 472–478.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346–352.
- Carol, J., Zamora, L., & García-Berthou, E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement

- patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 450–456.
- Copp, G. H., Robert Britton, J., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakenas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. 2018. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 177–190.
- Daněk, T., Horký, P., Kalous, L., Filinger, K., Břicháček, V., & Slavík, O. 2016. Seasonal changes in diel activity of juvenile European catfish *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758) in Byšická Lake, Central Bohemia. *Journal of Applied Ichthyology*, 32: 1093–1098.
- Ferreira, M. A. M. F. 2019. European catfish (*Silurus glanis*) movements and diet ecology in a newly established population in the Tagus drainage (PhD Thesis).
- Gaudant, J. 1994. L'ichthyofaune du Pannonien supérieur de Götzendorf an der Leitha (Basse Autriche). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 96: 117–131.
- Guillerault, N., Boulêtreau, S., & Santoul, F. 2019. Predation of european catfish on anadromous fish species in an anthropised area. *Marine and Freshwater Research*, 70: 682–686.
- Hansen, E. A., & Closs, G. P. 2005. Diel activity and home range size in relation to food supply in a drift-feeding stream fish. *Behavioral Ecology*, 16: 640–648.
- Koed, A., Balleby, K., Mejlhede, P., & Aarestrup, K. 2006. Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 191–199.
- Lenhardt, M. B., Smederevac-Lalić, M. M., Spasić, S. Z., Honț, Ș., Paraschiv, M., Iani, M. I., Nikčević, M. V., Klimley, P. A., & Suci, R. 2021. Seasonal changes in depth position and temperature of European catfish (*Silurus glanis*) tracked by acoustic telemetry in the Danube River. *International Review of Hydrobiology*, 106: 191–201.
- Maynard Smith, J. 1974. The theory of games and the evolution of animal conflicts. *Journal of Theoretical Biology*, 47: 209–221.
- Mein, P., Méon, H., Romaggi, J.-P., & Samuel, E. 1983. La vie en Ardèche au Miocène supérieur d'après les documents trouvés dans la carrière de la Montagne d'Andance. *Publications du musée des Confluences*, 37–44.
- Miralles, A., Raymond, M., & Lecointre, G. 2019. Empathy and compassion toward other species decrease with evolutionary divergence time. *Scientific Reports*, 9.
- Proteau, J.-P., & Schlumberger, O. 2008. *Le silure glane : Biologie, écologie, élevage*. Versailles: Éditions Quae.
- R Development Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria.

- Schradin, C., Schmohl, G., Rödel, H. G., Schoepf, I., Treffler, S. M., Brenner, J., Bleeker, M., Schubert, M., König, B., & Pillay, N. 2010. Female home range size is regulated by resource distribution and intraspecific competition: a long-term field study. *Animal Behaviour*, 79: 195–203.
- Trancart, T., Carpentier, A., Acou, A., Danet, V., Elliott, S., & Feunteun, É. 2019. Behaviour of endangered European eels in proximity to a dam during downstream migration: Novel insights using high accuracy 3D acoustic telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*, n/a.
- Vehanen, T., Hyvärinen, P., Johansson, K., & Laaksonen, T. 2006. Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius* L.) in a regulated river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 154–160.
- Westrelin, S., Moreau, M., Fourcassié, V., & Santoul, F. 2022. Overwintering aggregation patterns of a freshwater giant (Preprint).
- Westrelin, Samuel, Boulêtreau, S., & Santoul, F. 2022. European catfish *Silurus glanis* behaviour in response to a strong summer hypoxic event in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 56: 1127–1142.
- Westrelin, Samuel, Moreau, M., Fourcassié, V., & Santoul, F. 2023. Overwintering aggregation patterns of European catfish *Silurus glanis*. *Movement Ecology*, 11: 9.
- Winter, J. D. 1996. *Advances in underwater biotelemetry*. (B. R. Murphy & D. W. Willis, Eds.). Bethesda: American Fisheries Society.
- Worton, B. J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling*, 38: 277–298.



Prédation et déplacements des silures glanes *Silurus glanis* de petite taille (< 100 cm) dans le bassin de la Vienne

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Thomas TRANCART^{1*}, Emma ROBIN^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Robin, E., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Juge, P., Lamoureux, J., Rault, P., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Prédation et déplacements des silures glanes *Silurus glanis* de petite taille (< 100 cm) dans le bassin de la Vienne, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	121
1.1	Le silure glane : une espèce controversée, un contexte particulier	121
1.2	Objectifs : prédation et déplacements des silures de petite taille sur le bassin de la Vienne 123	
1.3	Limitation des biais post-opérateurs et comportementaux	123
2	MATERIEL ET METHODES.....	124
2.1	Site d'étude	124
2.2	Protocole expérimental	124
2.2.1	Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques employés.....	124
2.2.2	Localisation des récepteurs fixes.....	125
2.2.3	Capture des silures de petite taille.....	125
2.2.4	Transport des individus	126
2.2.5	Marquage des silures	126
2.2.6	Relève des récepteurs acoustiques	128
2.3	Analyse de données	128
2.3.1	Variables environnementales.....	128
2.3.2	Prédation des jeunes silures.....	128
2.3.3	Métriques comportementales	129
3	RESULTATS	129
3.1	Biométrie.....	129
3.2	Individus prédatés.....	130
3.3	Population totale	132
3.3.1	Amplitude des déplacements.....	132
3.3.2	Nombre de récepteurs visités par mois	133
3.3.3	Répartition spatiale et saisonnière.....	133
3.3.4	Distances individuelles parcourues	135
3.4	Effet des barrages	136
3.5	Sorties de la zone d'étude.....	136
4	DISCUSSION	138

4.4	Sorties de zone d'étude	142
5	CONCLUSIONS.....	142
6	BIBLIOGRAPHIE	143

1 INTRODUCTION

1.1 Le silure glane : une espèce controversée, un contexte particulier

Les controverses sur le silure commencent dès les discussions sur ses origines, car différents points de vue sont possibles en fonction de l'échelle historique prise en compte. En Europe, aucune donnée n'est disponible avant le Miocène moyen. Les fossiles les plus anciens de siluridés datent du Miocène supérieur (de -25 à -6 millions d'années) et proviennent de deux sites distincts :

- un site dans le bassin du Danube (Gaudant, 1994) ;
- un site en Ardèche dans le bassin du Rhône (Mein et al., 1983).

C'est cette dernière observation qui est à l'origine d'une des discussions actuelles, à savoir le côté indigène ou non du silure en France. Pour certains, la présence des silures sur le Rhône à cette époque lui confère le statut d'espèce indigène dans ce bassin, et donc en France, et ainsi réfute le terme d'espèce exotique ou d'espèce non-indigène.

En tout état de cause, jusqu'à la fin de la dernière glaciation au Néolithique (-15000 ans), le silure ne subsistait plus que dans le Sud-Est de l'Europe : Danube, mer Noire et mer Caspienne. Ces régions sont considérées de nos jours comme le berceau de la nouvelle expansion du silure vers l'Europe du Nord et de l'Ouest (Proteau & Schlumberger, 2008).

Une seconde controverse existe sur la nature de sa ré-introduction moderne. Ainsi, si une partie de l'expansion a pu avoir lieu naturellement via les canaux du Rhin et du Rhône, une partie de l'expansion semble liée à l'aquaculture et à la pêche (Copp, Robert Britton, et al., 2009; Cucherousset et al., 2018), mais il semble difficile d'établir les vecteurs principaux d'introduction pour chacun des bassins.

Enfin, une dernière controverse existe sur l'impact environnemental de cette espèce, notamment dans les bassins versants où elle a été ré-introduite. Dans une méta-analyse, basée sur plus de 10 000 échantillonnages, sur 500 sites et sur 20 ans, le silure n'apparaît pas comme responsable aux échelles nationales d'une large chute des assemblages de poissons (Guillerault, Boulêtreau, & Santoul, 2019). Dans une partie comparative « Avant / Après » de l'étude, il a été démontré un impact du silure sur la richesse spécifique, la diversité, la biomasse totale et la densité du cortège ichtyofaunique mais d'un niveau modéré à faible. Dans une seconde partie comparative, cette étude ne montre pas de différence significative entre bassins avec silures et bassins sans silures, avec même une richesse spécifique de l'ichtyofaune supérieure dans les bassins avec des silures. En revanche, l'impact du silure est bien confirmé sur certaines espèces particulières, comme notamment les migrateurs amphihalins. Ainsi, le laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement de l'université de Toulouse III a déjà démontré un impact fort du silure sur les lamproies marines en migration de reproduction dans la Garonne et la Dordogne, avec un taux de prédation de 80 % (Boulêtreau et al., 2020). L'impact sur les saumons a aussi été démontré au niveau du barrage de Golfech, sur la Garonne, avec un taux de prédation de 35 % (Boulêtreau et al., 2018). Enfin, sur les aloses, en Garonne, il a été démontré que 12 à 37 % des actes de reproduction étaient interrompus par une attaque de silure (Boulêtreau et al., 2021).

En France, le terme de nuisibles pour une espèce animale renvoie à l'article R432.5 du code rural, et définit ces espèces comme « susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques dans les

eaux ». Le silure glane n'est pas considéré comme nuisible au regard de cet article, puisque seuls le poisson-chat *Ameiurus melas* et la perche soleil *Lepomis gibbosus* le sont.

La perception du silure par les différentes communautés et usagers n'est pas la même, en raison de la nature du lien qui les relie à cette espèce.

Ainsi, le silure peut être considéré comme :

- une espèce d'intérêt récréatif, voire une espèce « trophée » ;
- une espèce d'intérêt commercial ;
- une espèce invasive affectant la biodiversité avec un impact ressenti sur des espèces commerciales, de loisirs ou patrimoniales / listées.

Il apparaît donc que le silure interagit avec différentes sphères vitales des sociétés modernes, telles que le travail, les loisirs et l'environnement.

Les controverses sur le silure sont aussi accentuées par un paradoxe : il existe un réel décalage entre la sphère publique qui se passionne pour ce sujet, la presse grand public qui le traite fréquemment (150 articles sur le silure en 2022), et les études scientifiques le concernant qui sont pour l'instant peu nombreuses.

Le silure a aussi un côté sensationnel, lié à sa morphologie générale. Récemment, une étude a été réalisée sur le niveau d'empathie et de compassion ressenties par les humains envers différentes espèces animales. Il apparaît que plus une espèce est proche phylogénétiquement de l'espèce humaine, plus il est facile de ressentir de l'empathie ou de la compassion pour cette espèce (Miralles, Raymond, & Lecointre, 2019). Il a aussi été démontré que l'espèce humaine tendait à considérer une espèce animale comme « belle » si cette espèce reprenait les attributs physiques de nos propres juvéniles, c'est-à-dire des nourrissons et jeunes enfants humains (Borgi & Cirulli, 2016). Le silure, avec sa tête carrée, sa large mâchoire et ses minuscules yeux a donc tous les attributs pour ne pas être considéré comme « beau » par l'espèce humaine, et son éloignement phylogénétique est aussi un frein à l'empathie et à la compassion pour cette espèce.

L'émotion suscitée par cette espèce, renforcée par ces paradoxes et ces controverses, conduit souvent à l'exacerbation de paradigmes, qui nécessiteraient d'être confrontés à la réalité scientifique.

Il apparaît donc, à la vue de cette synthèse bibliographique, qu'il est nécessaire de :

- vérifier si les premières observations localement réalisées dans le Sud-Ouest de la France se confirment sur le bassin de la Loire, ou bien si ce bassin réagit de manière différente ;
- continuer à fournir des données biologiques de qualité sur l'écologie et la biologie générale de cette espèce.

L'étude GlanisPoMi « Etude globale de l'impact potentiel du silure glane *Silurus glanis* sur les populations de migrateurs amphihalins du bassin de la Loire » a donc été proposée et réalisée dans le but de répondre à ces deux questions.

1.2 Objectifs : prédation et déplacements des silures de petite taille sur le bassin de la Vienne

Le présent volet de l'étude GlansiPoMi avait pour objectif de quantifier une éventuelle prédation chez le silure. Les silures ciblés étaient de petite taille, mais suffisamment grands pour ne pas être la cible d'autres potentiels prédateurs que les grands silures. Chez ces poissons, le régime trophique est entre autres déterminé par les contraintes morphologiques. En effet, la taille de la bouche est un caractère limitant la taille des proies potentielles, étant donné qu'ils avalent généralement leur proie en entier (Cohen et al., 1993; Forsman, 1996). Ainsi, il a été décidé de sélectionner des individus de taille comprise entre 40 et 100 cm incapables de se nourrir de migrateurs amphihalins adultes mais potentiellement victimes de cannibalisme. En théorie, tous les individus suivis pourraient être potentiellement des géniteurs car la maturité peut potentiellement apparaître entre 40 et 70 cm pour cette espèce. Compte-tenu de cela, nous privilégierons le terme « silures de petite taille » au lieu de « silures juvéniles » pour désigner les silures étudiés dans cette étude.

Dans un second temps, les déplacements de ces silures de petite taille au cours des saisons seront aussi analysés afin de fournir et de compléter les données biologiques sur cette espèce.

Pour cette étude, 32 silures de taille inférieure à un mètre ont été marqués avec des émetteurs acoustiques, puis relâchés sur une zone d'étude couvrant une grande partie du bassin de la Vienne. La zone d'étude a débuté 7 km en aval de la confluence Vienne - Creuse et s'est étendue jusqu'aux barrages de Châtelleraut sur 26 km sur la Vienne et Descartes sur 13 km sur l'affluent Creuse. Chaque marque acoustique utilisée émettait régulièrement un identifiant individuel, permettant de suivre individuellement chaque silure relâché dans le milieu naturel. De plus, les marques acoustiques avaient un capteur spécial capable de réagir avec l'acide de l'estomac d'éventuels prédateurs et donc d'identifier des événements de prédation. Grâce à un réseau de récepteurs acoustiques disposés le long du site d'étude, les individus ont été localisés lors de leurs déplacements. Ainsi, la prédation a pu être quantifiée, tout comme d'autres paramètres tels que les déplacements sur les axes Vienne et Creuse et la dynamique comportementale (sédentarité, prospection, influence des facteurs environnementaux).

1.3 Limitation des biais post-opératoires et comportementaux

L'étude s'est déroulée dans le cadre de l'Etablissement Utilisateur Faune Sauvage Non-Hébergée du Muséum (EU-MNHN-UAE-FSNTC, agrément A750536), validé par le comité d'éthique en expérimentation animale n°068, comité Cuvier, et autorisé par le ministère de l'enseignement supérieur, de la recherche et de l'innovation (APAFIS#28855-2021030816211708v1).

La chaîne de prophylaxie a été respectée avec attention pour chaque individu. A chaque étape du protocole, la température de l'eau des silures a été surveillée, notamment avant leur relâche sur la zone d'étude, et si nécessaire une acclimatation thermique progressive a été effectuée. Les silures ont été relâchés sur leurs lieux de capture ce qui a permis de ne pas biaiser le suivi de leur comportement localement. Tous les résultats de ce suivi ont été présentés et discutés avec l'ensemble des membres du consortium de l'étude GLANISPOMI. Les conclusions de ce rapport ont été validées par l'ensemble du consortium.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Site d'étude

Le site d'étude a été choisi en fonction de deux critères principaux : la présence de silures et la présence de migrateurs amphihalins. Le sous-bassin de la Vienne, dans le bassin de la Loire, s'est révélé être un site particulièrement bien adapté. En effet, ce bassin abrite les plus fortes concentrations en lamproies marines (*Petromyzon marinus*) et en aloses (surtout *Alosa alosa*) du bassin de la Loire, avec également la présence d'une population d'anguilles. Cette zone est aussi caractérisée par la présence du silure. L'étude s'est donc déroulée au niveau de la confluence entre la Vienne et la Creuse, jusqu'aux barrages de Descartes sur la Creuse et Châtellerault sur la Vienne (**Figure 1**).

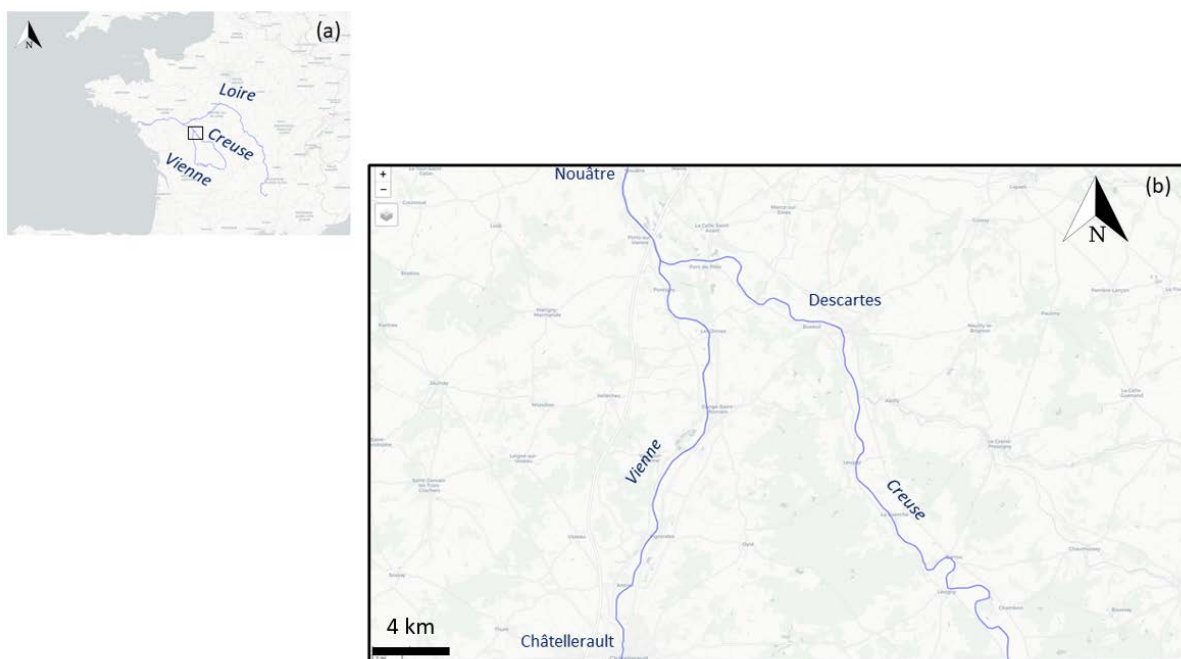


Figure 1 : Localisation générale du site d'étude (a) et vue centrée sur le site d'étude (b). Le secteur d'étude s'étendait de Nouâtre (au Nord) aux barrages de Châtellerault sur la Vienne et de Descartes sur la Creuse (© OpenStreetMap).

2.2 Protocole expérimental

2.2.1 Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques employés

Dans cette étude, les silures de petite taille ont été suivis dans le milieu naturel à l'aide d'émetteurs acoustiques implantés dans leur cavité générale (Vemco V9D-2X-69 kHz, 31.5 mm de long, 9 mm de diamètre, 5 g, 151 dB). Ces marques étaient équipées avec des capteurs de prédation, capables de détecter un événement de prédation en réagissant avec l'acidité de l'estomac des prédateurs. Le délai moyen inter-émissions était de 100 secondes pendant 247 jours.

Les signaux acoustiques issus de ces émetteurs ont été enregistrés par des récepteurs acoustiques (Vemco VR2W-69 kHz) qui peuvent être installés dans le milieu naturel d'une manière totalement autonome pendant plus de 12 mois.

2.2.2 Localisation des récepteurs fixes

Un réseau de 41 récepteurs acoustiques a été déployé sur la Vienne, depuis le barrage de Châtellerault jusqu'à Nouâtre, et depuis le barrage de Descartes sur la Creuse jusqu'à sa confluence avec la Vienne (**Figure 2**). Les hydrophones ont été positionnés régulièrement (1 hydrophone / km sur la Creuse et la Vienne aval et 1 récepteur / 2 km sur la Vienne amont) sur le site d'étude afin d'évaluer de façon spatio-temporelle la prédation et les déplacements des silures, sur tous les types de faciès.

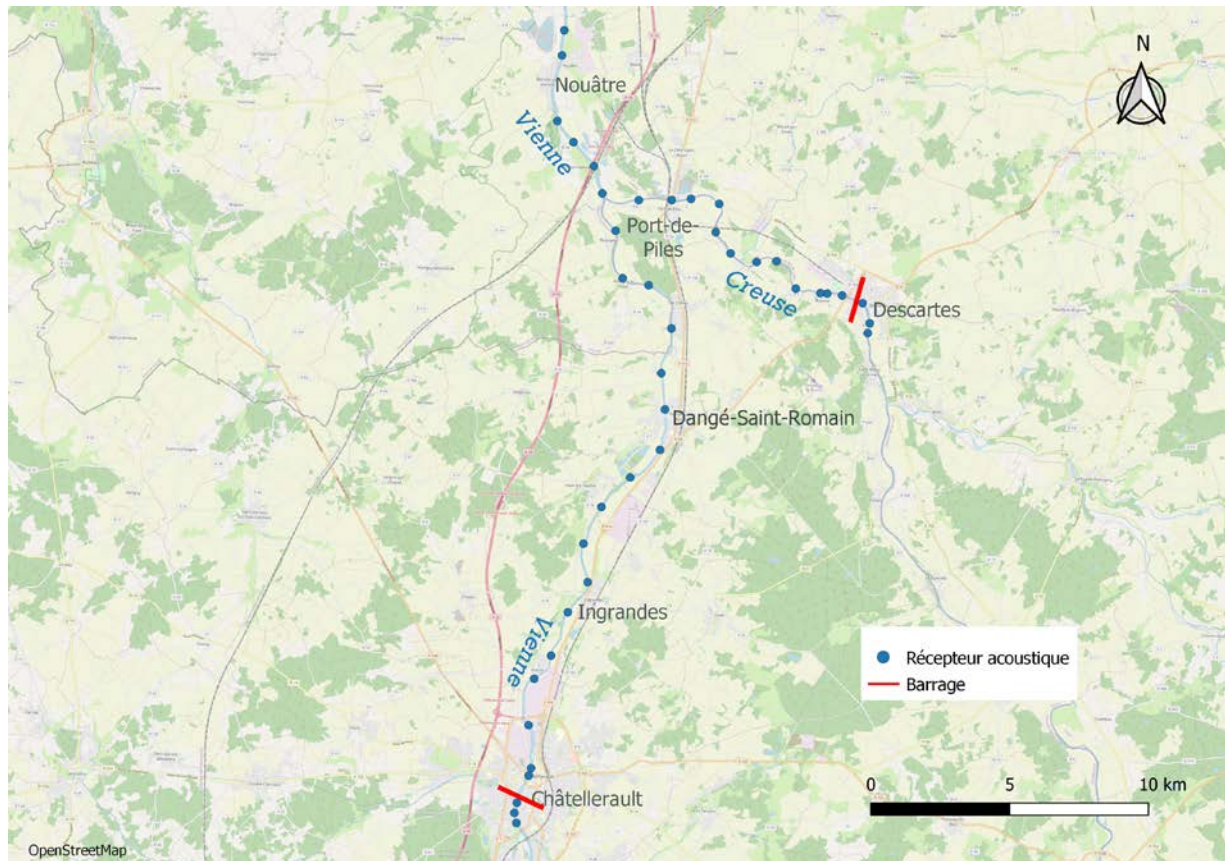


Figure 2 : Localisation des récepteurs acoustiques sur la zone d'étude Vienne – Creuse.

Pour évaluer l'impact des deux barrages de la zone d'étude (Descartes et Châtellerault) sur le comportement des silures, un effort dans la couverture spatiale des récepteurs a été apporté aux abords ces deux barrages, avec des récepteurs localisés en amont et en aval immédiats de chacun des deux ouvrages. Un des clapets du barrage de Descartes s'est rompu le 14 juillet 2021, date à laquelle l'ouvrage a été considéré transparent.

2.2.3 Capture des silures de petite taille

Les silures ont été capturés sur l'ensemble de la zone d'étude par les fédérations de pêche départementales et par des pêcheurs professionnels, sur de nombreux types de faciès différents. Les captures ont été faites majoritairement par pêche électrique (24 individus), mais aussi par pêche au cordeau (7 individus) et à la ligne (1 individu), entre le 31 mars et le 27 juillet 2021. Les individus capturés ont été stabulés pour une période maximale de 3 h dans des viviers sur le bateau en pêche, avec un renouvellement d'eau fréquent et une oxygénation continue.

La pêche électrique est une méthode de pêche réglementée. Dans cette étude, le matériel utilisé était un dispositif stationnaire HansGrass EL63II réglé en courant continu d'environ 280 volts. Il était fixé au fond du bateau et la cathode était attachée à la ligne de vie latérale du bateau. Un opérateur était dévolu au pilotage du bateau, un autre à l'anode, et enfin deux autres aux épuisettes (**Figure 3**).



Figure 3 : Photo d'une action de pêche électrique avec l'équipe de la Fédération de pêche d'Indre et Loire.

Tous les opérateurs étaient détenteurs d'une habilitation de pêche électrique, porteurs de gilets de sauvetage et de gants de pêche électrique homologués. La prospection a été principalement axée sur les embâcles, herbiers de jussie et zones de calme avec surplomb arboré. Le bateau a été dirigé vers ces zones et l'anode immergée rapidement pour appliquer le courant électrique. Capturés à l'aide des épuisettes, les silures ont ensuite été installés dans un vivier oxygéné à bord du bateau. Dès que possible, ils ont été emmenés sur le chantier de chirurgie installé sur la berge. Ils y ont été marqués, puis ont été relâchés sur le lieu de leur capture.

2.2.4 Transport des individus

Pour les besoins du marquage, les individus ont été transportés depuis le lieu de prélèvement (en rivière sur la zone d'étude), jusqu'au poste de chirurgie installé sur la berge, au plus près de la zone de pêche, et vice versa pour la relâche post-marquage. Ce transport a eu lieu dans des viviers oxygénés, remplis par l'eau du milieu des silures ou à défaut dans des sacs de transport adaptés aux silures. Avant chaque transfert des individus entre différents viviers ou en rivière, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée en cas de différentiel de température supérieur à 2 °C.

2.2.5 Marquage des silures

Les individus à marquer ont été sélectionnés afin d'exclure les poissons présentant des pathologies ou des plaies importantes. De plus, des critères de taille des silures ont été établis : plus de 40 cm afin que leurs seuls prédateurs possibles soient des silures de tailles plus importantes, et moins de 100 cm, taille maximale estimée pouvant être prédatée par la majorité des plus grands silures, même si certains individus de 130 cm ont déjà été trouvés dans des contenus stomacaux de silures de très grande taille (Frédéric Santoul, comm. pers.). Ainsi, les silures sélectionnés ont été marqués avec un émetteur acoustique placé dans la cavité péritonéale, par insertion chirurgicale sous anesthésie générale (Aquacen Benzocaina, 50 mg.l⁻¹). Les individus ont ensuite été transférés dans

un bac de réveil individuel jusqu'à la dissipation de tout effet de l'anesthésiant, puis transférés dans un vivier post-opératoire, jusqu'au moment de leur relâche dans le milieu naturel. Chacun des émetteurs utilisés ne dépassait pas 2 % du poids total de l'individu marqué, comme classiquement recommandé (Winter, 1996). Le protocole chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2018), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux (**Figure 4**).



Figure 4 : Photos d'un vivier de réveil post-opératoire à gauche et de la relâche d'un silure marqué à droite.

La majorité des silures « de petite taille » a été pêchée et relâchée sur la Vienne aval : cinq le 31/03, six le 07/04 et sept le 28/07 soit un total de 18 individus. Sur la Vienne amont, cinq individus ont été marqués puis relâchés durant les 15 premiers jours d'avril, puis quatre autres la dernière semaine de juillet. Sur la Creuse, un individu a été marqué le 29/03, deux le 07/04, un le 28/04, et un dernier le 27/07. Chaque individu marqué a été relâché sur son lieu de prélèvement (**Figure 5**).

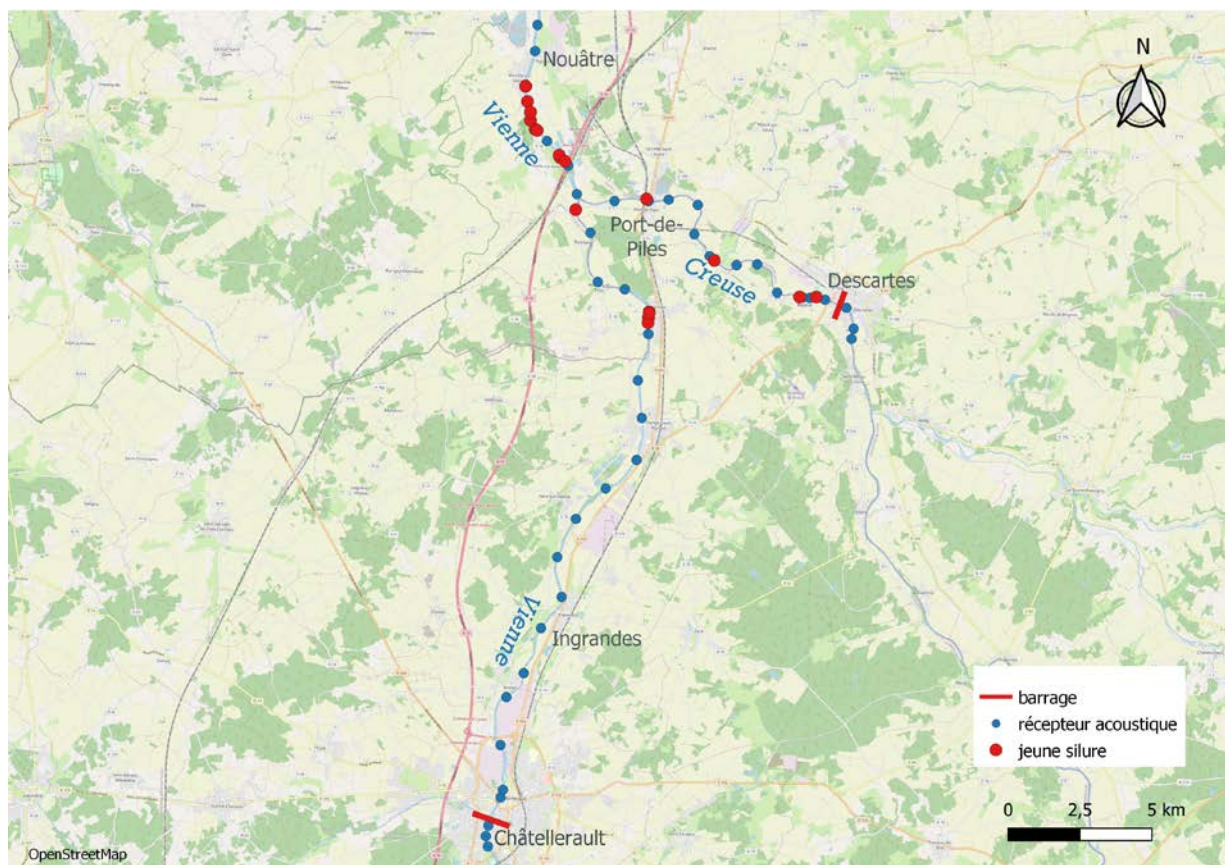


Figure 5 : Localisation des pêches et relâches des silures de petite taille.

2.2.6 Relève des récepteurs acoustiques

Les forts débits d'hiver, les importantes hauteurs d'eau et surtout la forte turbidité des rivières du site d'étude, ont créé des difficultés lors de la relève des récepteurs acoustiques. Ainsi, les récepteurs ont été relevés en plusieurs fois avec le CETU-Elmis entre le 27 janvier et le 24 mai 2022 : du 17 au 21 janvier pour toute la zone d'étude en aval des barrages, du 27 janvier au 1^{er} février pour l'amont des barrages, puis des recherches additionnelles du 7 au 9 février avec des plongeurs professionnels MNHN, et le 18 mars et le 24 mai avec des plongeurs amateurs du club de Chinon. Plusieurs récepteurs manquants faisaient encore l'objet de recherches actives en automne 2022.

2.3 Analyse de données

2.3.1 Variables environnementales

Les températures ont été enregistrées toutes les 10 minutes par les capteurs de températures intégrés dans les récepteurs acoustiques ThelmaBiotel. Les informations hydrologiques sur les différents sites d'étude ont été téléchargées sur le site eaufrance (www.hydro.eaufrance.fr). Les moyennes horaires des débits et des hauteurs d'eau ont été récoltées sur les stations suivantes : Nouâtre sur la Vienne aval, Ingrandes-sur-Vienne sur la Vienne amont et Leugny sur la Creuse.

2.3.2 Prédation des jeunes silures

2.3.2.1 Nombre d'individus prédatés

La proportion de silures de petite taille prédatés a été calculée en utilisant le nombre de silures marqués dont la marque à capteur de prédation a détecté un évènement de prédation, rapporté au nombre total de silures marqués.

2.3.2.2 Timing corrigé de la prédation

En cas d'activation d'un capteur prédation, le moment précis (jour et heure) de cette activation est enregistré et transmis par la marque acoustique. Ce moment d'activation est différent du moment exact de la prédation car le capteur va mettre un certain temps à s'activer. Ce délai varie en fonction de la proie (et donc de la quantité et du type de matière organique à digérer), du prédateur (différence de métabolisme entre espèces ou individus) et de la température de l'eau (temps de digestion négativement corrélé avec la température de l'eau). Il n'existe pas d'étude spécifique sur les temps d'activation de ce genre de capteurs de prédation en ce qui concerne les silures prédatés par d'autres silures. Toutefois, le temps de digestion par les silures a été mesuré dans une eau allant de 5 à 25°C, pour une alimentation et une gamme de taille des silures non précisées (in : Proteau & Schlumberger, 2008). A partir de ces données, un délai d'activation, correspondant au temps de digestion à la température à laquelle le capteur a été activé, a été pris en compte lors de l'analyse des données. Les timings des prédatations ont donc été corrigés en retirant les délais d'activation aux moments de l'activation.

2.3.2.3 Localisation des prédatons

La localisation des prédatons a été relevée à chaque fois en se basant sur le timing corrigé de chacun des évènements de prédation.

2.3.3 Métriques comportementales

2.3.3.1 Amplitude des déplacements

Pour chaque individu, l'amplitude de ses déplacements a été calculée comme la différence entre le point kilométrique du point le plus haut jamais atteint durant le suivi et le point kilométrique du point le plus bas jamais atteint durant le suivi. Une distinction a été faite entre les individus ayant quitté la zone d'étude durant le suivi et les autres.

2.3.3.2 Nombre de récepteurs visités par mois par individu

Pour chaque individu, le nombre de récepteurs où il a été entendu au moins une fois a été calculé, puis rapporté au temps de suivi (en mois) du même individu. Ce temps de suivi a été calculé comme la différence de temps (en mois) entre la relâche de l'individu et sa dernière observation.

2.3.3.3 Répartition spatiale

La répartition spatiale des silures suivis a été analysée en regardant le nombre d'individus suivis observés par semaine devant un récepteur donné, sur l'ensemble de la période d'étude. Compte tenu d'un fort taux d'occurrence faible ou nulle, les variations saisonnières ont été visuellement analysées en comparant les densités par récepteur sur l'ensemble de la période de suivi.

2.3.3.4 Distances individuelles

Les distances individuelles parcourues ont été calculées en fonction des positions de chaque récepteur qui a enregistré la présence d'un individu. Ainsi, un individu restant devant un seul récepteur aura une distance parcourue égale à zéro. En revanche, un individu allant d'un récepteur à un autre aura parcouru une distance équivalente à la distance entre ces deux récepteurs. Ensuite, toutes les distances parcourues par un individu sont soit additionnées pour avoir la distance totale cumulée individuelle parcourue, soit additionnées puis moyennées par jour pour avoir la distance quotidienne moyenne individuelle.

Les deux types de distances ont ensuite été analysés avec un modèle linéaire généralisé afin de déceler d'éventuelles relations avec la taille des individus.

3 RESULTATS

3.1 Biométrie

Les 32 individus marqués mesuraient entre 391 et 952 mm avec une moyenne de 664 mm (**Tableau 1**). Les poids ont été obtenus avec des outils de mesures dont la portée était limitée à 5 kg. Cinq individus dépassaient cette limite, les valeurs moyennes et maximales des poids des individus n'ont donc pas pu être calculées.

Tableau 1 : résumé de la biométrie des 32 silures de petite taille suivis.

	Poids (g)	Longueur (mm)
Minimum	351	391
Maximum	NA	952
Moyenne	NA	664.5
Médiane	1695	658.5

3.2 Individus prédatés

Le réseau de récepteurs a détecté 26 des 32 silures marqués. Les capteurs de prédation ont été activés pour 4 de ces 26 individus, soit 15 %. La temporalisation des actes de prédation a permis de localiser tous ces actes en Vienne aval, sur des zones où ils résidaient depuis plusieurs mois (**Figure 6**), toujours à proximité de leur lieu de relâche.

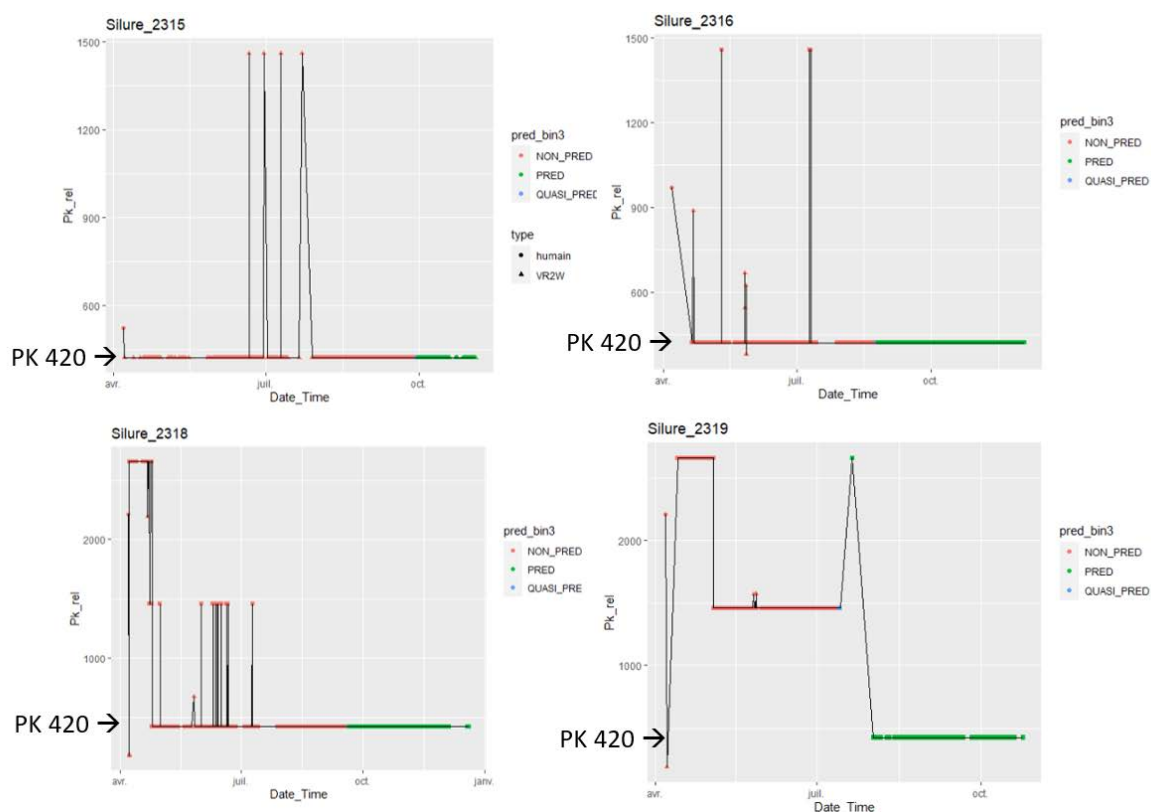


Figure 6 : Profils de déplacements des quatre silures de petites tailles avec capteurs de prédation activés. La position (en distance (m) relative depuis le point le plus bas du site d'étude) de chaque individu est représentée tout au long de l'étude. La couleur des points renseigne sur le statut de prédation (rouge = capteur non activé, vert = capteur activé, bleu = prédation avec correction du délai d'activation).

Les individus prédatés mesuraient entre 391 et 625 mm et ont été prédatés en été et début d'automne (**Tableau 2**). Ces quatre individus faisaient partie des plus petits individus de la population suivie (**Figure 7**). Le temps de suivi avant prédation a été important, avec une durée comprise entre 97 et 175 jours (**Tableau 2**). La distance parcourue avant prédation variait de 771 à 4528 mètres (2635 mètres en moyenne) (**Tableau 2**) ; le faible nombre d'individus prédatés ne

permet pas la réalisation de tests statistiques, mais cette valeur est proche de la valeur médiane de la population. Il y a eu un seul changement notable de comportement (déplacement et changement de zone) au moment de l'activation de la marque prédation pour un seul silure prédaté (Figure 8).

Tableau 2 : Caractéristiques des quatre individus prédatés.

Individu	Longueur totale (mm)	Date de relâche	Date de prédation	Temps avant la prédation (jours)	Distance parcourue avant prédation (mètres)
2315	444	07/04	28/09	174.8	2560
2316	485	07/04	24/08	139.7	771
2318	625	07/04	20/09	166.4	4528
2319	391	07/04	13/07	97.3	2684

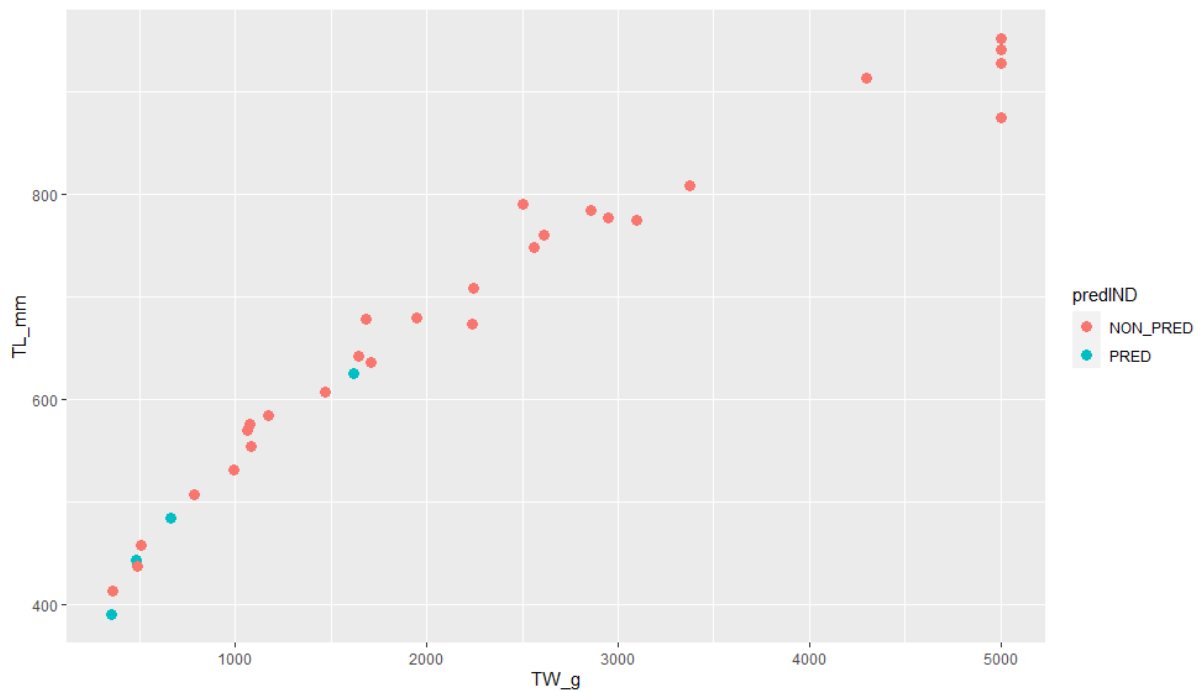


Figure 7 : Relation taille / poids des individus marqués. La couleur des points indique le statut de prédation final (rouge = non-prédaté, bleu = prédaté).

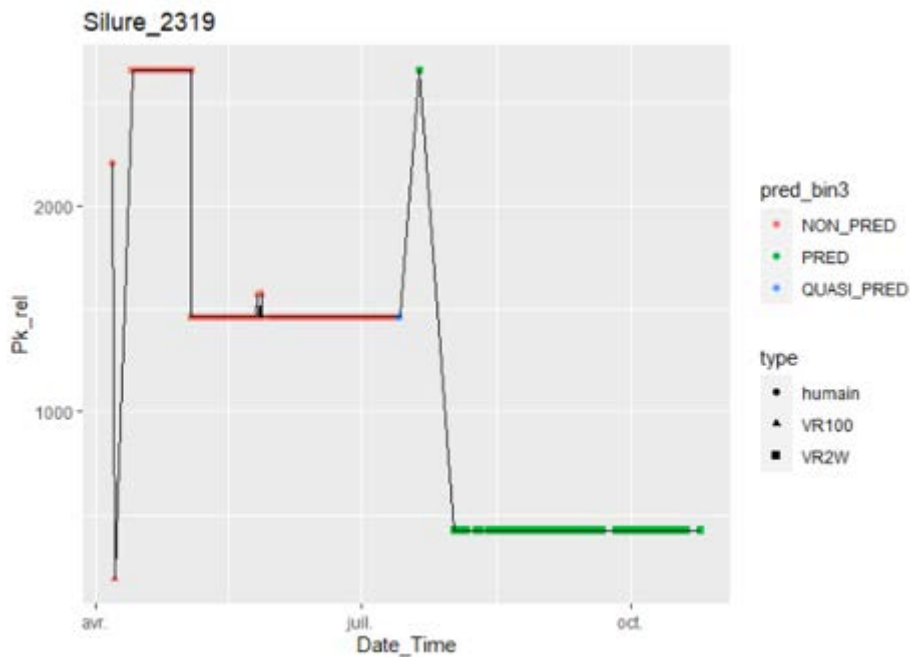


Figure 8 : Exemple d'un changement de comportement pour un individu (ici déplacements et changements de zone) entre la période non-préditée (en rouge) et la période préditée (en vert).

Aucun changement de comportement n'a été observé chez les trois autres individus dont les capteurs de prédation se sont déclenchés. En effet, les localisations et les mouvements des périodes post-prédations sont restés similaires à ceux des périodes pré-prédations (Figure 6).

3.3 Population totale

3.3.1 Amplitude des déplacements

La gamme des amplitudes des déplacements allait de 0 à presque 15 000 m pour l'ensemble des silures suivis. Le déplacement médian était de 1181 m. Deux des trois individus avec les amplitudes de déplacements les plus importantes étaient des individus ayant quitté la zone d'étude (Figure 9).

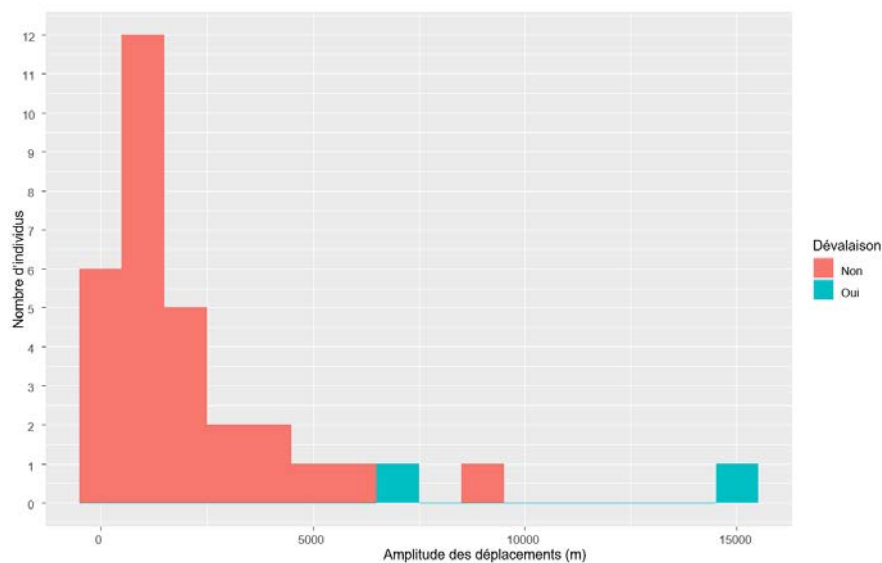


Figure 9 : Amplitude des déplacements (en mètres) des silures suivis dans l'étude.

3.3.2 Nombre de récepteurs visités par mois

La très grande majorité des silures (96.8 %) suivis dans cette étude n'a été observée que par une moyenne inférieure ou égale à deux hydrophones par mois de suivi. Un seul individu a été détecté par une moyenne de plus de trois hydrophones par mois.

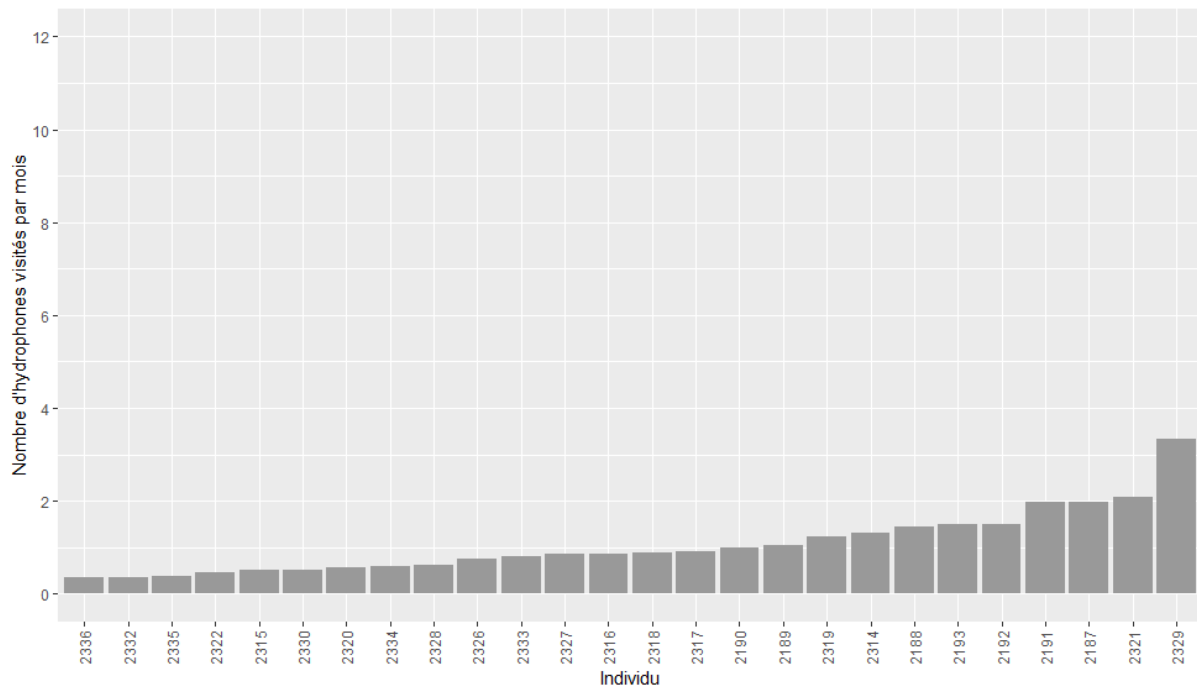


Figure 10 : Moyenne du nombre de récepteurs ayant détecté un individu par mois. Chaque silure suivi est représenté sur l'axe des abscisses par son identifiant.

3.3.3 Répartition spatiale et saisonnière

La distribution des individus marqués dans le site d'étude n'a pas montré de patrons temporels clairs (**Figure 11**), comme cela a pu être montré chez les silures « de grande taille » (cf chapitre E – « Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne »). En effet, la majorité des sites est très peu fréquentée tout au long de l'année. Seuls deux sites hébergent un nombre plus important de silures marqués (sites 4 et 3, **Figure 11**). Mais dans les deux cas, aucune variation saisonnière n'est clairement visible. L'effet géographique est très localisé, puisque deux sites distants de quelques centaines de mètres présentent des différences très importantes de densité, comme par exemple les sites correspondant aux stations 4 et 5 (**Figure 11**). Bien que distants de quelques centaines de mètres seulement, ces sites hébergent un nombre très différent de silures suivis (entre 10 et 12.5 % tout au long de l'année pour le site 4, versus quasiment aucun individu sur l'ensemble de l'étude pour le site 5).

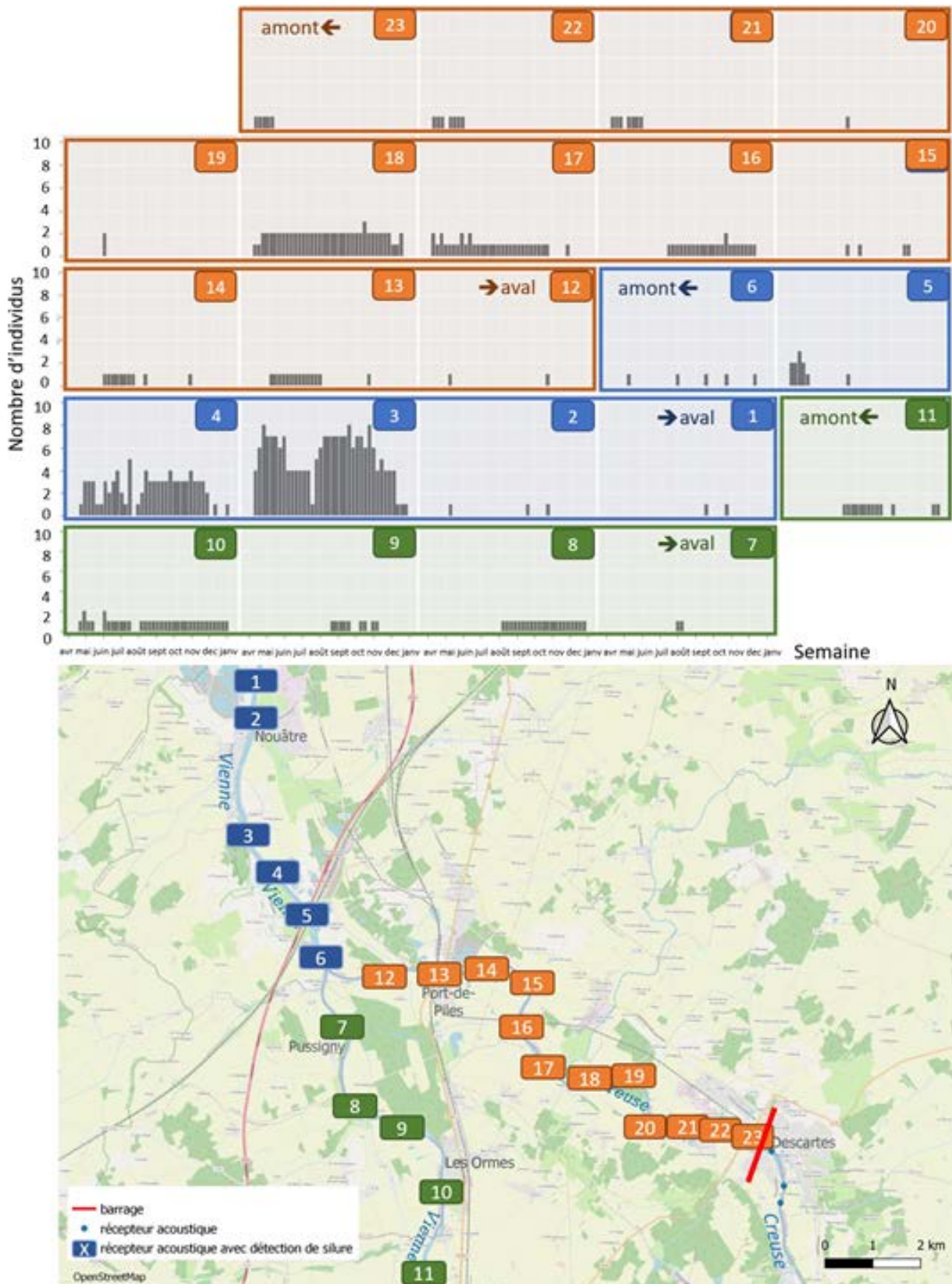


Figure 11 : Nombre d'individus marqués détectés sur les 23 stations de détection (orange = Creuse ; bleu = Vienne aval ; vert = Vienne amont) en fonction du temps. Les localisations des 23 stations sont représentées sur la carte.

3.3.4 Distances individuelles parcourues

Sur l'ensemble de la durée de l'étude, les silures marqués ont parcouru en moyenne 4 km (médiane = 1.5 km, min = 0 km, max = 28 km) (**Tableau 3**). Cette distance ramenée au temps de présence moyen individuel sur la zone d'étude, donne une distance quotidienne moyenne parcourue de 360 m (médiane = 32 m, min = 0.36 m, max = 2900 m).

Tableau 3 : Distances totales et quotidiennes individuelles parcourues par les silures de petite taille sur l'ensemble du suivi.

	Distance totale individuelle parcourue (en mètre)	Distance quotidienne individuelle parcourue (en mètre)
Moyenne	3997	360
Médiane	1569	32
Maximum	28022	2906
Minimum	0	0.36

Il n'existe pas de lien statistique confirmé entre la taille des individus et la distance totale individuelle parcourue (**Figure 12**), ni entre la taille des individus et la distance quotidienne individuelle parcourue (**Figure 13**).

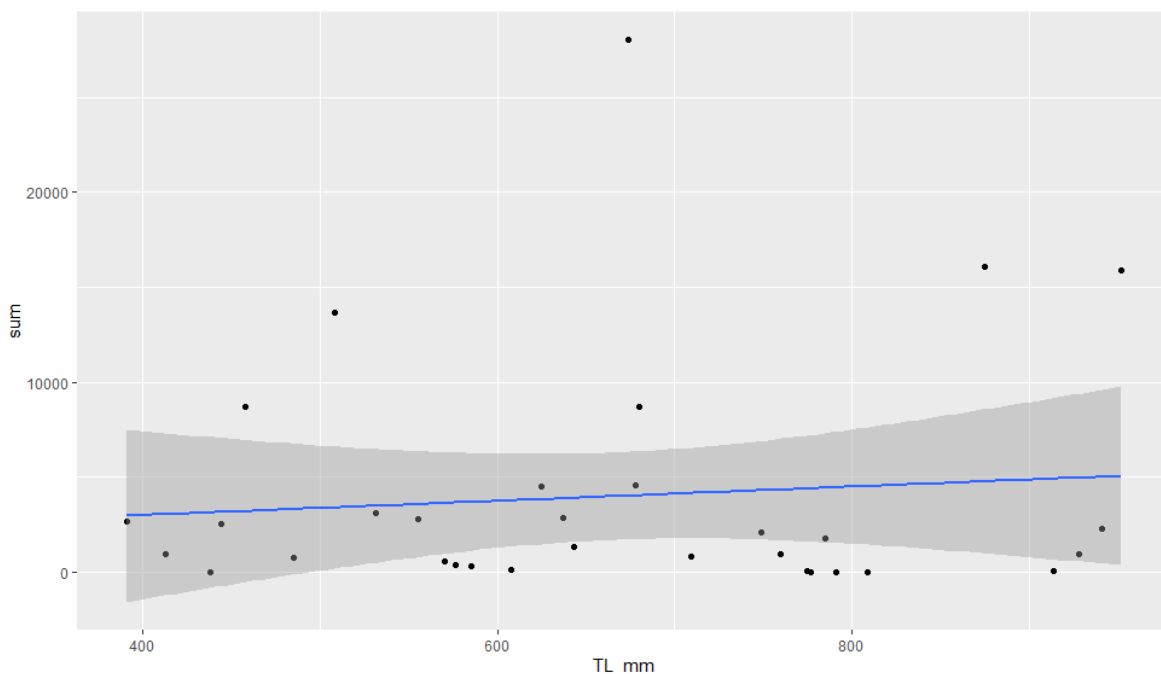


Figure 12 : Relation entre la taille des individus (TL, exprimée en mm) et la distance totale individuelle parcourue (en mètres).

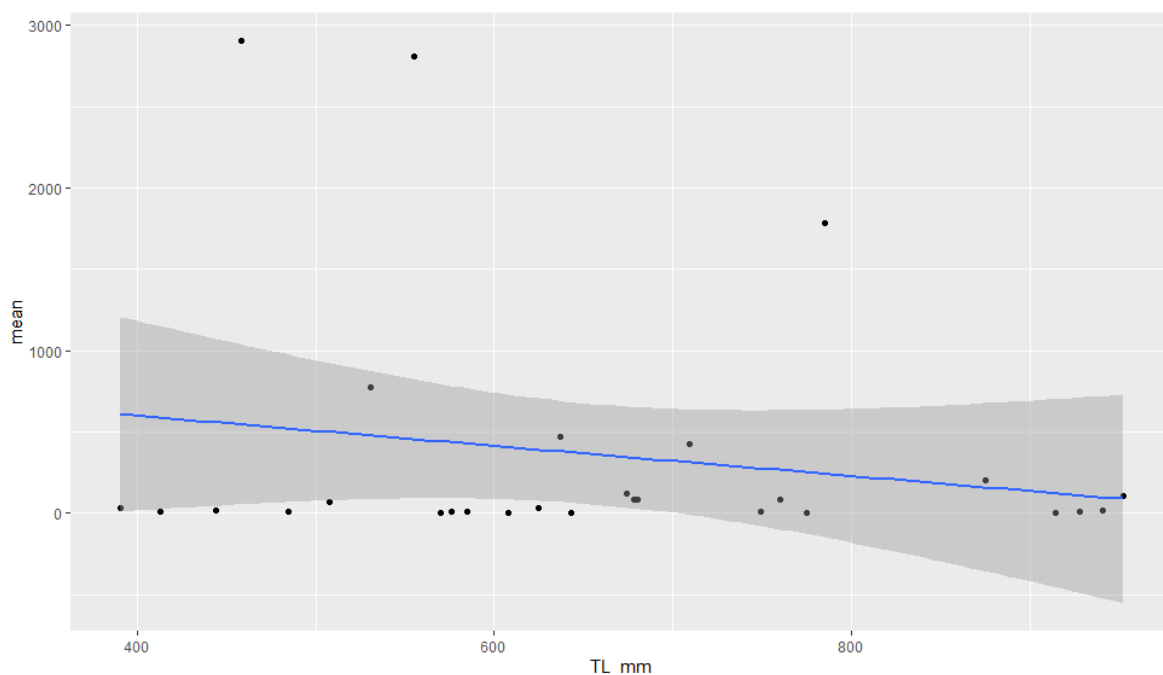


Figure 13 : Relation entre la taille des individus (TL, exprimée en mm) et la distance quotidienne individuelle parcourue (en mètres).

3.4 Effet des barrages

Un seul individu marqué a été observé sur le dernier récepteur le plus proche en aval du barrage de Descartes sur la Creuse. Cependant, ce silure a été pêché et relâché à 500 m en aval du barrage, et a été détecté pendant deux mois en alternance sur les trois récepteurs situés à l’aval du barrage sur un linéaire de 1.2 km, mais n’a jamais été détecté en amont du barrage.

Aucun silure marqué n’a été détecté en aval direct du barrage de Châtellerault.

3.5 Sorties de la zone d’étude

Sur les 36 individus suivis, deux individus ont quitté la zone durant l’étude. Les dates de sortie sont dans le **Tableau 4**. Ces deux individus présentaient un profil similaire : longue phase stationnaire puis dévalaison rapide et linéaire (**Figure 14**).

Tableau 4: Biométrie et informations sur les individus sortis de la zone d’étude.

Individus	Taille (mm)	Poids (g)	Date de relâche	Date de sortie	Distance observée de dévalaison (m)
2321	508	782	07/04/2021	26/10/2021	12496
2329	458	509	28/07/2021	20/09/2021	4516

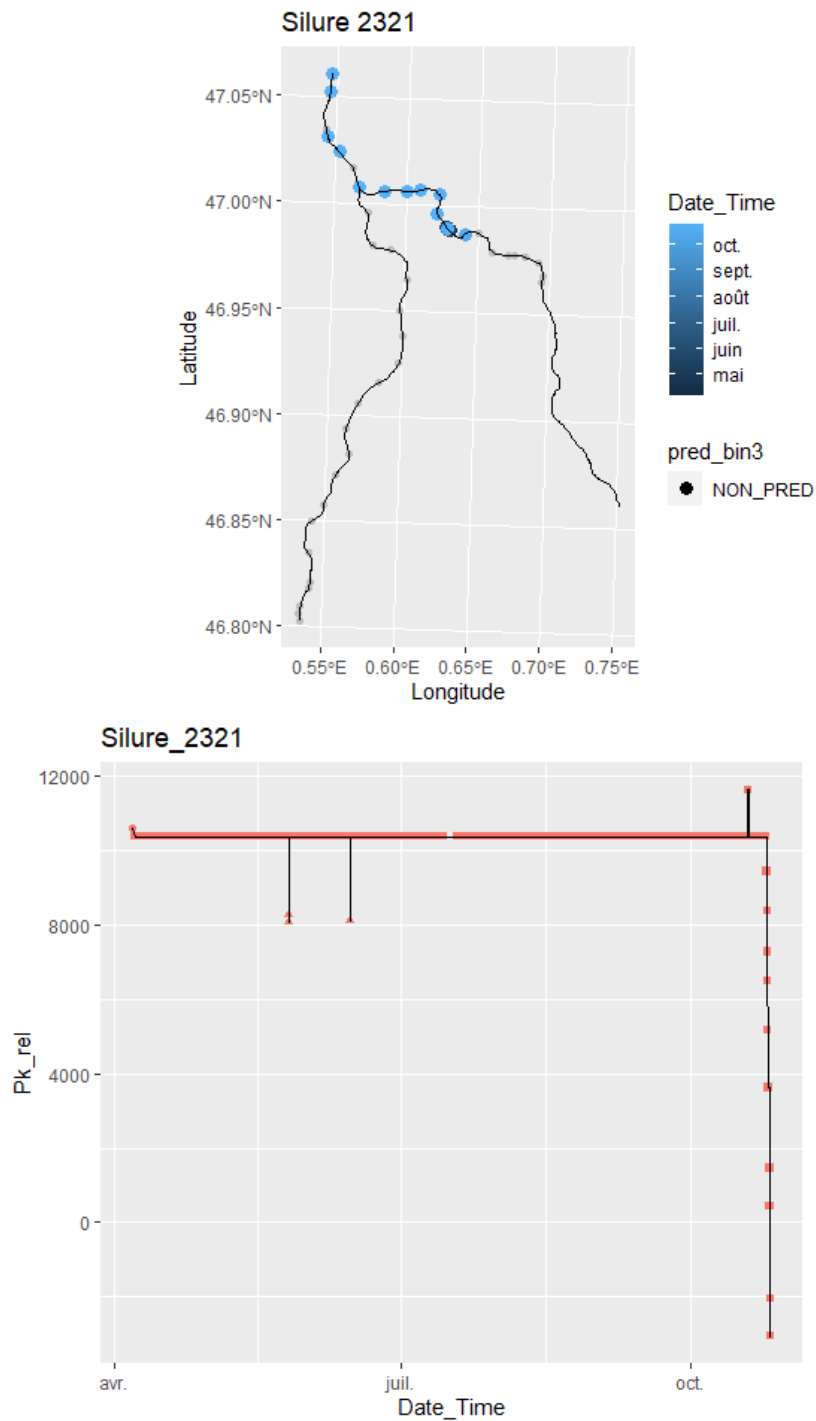


Figure 14 : Exemple de profil de déplacements d'un individu ayant réalisé une sortie de la zone d'étude, représentation cartographique (figure du haut) et représentation graphique (figure du bas : position de l'individu en km depuis le point le plus bas de la zone d'étude, en fonction du temps).

4 DISCUSSION

Dans l'étude GlanisPoMi, l'objectif principal était de connaître le potentiel impact des silures sur les populations de migrateurs amphihalins. Il a donc été décidé de suivre deux groupes de silures du bassin de la Vienne, en faisant une discrimination basée sur leurs capacités trophiques : 1) les individus de grande taille (limite inférieure fixée à 120 cm) capables de se nourrir de migrateurs amphihalins d'une part, et 2) les individus de petite taille (40 – 100 cm) incapables de prédater des amphihalins adultes mais pouvant potentiellement être prédatés par des silures plus grands d'autre part. Suivant les courbes de croissance trouvées dans la littérature (Proteau & Schlumberger, 2008), les silures suivis dans la présente étude seraient des individus âgés de 2 à 7 ans. En effet, la taille moyenne des silures glanes en Europe est de 40 cm à 2 ans et de 100 cm vers 6 ou 7 ans (Wheeler, 1969). La maturité chez cette espèce est généralement observée vers l'âge de 3 ou 4 ans, avec une longueur moyenne à maturité allant de 39 à 71 cm (in: Copp, Robert Britton, et al., 2009). En théorie, les individus suivis pourraient donc tous être des géniteurs, et non des juvéniles au sens écologique du terme.

4.1 Prédation des silures de petite taille

La gamme de taille des individus suivis lors de cette étude a été fixée afin de permettre l'observation d'une éventuelle prédation, principalement par des silures de plus grande taille. En effet, la taille minimale des individus suivis (39 cm) est difficilement compatible avec une prédation par une autre espèce que le silure.

Les silures suivis dans cette étude ont été équipés d'émetteurs acoustiques munis de capteurs de prédation capables de réagir avec l'acide des estomacs en cas de digestion. Seuls quatre individus ont vu leur capteur de prédation s'activer durant cette étude. L'activation a eu lieu au minimum trois mois après leur relâche (de 97 à 175 jours), et sur un seul site situé sur la Vienne aval. Ces quatre capteurs se sont activés à la même période, depuis la fin de l'été jusqu'à l'automne.

Ces marques acoustiques à capteur de prédation sont réputées assez fiables, et plusieurs tests internes (fabricant) et externes (laboratoires de recherche indépendants, bureaux d'études) confirment une bonne fiabilité. Ces marques sont donc actuellement assez largement utilisées (voir par exemple Klinard et al., 2019, 2021; Bouletreau et al., 2020; Hanssen et al., 2022), même si leur utilisation concerne un public plutôt restreint. Notamment, les faux-négatifs (non-activations du signal prédation malgré de réelles prédatations) sont très rares, et quels que soient les tests et les conditions expérimentales, les prédatations sont quasiment toujours correctement détectées (Halfyard et al., 2017; Schultz et al., 2017; Weinz et al., 2020).

Cependant, des faux-positifs et des faux-négatifs sont toujours possibles, bien que limités. Sur les premières générations de ce matériel sorties en 2015 par exemple, aucun faux-positif (activation du capteur sans prédation) n'a été observé au bout de 120 jours sur 31 individus (Halfyard et al., 2017). Une seconde génération a aussi été testée, mais les résultats étaient moins bons puisque 22 % de faux-positifs ont été observés à 66 jours. Cette seconde génération n'a pas été retenue par le constructeur dans le développement de ses marques à capteur de prédation. En milieu naturel cette fois, sur du matériel issu des premières générations (2018), le taux de faux-positifs à 5 mois étaient entre 0 et 21 % sur 60 perches jaunes marquées pour la première fois avec des petites marques acoustiques (diamètre de 5 mm) (Weinz et al., 2020). Enfin, en 2020, des marques

« ultra petites » (3 mm) ont été testées par un bureau d'étude (www.Fishbio.com) et les résultats ont mis en évidence une absence de faux-positifs à 3 semaines. Ces études ont toutes été réalisées pour valider ces marques lors de leur première génération et datent déjà de plusieurs années. Les marques utilisées lors de cette étude étaient issues de générations plus abouties, et d'une taille importante (diamètre de 9 mm) ce qui réduit le risque de faux-positifs car l'épaisseur de la pastille digestible est proportionnelle à la taille de la marque. En tout état de cause, en raison de la durée entre le marquage et l'activation qui est supérieure à 3 mois (à la différence de la partie de la présente étude sur la prédation des lamproies où plus de 80 % de la prédation avait eu lieu moins de 72 h après la relâche, excluant formellement tout souci technique de faux-positifs) et le taux d'activation relativement faible (11 %), il est impossible d'exclure formellement une activation des capteurs de prédation sans prédation réelle pour ces quatre individus.

Avant l'arrivée sur le marché de ces marques à capteur de prédation, les éventuelles prédatations d'individus marqués se faisaient avec des traceurs dits classiques, basés la plupart du temps sur l'étude de changements comportementaux. Par exemple, la prédation des anguilles argentées par des mammifères a pu être mise en évidence facilement en analysant les profils verticaux et thermiques lors de la migration trans-océanique des anguilles (Wahlberg et al., 2014). Dans le cas présent, compte tenu de la taille des individus suivis, le cannibalisme par des individus de plus grande taille reste l'hypothèse la plus probable. Pour les quatre individus « prédatés », il n'y a eu aucun changement comportemental ni aucune variation dans la niche spatiale pour trois d'entre eux. Seul un individu a montré un changement de comportement, pouvant indiquer une prédation avec plus de certitude.

En tout état de cause, même s'il n'est pas possible d'exclure formellement des artéfacts dans la détection, il y a aussi une probabilité que ces événements de prédation soient bien réels. En effet, la prédation interspécifique chez les silures a déjà été observée plusieurs fois (Copp, Britton, et al., 2009; Vejřík et al., 2017), même si elle est rapportée comme légère et inférieure au taux de cannibalisme observé par exemple chez les brochets et chez les sandres. Dans cette présente étude GlanisPoMi (Chapitre H – « Description semi-quantitative du régime alimentaire des silures, évolution temporelle et condition physiologique »), sur trois périodes d'études (printemps, été, automne/hiver), les silures représentaient 1 % en termes de nombre de proie et 2 % en termes de biomasse des proies des silures « de grande taille ».

Nos résultats montrent donc une possibilité de prédation des silures de petite taille, avec toutefois une possibilité de biais technique liée à la longue période entre marquage et activation de la marque prédation (ce qui n'était pas le cas pour les lamproies et les anguilles marquées dans la même étude, dont les tags se sont activés en quelques jours). Cette prédation, si elle est réelle, est cependant limitée car inférieure à 10 % sur une étude de huit mois. De plus, elle concerne uniquement les individus de petite taille, globalement inférieure à 50 cm. Mais même limitée aux individus de petite taille, une prédation annuelle de cet ordre de grandeur pourrait représenter au final une perte globale importante pour l'espèce. Pour finir, compte tenu de la taille des individus potentiellement prédatés, il est très fortement probable que ces prédatations soient du cannibalisme et non de la prédation inter-espèces.

4.2 Un très fort taux de sédentarité

Dans l'étude GlanisPoMi, un volet d'étude complet a été consacré aux déplacements à méso-échelle des silures « de grande taille ». Il s'est avéré que ces individus montraient des forts taux de fidélité aux sites, avec des mouvements d'amplitude assez limitée (cf chapitre E – «Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne »). Pour les individus de la même espèce, mais de plus petite taille, étudiés dans ce volet, la sédentarité et la fidélité au site semblent aussi très importantes.

La sédentarité en écologie aquatique est un comportement pouvant être abordé avec de nombreuses technologies et à travers de nombreuses métriques. Dans le cas de notre étude, la télémétrie acoustique est très bien adaptée aux analyses des déplacements, mais un peu moins pour analyser la sédentarité. La taille des domaines vitaux par exemple est souvent utilisée en écologie, notamment terrestre, mais ce paramètre n'est pas pertinent en télémétrie acoustique passive, avec des stations de réceptions fixes et une couverture spatiale non complète, c'est-à-dire sans un taux de recouvrement intégral. Ainsi, d'autres paramètres ont été analysés afin d'étudier le niveau de sédentarité des silures suivis.

Le nombre d'hydrophones visités par mois pour chaque individu est un premier proxy, certes rustique, mais néanmoins robuste. Il peut toutefois être affecté par une répartition non homogène des récepteurs. Dans notre étude, la densité des récepteurs était différente entre les rivières, celle de la Creuse étant supérieure (un récepteur tous les 1000 m) à celle de la Vienne (un récepteur tous les 1000 m en aval, et un récepteur tous les 2000 m en amont). Cependant, ce biais étant aussi présent (parfois même accentué sur certaines zones) chez les silures de grande taille, la comparaison est donc possible. Chez les grands silures, 75 % des individus suivis n'ont été détectés que par au maximum deux hydrophones en moyenne par mois, mais les 25 % restants ont été bien plus mobiles, puisqu'ils ont été détectés par plus de deux à maximum 12 hydrophones en moyenne par mois (cf chapitre E – «Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne »). Chez les silures de petite taille, 97 % des individus suivis n'ont été détectés que par un nombre d'hydrophones moyen par mois inférieur à deux, et est donc resté faible et homogène.

L'amplitude totale des mouvements est une métrique qui se rapproche très fortement des domaines vitaux selon plusieurs méthodes. Ainsi par exemple, la méthode des Minimum Convex Polygons (MCPs) quantifie l'étendue de la zone spatiale utilisée par un animal, sans notion d'intensité d'utilisation, comme c'est le cas par exemple avec les Kernel Utilization Distribution (Worton, 1987). Ainsi, l'amplitude ici décrite est très proche des domaines vitaux calculés par la méthode des MCPs. Avec cette méthode, l'amplitude médiane pour les silures suivis était de moins de 1200 m, ce qui signifie que la moitié des individus ne s'est jamais éloignée de plus de 1200 m de son point de relâche durant toute la durée de l'étude.

Les distances totale et moyenne quotidienne individuelle parcourues sont aussi deux métriques qui peuvent être utilisées pour quantifier la sédentarité. Dans cette étude, les déplacements basés sur ces deux métriques sont faibles, puisqu'en moyenne, les individus marqués ont parcouru moins de 4 km sur l'ensemble de la période d'étude, et 360 m par jour. Cependant, quelques individus ont été bien plus mobiles, avec des valeurs maximales de 28 km sur la durée totale de l'étude, et 2900 m par jour. Par comparaison, les silures de grande taille suivis dans l'étude GlanisPoMi ont parcouru en moyenne quatre fois plus de distance que les silures de petite taille,

avec une valeur maximale individuelle quasiment quatre fois supérieure à celle des silures de petite taille (cf chapitre E – «Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne »).

Toutes ces métriques et observations suggèrent un fort taux de sédentarité chez les silures de petite taille. Nos résultats confirment les études précédentes qui mettent en évidence de forts taux de sédentarité (Copp, Britton, et al., 2009) avec de forts taux de fidélité au site (Carol, Zamora, & García-Berthou, 2007). D'autres études ont révélé que les silures européens ont tendance à réaliser relativement peu de mouvements (Bruguera, 2007; Brevé et al., 2014; Capra, Pella, & Ovidio, 2014). Dans le cours supérieur du Rhône (France) par exemple, le domaine vital médian de 13 silures était de 1.3 km (Capra, Pella, & Ovidio, 2014). Dans la Meuse, sur une période de plusieurs mois, 89 % des 20 silures suivis n'ont jamais quitté le tronçon de rivière de 1.5 km où ils ont été marqués (Brevé et al., 2014).

La taille du domaine vital individuel est un facteur déterminant, influençant d'une part la survie et d'autre part le succès reproducteur des individus (Schradin et al., 2010). Ecologiquement, un domaine vital est défini comme la zone dans laquelle un individu va pouvoir se nourrir, s'abriter et avoir des comportements sociaux, comme la reproduction (Burt, 1943). En conséquence, un domaine vital individuel contient les ressources critiques nécessaires à la survie, à la croissance et conditionne la valeur reproductive d'un individu. En théorie, les animaux doivent occuper l'espace le plus petit possible dans lequel ils peuvent acquérir suffisamment de ressources pour maximiser leur potentiel reproducteur, tout en minimisant le temps et l'énergie dépensés à la défense du territoire et à la prospection (Maynard Smith, 1974). En pratique, les facteurs qui régulent la taille d'un domaine vital sont souvent plus complexes à appréhender. Basées sur des observations et des expérimentations de terrain, de nombreuses études relient la taille des domaines vitaux, et donc les déplacements, à la disponibilité en ressources, et à la présence de partenaires sexuels ou de compétiteurs (voir par exemple Hansen & Closs, 2005; Schradin et al., 2010).

Dans la présente étude, même si les domaines vitaux n'ont pas pu être calculés en raison de la technologie de suivi, les métriques calculées (nombre moyen de récepteurs ayant détecté un individu marqué par mois, amplitude des déplacements et distance parcourue) sont des proxys tout à fait acceptables et donc renseignent aussi sur la taille des domaines vitaux. ***Dans l'ensemble, les silures de petite taille ont présenté des domaines vitaux réduits, ce qui suggère une compétition intraspécifique limitée pour les ressources trophiques, l'utilisation de l'espace et l'accès aux partenaires. Néanmoins, la présence de deux individus quittant la zone d'étude peut suggérer un phénomène de dispersion à une échelle plus large.***

Un taux important de sédentarité peut aussi parfois être imposé par la configuration du site, la rupture de connectivité étant un facteur altérant l'accès aux habitats. Dans la présente étude, deux barrages étaient présents sur le site d'étude, à savoir Descartes sur la Creuse (mais effacé le 14/07/2022) et Châtellerault sur la Vienne. Aucun des individus ne s'est approché du barrage de Châtellerault. Concernant le barrage de Descartes, certains individus ont été capturés et donc relâchés à proximité, mais seul un individu s'est rapproché du barrage. ***Sur le site d'étude, la rupture de connectivité n'est donc pas un facteur expliquant le fort taux de sédentarité et l'amplitude limitée des déplacements des silures suivis.***

Il n'y a pas de patron saisonnier qui ressort clairement dans la distribution des densités des individus marqués en fonction des différentes zones sur le site d'étude, excepté une légère baisse de densité au début du mois d'août, en ce qui concerne les deux zones à plus fortes densités. **Il ne semble donc qu'il n'y ait pas de changement de zone intra-annuelle pour les individus suivis dans notre étude.** Dans la littérature, les individus de petite taille sont peu étudiés, donc il est difficile de trouver des exemples similaires. Chez les silures de grande taille, des mouvements saisonniers ont déjà été mis en évidence et mis en relation avec des conditions d'hypoxie par exemple (Daněk et al., 2014; Westrelin, Boulêtreau, & Santoul, 2022).

4.3 Une forte variabilité spatiale

Dans l'ensemble, une hétérogénéité spatiale très nette est observée, avec des zones de fortes densités d'individus marqués, qui sont situées à proximité de zones avec peu ou pas d'individus marqués. Cette hétérogénéité peut sembler étonnante car les densités parfois observées et la taille de l'espèce renforce sans doute une impression d'omniprésence. **Cela suggère que, même si le bassin de la Vienne apparaît dans son ensemble comme favorable pour les silures de petite taille, ces derniers recherchent quand même des habitats particuliers ce qui entraîne de fortes hétérogénéités spatiales de distribution qui sont renforcées par un taux de sédentarité très important.**

4.4 Sorties de zone d'étude

Une petite proportion (2 / 36) des individus marqués a réalisé une dévalaison en automne, pour sortir définitivement (sur la période étudiée) de la zone d'étude. Les deux individus qui ont réalisé ces dévalaisons avaient un profil migratoire identique : après une longue phase stationnaire, la dévalaison a été rapide et linéaire. Des migrations post-reproduction de faibles amplitudes ont déjà été observées (Lelek, 1980). La période et le lieu de départ des deux observations de sortie du système d'étude lors de cette étude sont compatibles avec des migrations post-reproduction, mais ne semblent en tout état de cause ne concerner qu'un nombre réduit d'individu dans la population suivie. De plus, ce phénomène de migration des individus de petite taille a aussi été mis en évidence lors d'un autre volet de cette étude, où le déplacement des individus de petite taille a été inféré via la microchimie des otolithes (Chapitre D – « Analyse des déplacements des silures inférés par la microchimie des otolithes »).

5 CONCLUSIONS

Cette étude est la première réalisée en télémétrie sur les populations de silure du bassin de la Loire. De plus, ces tailles d'individus n'avaient jamais encore été suivies via cette méthode. L'utilisation des marques prédation est aussi une première sur cette espèce. Cette étude était donc novatrice et a permis de décrire les populations de silure en relation avec des espèces autochtones de ce bassin et de renseigner sur d'éventuelles spécificités locales.

Nos résultats montrent une possibilité de prédation des silures de petite taille, avec toutefois une possibilité de biais technique. Cette prédation, si elle est réelle, est cependant limitée (< 10 %) et

concerne uniquement les plus petits des individus marqués (de 40 à 50 cm). Mais même limitée aux individus de très petite taille, une prédation de cet ordre de grandeur et répétée chaque année pourrait représenter une perte globale importante pour l'espèce.

Les silures de petite taille étudiés dans ce volet ont aussi montré des déplacements de faible amplitude, avec des taux de sédentarité élevés, suggérant une compétition intraspécifique limitée pour les ressources trophiques et l'utilisation de l'espace.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Borgi, M., & Cirulli, F. 2016. Pet face: Mechanisms underlying human-animal relationships. *Frontiers in Psychology*. Borgi, Marta: marta.borgi@iss.it: Frontiers Media S.A.
- Boulêtreau, S., Carry, L., Meyer, E., Filloux, D., Menchi, O., Mataix, V., & Santoul, F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. *SCIENTIFIC REPORTS*, 10.
- Boulêtreau, S., Fauvel, T., Laventure, M., Delacour, R., Bouyssonnié, W., Azémar, F., & Santoul, F. 2021. "The giants' feast": predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. *Aquatic Ecology*, 55: 75–83.
- Boulêtreau, S., Gaillagot, A., Carry, L., Tétard, S., De Oliveira, E., & Santoul, F. 2018. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. *PLoS ONE*, 13: 1–12.
- Brevé, N. W. P., Verspui, R., de Laak, G. A. J., Bendall, B., Breukelaar, A. W., & Spierts, I. L. Y. 2014. Explicit site fidelity of European catfish (*Silurus glanis*, L., 1758) to man-made habitat in the River Meuse, Netherlands. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 472–478.
- Bruguera, J. C. 2007. Ecology of an invasive fish (*Silurus glanis*) in Catalan reservoirs.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346–352.
- Capra, H., Pella, H., & Ovidio, M. 2014. Movements of endemic and exotic fish in a large river ecosystem (Rhône, France). In: *Proceedings of the 10th International Conference on Ecohydraulics*. Irstea > Laboratoire Dynam.
- Carol, J., Zamora, L., & García-Berthou, E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 450–456.
- Cohen, J. E., Pimm, S. L., Yodzis, P., & Saldaña, J. 1993. Body Sizes of Animal Predators and Animal Prey in Food Webs. *Journal of Animal Ecology*, 62: 67–78.
- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakénas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges*. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.
- Copp, G. H., Robert Britton, J., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakenas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and*

Fisheries, 10: 252–282.

- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. 2018. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 177–190.
- Daněk, T., Kalous, L., Petrtyl, M., & Horký, P. 2014. Move or die: change in European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.*
- Forsman, A. 1996. Body Size and Net Energy Gain in Gape-Limited Predators: A Model. *Journal of Herpetology*, 30: 307–319.
- Gaudant, J. 1994. L'ichthyofaune du Pannonien supérieur de Götzendorf an der Leitha (Basse Autriche). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 96: 117–131.
- Guillerault, N., Boulêtreau, S., & Santoul, F. 2019. Predation of european catfish on anadromous fish species in an anthropised area. *Marine and Freshwater Research*, 70: 682–686.
- Halfyard, E. A., Webber, D., Del Papa, J., Leadley, T., Kessel, S. T., Colborne, S. F., & Fisk, A. T. 2017. Evaluation of an acoustic telemetry transmitter designed to identify predation events. *Methods in Ecology and Evolution*, 8: 1063–1071.
- Hansen, E. A., & Closs, G. P. 2005. Diel activity and home range size in relation to food supply in a drift-feeding stream fish. *Behavioral Ecology*, 16: 640–648.
- Hanssen, E. M., Vollset, K. W., Salvanes, A. G. V., Barlaup, B., Whoriskey, K., Isaksen, T. E., Normann, E. S., Hulbak, M., & Lennox, R. J. 2022. Acoustic telemetry predation sensors reveal the tribulations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts migrating through lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 31: 424–437.
- Klinard, N. V, Matley, J. K., Fisk, A. T., & Johnson, T. B. 2019. Long-term retention of acoustic telemetry transmitters in temperate predators revealed by predation tags implanted in wild prey fish. *Journal of Fish Biology*, 95: 1512–1516.
- Klinard, N. V, Matley, J. K., Ivanova, S. V, Larocque, S. M., Fisk, A. T., & Johnson, T. B. 2021. Application of machine learning to identify predators of stocked fish in Lake Ontario: using acoustic telemetry predation tags to inform management. *Journal of Fish Biology*, 98: 237–250.
- Lelek, A. 1980. *Threatened Freshwater Fishes of Europe*. Council of Europe.
- Maynard Smith, J. 1974. The theory of games and the evolution of animal conflicts. *Journal of Theoretical Biology*, 47: 209–221.
- Mein, P., Méon, H., Romaggi, J.-P., & Samuel, E. 1983. La vie en Ardèche au Miocène supérieur d'après les documents trouvés dans la carrière de la Montagne d'Andance. *Publications du musée des Confluences*, 37–44.
- Miralles, A., Raymond, M., & Lecointre, G. 2019. Empathy and compassion toward other species decrease with evolutionary divergence time. *Scientific Reports*, 9.
- Proteau, J.-P., & Schlumberger, O. 2008. *Le silure glane : Biologie, écologie, élevage*. Versailles:

Éditions Quae.

- Schradin, C., Schmohl, G., Rödel, H. G., Schoepf, I., Treffler, S. M., Brenner, J., Bleeker, M., Schubert, M., König, B., & Pillay, N. 2010. Female home range size is regulated by resource distribution and intraspecific competition: a long-term field study. *Animal Behaviour*, 79: 195–203.
- Schultz, A. A., Afentoulis, V. B., Yip, C. J., & Johnson, M. N. 2017. Efficacy of an Acoustic Tag with Predation Detection Technology. *North American Journal of Fisheries Management*, 37: 574–581.
- Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P., Eloranta, A. P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdlová, Z., Chung, S. H. T., Šmejkal, M., Kiljunen, M., & Čech, M. 2017. European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Scientific Reports*, 7: 1–15.
- Wahlberg, M., Westerberg, H., Aarestrup, K., Feunteun, E., Gargan, P., & Righton, D. 2014. Evidence of marine mammal predation of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) on its marine migration. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 86: 32–38.
- Weinz, A. A., Matley, J. K., Klinard, N. V, Fisk, A. T., & Colborne, S. F. 2020. Identification of predation events in wild fish using novel acoustic transmitters. *Animal Biotelemetry*, 8: 28.
- Westrelin, S., Boulêtreau, S., & Santoul, F. 2022. European catfish *Silurus glanis* behaviour in response to a strong summer hypoxic event in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 56: 1127–1142.
- Wheeler, A. 1969. *The fishes of the British Isles and North-West Europe*. (Macmillan, Ed.).
- Worton, B. J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling*, 38: 277–298.



Vers une estimation de la prise alimentaire des silures glanes en milieu naturel : approche conjointe de la télémétrie acoustique et de la physiologie respiratoire

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Thomas TRANCART^{1*}, Élouana GHARNIT^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Emma ROBIN¹, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Gharnit, É., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Robin, E., Feunteun, É., Juge, P., Lamoureux, J., Rault, P., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Vers une estimation de la prise alimentaire des silures glanes en milieu naturel : approche conjointe de la télémétrie acoustique et de la physiologie respiratoire, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	151
	Comment estimer la prise alimentaire chez les silures en milieu naturel ?	151
2	MATERIEL ET METHODES.....	152
2.1	Principe de l'approche	152
2.2	Prélèvements des individus et stabulation	152
2.3	Mesure de l'accélération corporelle individuelle (DBA)	152
2.4	Mesure de la consommation d'oxygène en milieu contrôlé	153
2.4.1	Design des tunnels de nage et mesure de la consommation d'oxygène MO ₂	153
2.5	Protocole expérimental : évaluation des consommations d'oxygène MO ₂ et des accélérations corporelles dynamiques DBA en fonction des vitesses	154
2.6	Analyse de données	155
2.6.1	Lien entre consommation d'oxygène MO ₂ et vitesse de nage	155
2.6.2	Lien entre accélération individuelle DBA et vitesse de nage	155
2.6.3	Lien entre accélération individuelle DBA et consommation d'oxygène MO ₂	156
3	RESULTATS	156
3.1	Lien entre consommation d'oxygène MO ₂ et vitesse de nage	156
3.2	Lien entre accélération individuelle DBA et vitesse de nage	157
3.3	Lien entre accélération individuelle DBA et consommation d'oxygène MO ₂	158
4	DISCUSSION	158
4.1	Essai d'application au milieu naturel	160
4.2	Précautions et perspectives	161
5	CONCLUSIONS.....	161
6	BIBLIOGRAPHIE	162

1 INTRODUCTION

Comment estimer la prise alimentaire chez les silures en milieu naturel ?

La question de l'impact des prélèvements biologiques exercés par les silures glanes aux niveaux individuel et populationnel est l'une des interrogations majeures actuelles pour les gestionnaires des écosystèmes aquatiques. Différentes techniques pour estimer la prise alimentaire sont possibles et ont déjà été réalisées, mais elles laissent toutes une part importante d'incertitude. Par exemple, l'analyse des bols alimentaires n'est pas une solution fiable pour l'estimation quantitative de la prise alimentaire des silures sur une large période. En effet, l'analyse des bols alimentaires reflète la quantité de proies ingurgitées à un moment donné, mais n'est absolument pas intégrateur d'une période plus longue. En se focalisant sur les proies, il est possible d'estimer l'impact sur l'espèce proie, mais il ne sera pas possible d'estimer les prélèvements globaux du prédateur sur l'ensemble de l'écosystème. A l'heure actuelle, la question du prélèvement global des silures sur les écosystèmes aquatiques reste donc difficilement appréhendable.

Il existe cependant une métrique qui peut être utilisée à ces fins : le taux métabolique. Le taux métabolique est une mesure universelle en biologie animale et en écologie qui permet de fournir une mesure objective pouvant attribuer des coûts (métaboliques) à différentes activités.

Réaliser une mesure du taux métabolique est relativement simple en laboratoire. Deux méthodes peuvent être utilisées. Premièrement, le taux métabolique peut être estimé en mesurant la quantité d'énergie dégagée lors de la combustion de matière organique (méthode calorimétrique). Bien évidemment, cette méthode nécessite le sacrifice de l'individu. Une seconde méthode permet une estimation indirecte en mesurant la consommation d'oxygène, appelé MO_2 . Cette méthode nécessite l'utilisation de dispositifs expérimentaux, constitués d'une chambre de mesure fermée dans laquelle est enfermé l'individu à tester et d'un dispositif de mesure de la concentration en oxygène dans l'air ou dans l'eau, suivant le modèle biologique étudié. Ces dispositifs peuvent être statiques ou dynamiques, les individus étant invités à se déplacer sur un tapis roulant par exemple pour les organismes terrestres, ou à nager dans un tunnel de nage pour les organismes aquatiques.

En milieu naturel, cette technique n'est bien sûr pas réalisable et plusieurs autres méthodes existent. La télémétrie électrocardiogramme (EMG) consiste à implanter des électrodes dans les muscles des individus suivis et ainsi mesurer leur taux d'activité, qui sera ensuite relié au taux métabolique en laboratoire. Cette mesure a déjà été utilisée plusieurs fois chez les poissons (Cooke, Thorstad, & Hinch, 2004), notamment chez les lamproies marines pour déterminer les dépenses énergétiques individuelles lors de passage d'obstacle (Quintella et al., 2004; Quintella, Póvoa, & Almeida, 2009). Sur un principe similaire, des enregistrements des rythmes cardiaques (f_h) sont aussi possibles (Gilman, 1993). Il a été démontré que les f_h sont des proxy raisonnables du taux métabolique chez les téléostéens de plus de 1 kg (Clark et al., 2005). Ces deux méthodes présentent des incertitudes (lien avec MO_2 pas toujours évident) et des difficultés techniques notamment dans la mise en œuvre et l'implantation des électrodes de mesure.

Plus récemment, il a été démontré une corrélation entre les MO_2 et l'accélération dynamique corporelle (DBA) pour une large gamme d'espèces terrestres et aquatiques (Wright et al., 2014).

Le but de ce volet de l'étude GlanisPoMi est donc de tester si la méthode de la mesure de la DBA chez les silures pourrait permettre à terme de répondre à la question de l'estimation de leur taux

métabolique en milieu naturel, et donc ainsi à leur consommation de proie. Pour cela, trois questions seront successivement testées :

- Existe-il un lien entre MO_2 et vitesse de nage ?
- Existe-il un lien entre DBA et vitesse de nage ?
- Existe-il un lien entre DBA et MO_2 ?

L'analyse de ces trois questions permettra à terme de savoir si cette méthode est envisageable pour mesurer le taux métabolique et donc la prise alimentaire chez les silures glanes en milieu naturel.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Principe de l'approche

Pour établir et quantifier le cas échéant, les liens entre DBA et taux métabolique, nous avons mesuré en laboratoire simultanément la MO_2 et la DBA pour des jeunes silures glanes (2-3 ans), en faisant varier la vitesse de nage. La MO_2 a été mesurée avec un système de respirométrie fermée, et la DBA avec des marques acoustiques à capteurs d'accélération implantés chirurgicalement dans les individus testés. Les vitesses testées allaient de 0 à 1 longueur de corps par seconde (BL/s) et la température de l'eau pendant les mesures était de 20°C. Trois mesures ont été répétées pour chaque individu. Toutes les mesures en laboratoire ont été réalisées au sein de la station marine de Dinard du Muséum national d'Histoire naturelle (Etablissement utilisateur numéro d'agrément : A 35-095-47).

2.2 Prélèvements des individus et stabulation

Cinq jeunes silures glanes ont été capturés du 17 au 20/09/2022 en pêche électrique, au niveau de Dangé Saint-Romain sur la rivière Vienne, puis transférés à la station marine de Dinard. Ils ont été stabulés à partir du 20/09 dans l'animalerie agréée de la station marine de Dinard. Chaque individu était placé dans un vivier individuel de 1000 litres. L'eau dans chaque vivier était individuellement filtrée (filtre à poche, filtre biologique), stérilisée (filtre UV), oxygénée (aérateur à effet Venturi) et maintenue à la température de 20°C.

Le plus gros des individus (83 cm pour 3.6 kg) n'a jamais été testé car il aurait été trop contraint dans le tube de nage. Le plus petit des individus (37 cm pour 296 g) n'a quasiment jamais exprimé de comportement de nage et n'a donc pas été pris en compte dans l'étude. Au final, les métabolismes de seulement trois individus auront pu être mesurés de manière satisfaisante. Ces trois individus mesuraient entre 551 et 651 mm pour un poids compris entre 1020 et 1663 grammes.

2.3 Mesure de l'accélération corporelle individuelle (DBA)

La DBA a été mesurée pour chaque individu avec un émetteur acoustique (Thelma Biotel A-MP9, 24.8 mm de long, 5.1 g) implantés chirurgicalement dans la cavité péritonéale des silures.

L'accélération dynamique corporelle globale (DBA, définie comme la somme des accélérations dans chacune des trois dimensions) était mesurée et calculée de la manière suivante :

$$DBA = \frac{\sum(|Ax| + |Ay| + |Az|)}{n}$$

avec Ax, Ay et Az les accélérations dans les trois dimensions et n le nombre de mesure (25 Hz).

La gamme de mesure des capteurs allait de 0 à 3.465 m.s⁻². L'opération chirurgicale s'est déroulée sous anesthésie générale (Aquacen Benzocaina, 50 mg.l⁻¹). Les individus ont ensuite été transférés dans un bac de réveil individuel jusqu'à la dissipation de tout effet de l'anesthésiant. Les données ont ensuite été recueillies en même temps que les mesures de MO₂ avec des récepteurs acoustiques placés dans chaque tunnel de nage.

2.4 Mesure de la consommation d'oxygène en milieu contrôlé

2.4.1 Design des tunnels de nage et mesure de la consommation d'oxygène MO₂

Les mesures de MO₂ ont été réalisées dans trois tunnels de nage de type Blazka (tunnels à double tubes concentriques, voir description détaillée dans Trancart et al., 2015 et van den Thillart et al., 2004). Le volume total était de 127 litres, les tubes de nage mesuraient 115 cm pour un diamètre interne de 19 cm (dimensions utiles de la chambre de nage) (**Figure 1**). La vitesse du courant pouvait être réglée de manière individuelle dans chaque tunnel, en jouant sur la vitesse de rotation du moteur.

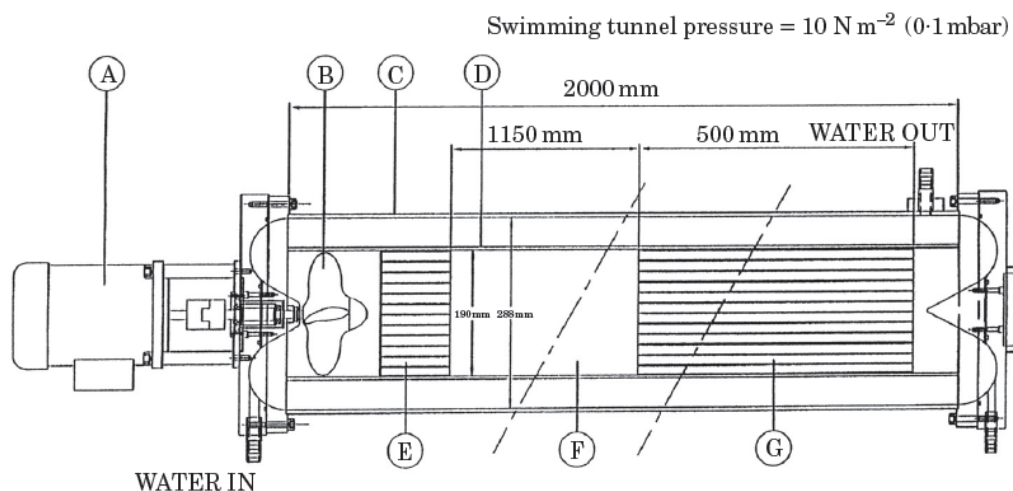


FIG. 1. Schematic drawing of a 2.0m swim tunnel. The tunnel consists of two concentric perspex tubes of 2m and two PVC endcaps. A, electromotor; B, propeller; C, perspex outer swim-tunnel tube; D, perspex inner swim-tunnel tube; E, PVC end-streamer; F, animal compartment; G, PVC front streamer. The propeller pushes water into the outer ring and 'sucks it' out from the inner tube. The cross-section area of the inner tube and of the outer ring have the same surface area. This results in equal flow rates at both sides. The turbulent water is pushed through streamers that have internal diameters of c. 10 mm.

Figure 1 : Schéma des tunnels de nage utilisés, tiré de van den Thillart, 2004. Afin d'améliorer la lisibilité de la figure, la section de nage (F) a été sectionnée : elle est en réalité plus de deux fois plus grande que les injecteurs en PVC représentés en (G).

Les tunnels étaient placés dans une pièce fermée, avec température et luminosité contrôlées. En utilisant le principe de la respirométrie fermée (l'eau dans les tunnels n'est pas remplacée durant la mesure de consommation d'oxygène), la concentration d'oxygène dans l'eau est mesurée en continu (une mesure par seconde) par une sonde à oxygène optique (Loligo Systems, Tjele, Denmark, précision +/- 0.1 %) quand le circuit d'eau est fermé. Connaissant le volume exact du dispositif, la consommation d'oxygène est ensuite rétro-calculée comme la pente de la droite de régression de la concentration d'oxygène en fonction du temps. L'inconvénient de cette technique est que la mesure n'est pas réalisée à un niveau constant d'oxygène. Afin de ne pas biaiser la mesure ni gêner l'animal, les mesures se déroulaient uniquement entre 100 à 70 % de saturation d'oxygène dans l'eau. Si ce niveau était atteint pendant une mesure, celle-ci était arrêtée immédiatement et le système ouvert pour permettre une réoxygénation. Une sonde de température était présente dans chaque tunnel afin de permettre un ajustement automatique de la concentration d'oxygène en fonction de la température. La MO_2 était donc au final calculée selon la formule suivante :

$$MO_2 = \frac{V \times \Delta[O_2]}{BW \times \Delta t}$$

avec $\Delta[O_2]$ la baisse de concentration d'oxygène (en $mg\ O_2.l^{-1}$), V le volume des tunnels (en litre), BW le poids de l'individu (en kilogramme) et Δt la durée de la mesure (en heure).

Chaque tunnel était individuellement filmé par une caméra reliée à l'extérieur, et les données vidéos enregistrées. Ainsi il était possible de voir en temps réel (1) si les individus nageaient et si (2) les individus étaient en détresse, auquel cas la mesure était immédiatement interrompue. Enfin les enregistrements ont été utilisés à posteriori afin de valider ou non les mesures en fonction du comportement du poisson pendant la phase de mesure : une phase de mesure n'a été considérée comme valide uniquement si l'individu a nagé pendant la totalité de la mesure.

2.5 Protocole expérimental : évaluation des consommations d'oxygène MO_2 et des accélérations corporelles dynamiques DBA en fonction des vitesses

Les mesures expérimentales se sont déroulées du 30 septembre au 15 octobre 2021. Afin de limiter le stress, les poissons étaient placés dans les tunnels de nage le soir précédent la mesure, et laissés toute la nuit à faible vitesse de courant, sans lumière ni bruit. Les poissons n'étaient pas nourris la veille afin d'avoir une mesure de respirométrie non biaisée par la digestion.

Le jour de la mesure, les poissons ont été soumis à des créneaux de vitesse croissante, allant de 0 à 1 longueur de corps par seconde (BL/s), par pas successifs de 0.2 BL/s, d'une durée de 30 minutes chacun (**Figure 2**). L'utilisation de vitesse relative (BL/s) plutôt qu'absolue (m/s) permet d'uniformiser l'effort pour chaque individu. La gamme de vitesse a été choisie en fonction de la littérature et des mesures classiques réalisées en respirométrie. Il est habituellement considéré que pour la plupart des espèces, la vitesse de nage optimale est de l'ordre de 0.3 à 0.5 BL/s, alors qu'une vitesse de sprint sera aux alentours de 1 BL/s. Peu d'espèces sont capables de dépasser ce seuil, même si certaines espèces très bonnes nageuses peuvent atteindre ponctuellement 3 ou 4 BL/s (Blaxter, 1969). Les mesures étaient réalisées avec le circuit d'eau fermé, ce qui permettait une mesure de la décroissance de la concentration en oxygène dans chaque tunnel. La mesure

était immédiatement arrêtée si le taux descendait sous les 70 % de saturation. Entre deux mesures, une pause de 15 minutes était réalisée (**Figure 2**). Pendant cette pause, le circuit d'eau était ouvert afin de permettre au taux d'oxygène dans l'eau de revenir à 100 %.

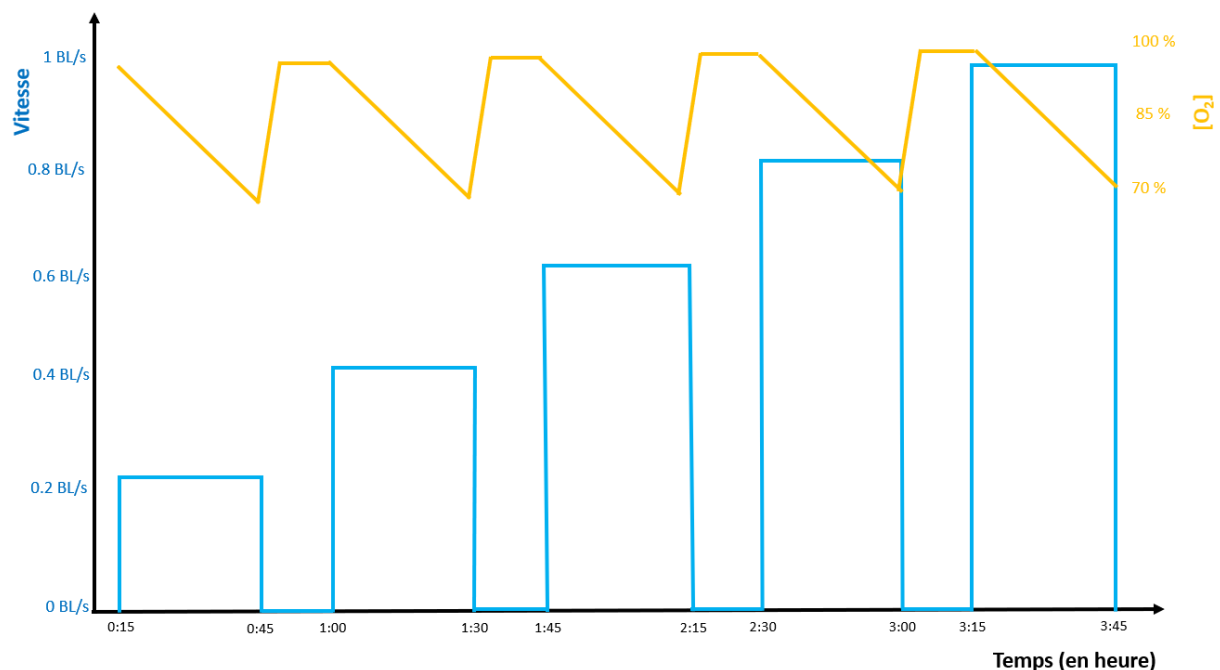


Figure 2 : Protocole expérimental. Les vitesses de nage (en BL/s) sont en bleu. Un exemple de variation de la concentration en oxygène dans l'eau du tunnel est représentée en jaune.

2.6 Analyse de données

Toutes les données ont été analysées avec le logiciel R (R core Team, 2018).

2.6.1 Lien entre consommation d'oxygène MO_2 et vitesse de nage

Pour établir un lien entre la MO_2 et la vitesse de nage des individus, un modèle linéaire généralisé à effet mixte (glmm) a été réalisé (fonction `lmer()`, package `{lme4}`), en considérant les individus comme facteur aléatoire. Ce type de modèle permet de prendre en compte la variabilité inter-individuelle dans l'estimation des paramètres et conduit à une meilleure estimation des effets fixes, qui reflètent une tendance consensuelle au sein de la population. Des tests de réduction de déviance ont ensuite été réalisés sur les sorties de ce modèle avec les fonctions « `anova` » et « `ranova` » du package `{lmerTest}` afin de tester respectivement l'effet des variables fixes et des variables aléatoires.

2.6.2 Lien entre accélération individuelle DBA et vitesse de nage

De la même manière, un modèle linéaire mixte généralisé a été réalisé entre la DBA et la vitesse de nage, avec les individus en facteur aléatoire.

2.6.3 Lien entre accélération individuelle DBA et consommation d'oxygène MO_2

Enfin, un modèle linéaire mixte généralisé a été réalisé entre l'accélération individuelle et la MO_2 , avec encore une fois les individus en facteur aléatoire.

3 RESULTATS

3.1 Lien entre consommation d'oxygène MO_2 et vitesse de nage

Pour les quatre individus testés, seul trois ont répondu positivement aux sollicitations de nage. Le dernier n'a quasiment jamais nagé, il a donc été retiré de l'étude. Sur les trois individus restants, une relation forte entre consommation d'oxygène et vitesse de nage est clairement visible (**Figure 3**).

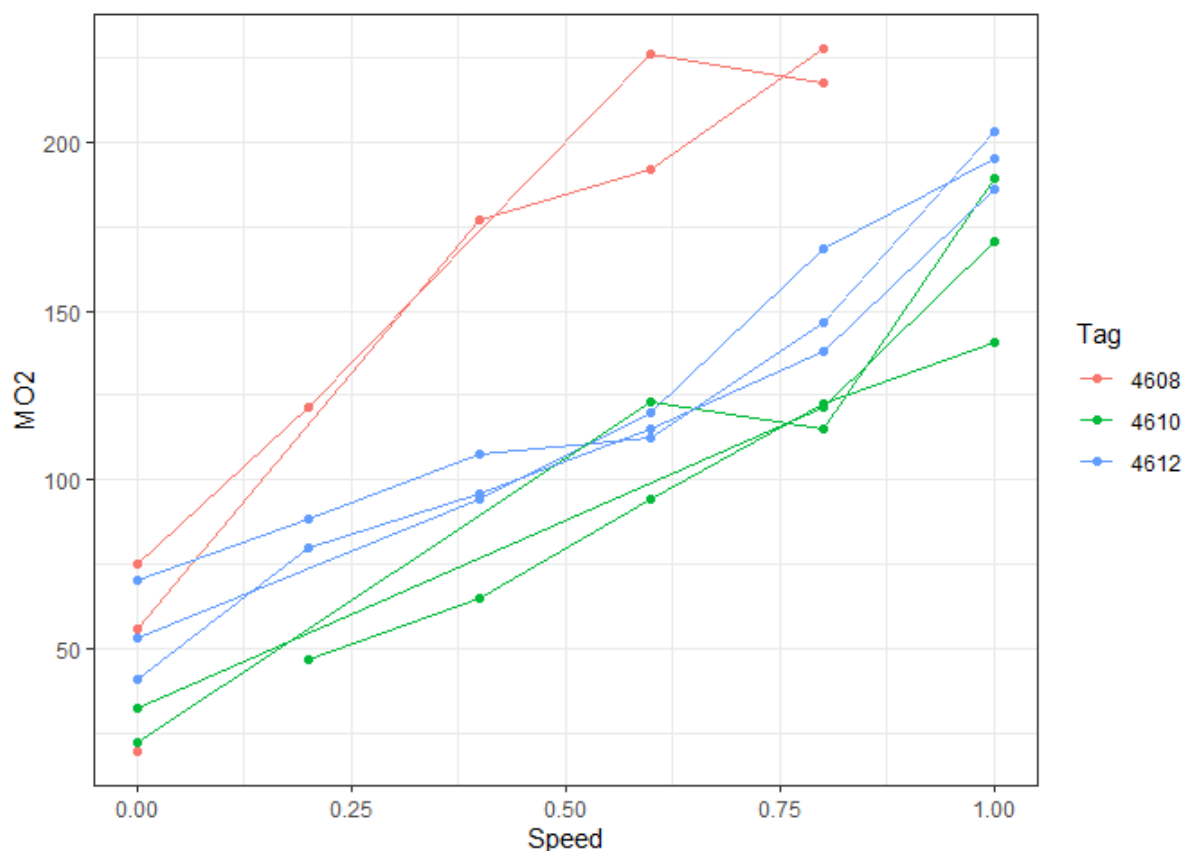


Figure 3 : Relation entre consommation d'oxygène MO_2 (mg d' O_2 /kg/h) et vitesse de nage (BL/s) pour les trois silures testés.

De plus, le modèle linéaire mixte généralisé confirme un effet significatif de la vitesse sur la MO_2 ($p < 0.001$) et la réduction de déviance associée à l'effet aléatoire confirme des différences inter-individuelles ($p < 0.001$). La MO_2 augmente donc avec la vitesse de nage pour l'ensemble des individus testés, qui présentent néanmoins des différences basales de consommation. Il existe un facteur 3 entre les métabolismes à vitesse nulle et à ceux à 1 BL/s.

Le métabolisme basal peut être estimé par la MO_2 à vitesse nulle. Pour les individus testés, sur l'ensemble des mesures et à la température de 20°C, le métabolisme basal moyen est de 46.18 mg d'O₂/kg/heure.

3.2 Lien entre accélération individuelle DBA et vitesse de nage

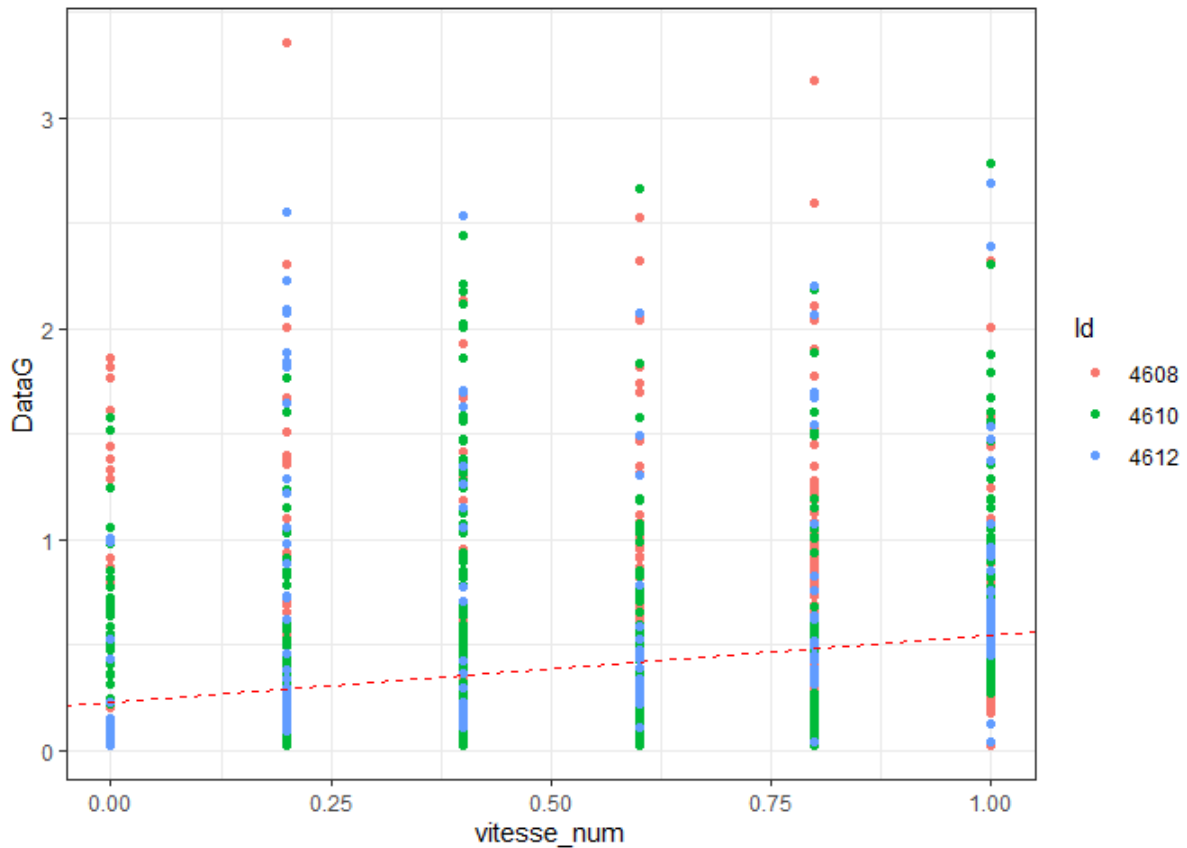


Figure 4 : Relation entre accélération individuelle DBA (m/s^2) et vitesse de nage (BL/s) pour les trois silures testés.

Le modèle linéaire mixte généralisé confirme aussi un effet significatif de la vitesse de nage sur la DBA ($p < 0.001$), et la réduction de déviance associée à l'effet aléatoire confirme des différences inter-individuelles ($p < 0.001$). La DBA augmente donc avec la vitesse de nage pour l'ensemble des individus testés, qui présentent néanmoins des différences basales de consommation.

3.3 Lien entre accélération individuelle DBA et consommation d'oxygène MO₂

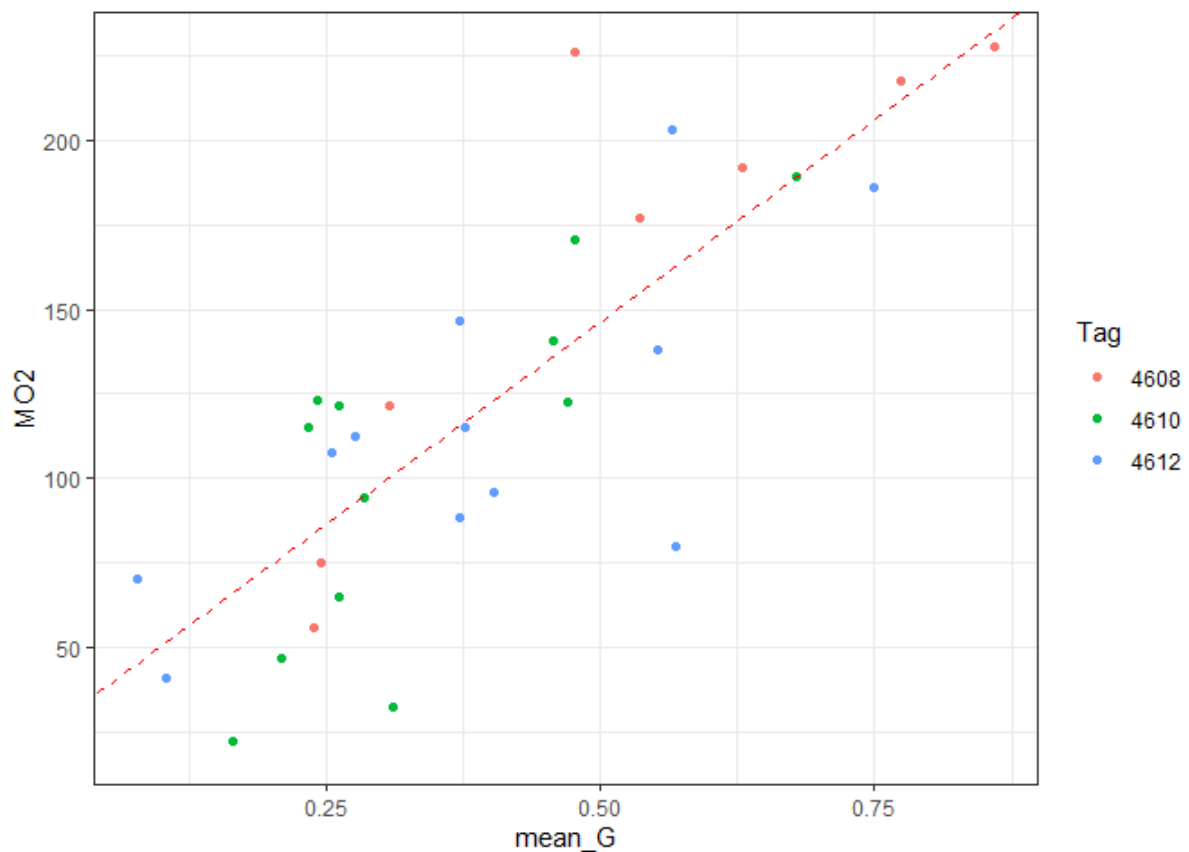


Figure 5 : Relation entre accélération individuelle DBA (m/s^2) et consommation d'oxygène MO₂ (mg d'O₂/kg/h) pour les trois silures testés.

Un lien fort (glmm, $p < 0.001$) existe aussi entre la DBA moyenne et la MO₂. En revanche, la réduction de déviance associée à l'effet aléatoire ne met pas en évidence de différences inter-individuelles ($p = 0.3$) : la même relation peut donc être utilisée pour décrire la relation entre DBA et MO₂ pour les trois individus testés.

4 DISCUSSION

La relation linéaire entre MO₂ et vitesse de nage est une relation classiquement observée chez les poissons. Le métabolisme basal trouvé dans la présente étude (46.2 mg O₂/kg/h) est comparable aux valeurs trouvées dans les études précédentes : 38.6 mg O₂/kg/h à 20°C, 53.2 mg O₂/kg/h à 25°C (Pionnier, Anthouard, & Kirsch, 1987 in : Proteau & Schlumberger, 2008).

Par rapport aux autres espèces, le silure semble être l'espèce avec le plus faible métabolisme, même comparée aux espèces réputées peu consommatrices d'oxygène comme les anguilles, les perches et les tanches (Massabuau & Forgue, 1995) (Tableau 1).

Tableau 1 : Consommation d'oxygène (MO₂) de différentes espèces piscicoles. La mesure étant fortement corrélée à la température de l'eau, la température de l'eau lors de l'étude est indiquée dans la colonne « t°C ». La ligne grisée correspond à la présente étude.

Espèce	t°C	MO ₂ (mg O ₂ /kg/h)
<i>Silurus glanis</i>	20	46.2
	13	29.4
<i>Anguilla anguilla</i>	11.5	32.1
	18	48.9
<i>Cyprinus carpio</i>	15	53.1
<i>Tinca tinca</i>	13	38.6
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	15	85.2
<i>Salmo salar</i>	15	68.4

Le lien entre la DBA et vitesse de nage n'était quant à lui pas évident a priori. En effet, l'accélération est une mesure différente de la vitesse, car à vitesse constante, quelle qu'elle soit, l'accélération est nulle. Ainsi, un individu parfaitement statique dans la colonne d'eau, à vitesse constante, possède en théorie une accélération nulle. Cependant, ce n'est pas le cas dans nos observations. L'analyse des vidéos a montré que la nage du silure n'est pas homogène et que l'individu n'est pas stable dans la colonne d'eau. Au contraire sa position au sein du tunnel varie et chaque déplacement entre différentes zones de nage est réalisé par des mouvements brusques et donc des accélérations fortes. Ainsi, les données d'accélération fournies par les capteurs d'accélération intégrés dans les marques acoustiques fournissent un bon proxy de la vitesse de nage.

Enfin, un lien fort a été mis en évidence entre la DBA et la MO₂, sans qu'il y ait de différences inter-individuelles. La même relation peut donc être utilisée pour décrire la relation entre DBA et MO₂ pour les trois individus testés.

Les nouveaux progrès réalisés dans le domaine des micro-technologies offrent d'immenses possibilités pour suivre les animaux dans leur milieu naturel et accéder à des aspects de leur écologie ou de leur métabolisme (GPS, accéléromètres, thermotrons, etc.). Par exemple, décrire le mouvement dans l'espace ou l'activité journalière d'un animal peut nous renseigner sur ses stratégies de recherche alimentaire, son utilisation de l'espace et ses budgets d'activités quotidiens. L'approche par la mesure de l'accélération du mouvement du corps permet notamment d'obtenir des mesures métaboliques et les dépenses énergétiques spécifiques aux activités quotidiennes des animaux. Elle a été principalement utilisée sur les grands mammifères aquatiques et les oiseaux marins (Halsey et al., 2009), mais donne aussi des résultats concluants sur de plus petits animaux comme les rongeurs (Hammond et al., 2016; Lush et al., 2016; Studd et al., 2019).

Chez les poissons, seules deux études ont été réalisées jusqu'à présent (Wilson et al., 2013; Wright et al., 2014). De telles études n'ont jamais été réalisées sur les silures glanes.

Nos résultats montrent qu'il est possible de relier vitesse de nage, DBA et MO_2 chez les silures glanes. Ainsi, l'estimation de la prise alimentaire pourrait donc être potentiellement réalisée avec cette méthode, en prenant en compte plusieurs limitations, développées ci-après.

Avec nos individus, le modèle mixte linéaire généralisé qui relie la MO_2 (en mg d' O_2 /kg/h) et la DBA (en m/s²) est le suivant :

$$(1) MO_2 = DBA \times 244.93 + 24.78$$

Il est ensuite possible d'estimer la quantité d'énergie nécessaire (E, en kJ) à la combustion de la quantité d'oxygène déterminée par l'équation (1) par un poisson de masse connu (M en gramme) (Palstra & van den Thillart, 2010) :

$$(2) E = 13.72 \times MO_2 \times M$$

Enfin il est possible d'estimer la quantité de matière grasse brûlée (Q_{MG} , en gramme de matière grasse) en fonction de la quantité d'énergie délivrée, selon l'équation suivante (Palstra & van den Thillart, 2010) :

$$(3) Q_{MG} = \frac{E}{39.5}$$

4.1 Essai d'application au milieu naturel

En milieu naturel, la DBA a été mesurée chez des silures de grande taille lors du chapitre « E - Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne » de l'étude GlanisPoMi, avec des capteurs rigoureusement identiques à ceux utilisés dans ce volet. La DBA moyenne mesurée chez les silures étaient aux alentours de 0.2 m/s² en été quand l'eau était à 20°C. La MO_2 estimée correspond à cette DBA sera donc d'environ 74 mg d' O_2 /kg/h (équation 1) pour une eau à 20°C. Ainsi pour un individu de 1 kg sur une période de 24 heures, sa dépense énergétique selon l'équation (2) sera de 24 kJ, ce qui correspond selon l'équation (3) à la combustion de 0.60 g de matière grasse.

Pour avoir une estimation complète, il faut ensuite relier la quantité de matière grasse brûlée avec la quantité de matière grasse consommée. Un facteur de conversion existe pour le silure et il est dépendant du taux de croissance et donc de l'âge des individus (Orlova & Popova, 1987). Ce facteur est estimé à 5 pour des individus de trois ans, correspondant aux tailles des poissons étudiés.

Ainsi, pour la gamme de taille pris en exemple, un individu consommerait en matière organique l'équivalent d'environ 3.3 % de son poids total par jour. Cette estimation est plus faible, mais d'un même ordre de grandeur que les données issues de la littérature qui mentionne une consommation d'environ 5 % du poids de l'individu par jour (Orlova & Popova, 1976, 1987;

Stolyarov, 1985), mais cette mesure ayant été réalisée sur des individus en aquaculture nourris sur alimentation inerte, il est normal de voir une différence.

4.2 Précautions et perspectives

Ce volet était expérimental, visant à tester si la méthode d'estimation du taux métabolique via la mesure des accélérations corporelles dynamiques était une approche possible pour estimer la prise alimentaire chez les silures en milieu naturel.

Nos résultats tendent à montrer qu'en effet, il est théoriquement possible d'utiliser les DBA mesurées par des marques acoustiques à capteur d'accélération pour estimer le taux métabolique des silures en milieu naturel et donc in fine d'avoir une estimation de la quantité de matière organique ingérée.

Il faut cependant considérer plusieurs points avec précaution :

Tout d'abord, un nombre très limité d'individus ont été testés (seulement trois). Même si ces individus ont été testés trois fois, ***le nombre de mesures est extrêmement faible***. Cependant, l'uniformité dans les réponses amènent à relativiser la taille de cet échantillon et la robustesse des résultats. ***Il faudrait cependant impérativement réitérer ces analyses sur un plus grand nombre d'individus.***

La température affecte de manière très claire le métabolisme des individus (Claireaux, Couturier, & Groison, 2006; Trancart et al., 2015). Dans la présente étude, les mesures ont été réalisées à la température relevée dans le milieu naturel au moment des prélèvements (20°C). ***Il faudrait donc maintenant réaliser ces mesures à différentes températures.***

Enfin, les tailles des trois individus testés allaient de 551 à 651 mm, pour un poids allant de 1020 à 1663 grammes. La taille des individus à tester est fortement contrainte par la taille des tunnels de nage, mais ***il serait intéressant de tester aussi des individus de plus grande taille***. Les plus grands individus ne seront jamais accessibles en tunnel de nage, cependant avoir plusieurs classes de tailles permettrait déjà de voir l'existence d'une relation entre taille des individus et taux métabolique.

Pour aller plus loin, une étape importante est la conversion entre la masse de matière organique consommée et la masse de matière organique consumée. Quelques valeurs sont présentes dans la littérature, mais elles proviennent de sources aquacoles, donc issues d'individus nourris avec un aliment inerte. ***Il serait judicieux d'envisager une étude expérimentale basée sur une alimentation vivante afin de préciser l'estimation des facteurs de conversion.***

5 CONCLUSIONS

Le présent travail préliminaire montre donc ***des résultats encourageants mais sur un nombre extrêmement réduit de mesures***. Cela devrait amener à continuer à travailler sur la question de l'estimation du métabolisme en milieu naturel avec la méthode de l'étude des DBA issues de marques de télémétrie à capteurs d'accélération. ***A terme, cette méthode pourrait permettre***

l'estimation de la quantité de matière organique consommée par unité de temps et par unité de poids de silure.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Blaxter, J. H. S. 1969. Swimming speeds of fish. *FAO Fisheries Report*, 2.
- Claireaux, G., Couturier, C., & Groison, A.-L. 2006. Effect of temperature on maximum swimming speed and cost of transport in juvenile European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Journal of Experimental Biology*, 209: 3420–3428.
- Clark, T. D., Ryan, T., Ingram, B. A., Woakes, A. J., Butler, P. J., & Frappell, P. B. 2005. Factorial Aerobic Scope Is Independent of Temperature and Primarily Modulated by Heart Rate in Exercising Murray Cod (*Maccullochella peelii pealii*). *Physiological and Biochemical Zoology*, 78: 347–355.
- Cooke, S. J., Thorstad, E. B., & Hinch, S. G. 2004. Activity and energetics of free-swimming fish: insights from electromyogram telemetry. *Fish and Fisheries*, 5: 21–52.
- Gilman C L, M. B. W. 1993. The Use of Heart Rates to Monitor Exercise Intensity in Relation to Metabolic Variables. *Int J Sports Med*, 14: 339–344.
- Halsey, L. G., Portugal, S. J., Smith, J. A., Murn, C. P., & Wilson, R. P. 2009. Recording raptor behavior on the wing via accelerometry. *Journal of Field Ornithology*, 80: 171–177.
- Hammond, T. T., Springthorpe, D., Walsh, R. E., & Berg-Kirkpatrick, T. 2016. Using accelerometers to remotely and automatically characterize behavior in small animals. *Journal of Experimental Biology*, 219: 1618–1624.
- Lush, L., Ellwood, S., Markham, A., Ward, A. I., & Wheeler, P. 2016. Use of tri-axial accelerometers to assess terrestrial mammal behaviour in the wild. *Journal of Zoology*, 298: 257–265.
- Massabuau, J.-C., & Fogue, J. 1995. Les capacités d'adaptation du silure glane en hypoxie : un cas exemplaire d'homéostasie du milieu intérieur. *Aquat. Living Resour.*, 8: 423–430.
- Orlova, E. L., & Popova, O. A. 1976. The feeding of predatory fish, the sheatfish, *Silurus glanis*, and the pike, *Esox lucius*, in the Volga Delta following regulation of the discharge of the river. *Journal of Ichthyology*, 16: 75–87.
- Orlova, E. L., & Popova, O. A. 1987. Age related changes in feeding of catfish, *Silurus glanis*, and pike, *Esox lucius*, in the outer delta of the Volga. *Journal of Ichthyology*, 27: 54–63.
- Palstra, A. P., & van den Thillart, G. 2010. Swimming physiology of European silver eels (*Anguilla anguilla* L.): energetic costs and effects on sexual maturation and reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry*, 36: 297–322.
- Pionnier, E., Anthouard, M., & Kirsch, R. 1987. Recherches préliminaires à l'élevage intensif du silure glane en eaux chaudes (consommation d'oxygène, résistance aux variations de température, toxicité de l'ammoniaque et des nitrites). Strasbourg, France.
- Proteau, J.-P., & Schlumberger, O. 2008. Le silure glane : Biologie, écologie, élevage. Versailles:

Éditions Quae.

- Quintella, B. R., Andrade, N. O., Koed, A., & Almeida, P. R. 2004. Behavioural patterns of sea lampreys' spawning migration through difficult passage areas, studied by electromyogram telemetry. *Journal of Fish Biology*, 65: 961–972.
- Quintella, B. R., Póvoa, I., & Almeida, P. R. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 46–54.
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Stolyarov, I. A. 1985. Dietary features of catfish, *Silurus glanis*, and pike-perch *Stizostedion lucioperca*, in Kyzlyarsk Bay, northern Caspian Sea. *Journal of Ichthyology*, 25: 140–145.
- Studd, E. K., Landry-Cuerrier, M., Menzies, A. K., Boutin, S., McAdam, A. G., Lane, J. E., & Humphries, M. M. 2019. Behavioral classification of low-frequency acceleration and temperature data from a free-ranging small mammal. *Ecology and Evolution*, 9: 619–630.
- Trancart, T., Tudorache, C., van den Thillart, G. E. E. J. M., Acou, A., Carpentier, A., Boinet, C., Gouchet, G., & Feunteun, E. 2015. The effect of thermal shock during diel vertical migration on the energy required for oceanic migration of the European silver eel. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 463.
- van den Thillart, G., van Ginneken, V., Körner, F., Heijmans, R., van der Linden, R., & Gluvers, A. 2004. Endurance swimming of European eel. *Journal of Fish Biology*, 65: 312–318.
- Wilson, S. M., Hinch, S. G., Eliason, E. J., Farrell, A. P., & Cooke, S. J. 2013. Calibrating acoustic acceleration transmitters for estimating energy use by wild adult Pacific salmon. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 164: 491–498.
- Wright, S., JD, M., Hetherington, S., & Wilson, R. 2014. Estimating activity-specific energy expenditure in a teleost fish, using accelerometer loggers. *Marine Ecology Progress Series*, 496: 19–32.



ETUDE GLANISPOMI

Troisième volet : « Ecologie trophique du silure »



Description semi-quantitative du régime alimentaire des silures, évolution temporelle et condition physiologique

ETUDE GLANISPOMI

Anne LIZE*, Emma ROBIN, Pablo RAULT, Jézabel LAMOUREUX, Thomas TRANCART, Nils TEICHERT et Alexandre CARPENTIER*

* Auteurs principaux / correspondants

Implication technique et Relecteurs :

Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne
Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

R. Roy – EDF R&D

J. Dublon – INRAE

A. Lizé, T. Trancart, E. Robin, J. Lamoureux, P. Rault, N. Teichert, E. Feunteun – MNHN

A. Acou – OFB

C. Boisneau, P. Jugé – Université de Tours

F. Santoul – Université de Toulouse

A. Carpentier – Université de Rennes 1

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



2023

H - 167

Remerciements : nous tenons à remercier chaleureusement l'ensemble des acteurs ayant participé à cette étude et notamment la collecte des informations et des échantillons biologiques sur le terrain, les discussions techniques et scientifiques ainsi que les relecteurs de ce chapitre. Nous remercions Denis Fiorillo (UMR 7209 AASPE) et le « service de spectrométrie de masse isotopique du MNHN (SSMIM) » pour les analyses des ratios isotopiques de l'étude.

Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Lizé, A., Robin, E., Rault, P., Lamoureux, J., Trancart, T., Teichert, N., Carpentier, A., 2023. Description semi-quantitative du régime alimentaire des silures, évolution temporelle et condition physiologique, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

<i>Table des matières</i>	169
Résumé	171
1. INTRODUCTION	171
2. MATERIEL ET METHODES	174
2.1. Prélèvements utilisés dans l'étude du régime alimentaire et du taux d'ARN/ADN.....	174
2.2. Analyse des isotopes stables des muscles, des nageoires et du sang	175
2.3. Contenus stomacaux	176
2.4. Analyse des taux individuels d'ARN/ADN du muscle	177
3. RESULTATS.....	178
3.1. Régime alimentaire des silures	178
3.2. Condition physiologique des silures	187
4. DISCUSSION	188
4.1. Régime alimentaire des silures	188
4.2. Condition physiologique des silures	190
5. CONCLUSION	191
6. Bibliographie.....	192

Résumé

L'analyse des contenus stomacaux des silures sur différents sites et à différentes saisons a pour objectif de décrire la variabilité spatio-temporelle du régime alimentaire de l'espèce. Si cette approche permet d'avoir une idée précise de la diversité des taxa consommés, elle est peu intégrative et pourrait décrire un comportement de prédation opportuniste et potentiellement ponctuel. Le recours aux analyses des ratios isotopiques permet de compléter et approfondir en décrivant semi-quantitativement le régime alimentaire sur des temps de l'ordre de plusieurs semaines. Enfin, le ratio ARN/ADN individuel renseigne le niveau du métabolisme cellulaire, proxy de l'activité éco-physiologique de l'individu.

1. INTRODUCTION

Parmi les fonctions principales qu'une espèce doit assurer, l'alimentation tient une place clé et dicte les relations interspécifiques et donc l'organisation des écosystèmes (Hette-Tronquart & Belliard, 2014). Classiquement décrites sur la base des régimes alimentaires par des observations directes (e.g. contenus stomacaux, fèces, restes alimentaires...), les relations trophiques peuvent également être caractérisées par l'utilisation de biomarqueurs et notamment les rapports isotopiques du carbone (C) et de l'azote (N) (Stock & Semmens, 2016). Lorsque des proies sont consommées par un prédateur, les isotopes stables du carbone (^{13}C et ^{12}C) et de l'azote (^{15}N et ^{14}N) composant les tissus organiques de ces proies sont intégrés dans ceux du consommateur. Les isotopes plus lourds (i.e. qui possèdent plus de neutrons, i.e. ^{13}C et ^{15}N) vont circuler moins rapidement dans les processus métaboliques, conduisant à une bioaccumulation de ceux-ci dans l'organisme aussi appelé « enrichissement », qui se traduit par une augmentation des ratios $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ et $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ (notés respectivement par convention $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$) entre deux niveaux trophiques. Ce phénomène est appelé le « fractionnement isotopique » (Hette-Tronquart & Belliard, 2014). L'observation d'une remarquable constance de ces taux d'enrichissement relatif entre deux niveaux trophiques fait de ces mesures isotopiques des traceurs biologiques. Sont observés notamment dans les milieux aquatiques des taux d'enrichissement pour l'azote d'environ 2.5 ‰ entre les producteurs et les consommateurs primaires, 3.4 ‰ entre les différents consommateurs supérieurs (Minagawa & Wada, 1984) et de l'ordre de 1 ‰ pour le carbone (Fry & Sherr, 1989), quel que soit le niveau trophique (**Figure 1**). Ces taux sont généralement appelés Trophic Enrichment Factors (TEF) (Stock & Semmens, 2016) et vont pouvoir être utilisés pour replacer les espèces les unes par rapport aux autres dans le réseau trophique. Dans le cas plus général d'espèces ayant un régime alimentaire constitué de différentes sources ou proies, c'est le mélange de ces signatures qui constituera celle du prédateur, proportionnellement à l'importance relative de ces dernières.

Par ailleurs, les différents tissus d'un individu sont caractérisés par un turn-over (i.e. temps de régénération) et un niveau de fractionnement (i.e. comment le tissu fractionne les différents isotopes et en change ainsi le ratio isotopique) propre (Caut et al., 2009). Par exemple, on observe un turnover plus rapide des cellules de foie, et de sang (~ une semaine), que des cellules de muscle (~ un mois) (Buchheister and Latour, 2010).

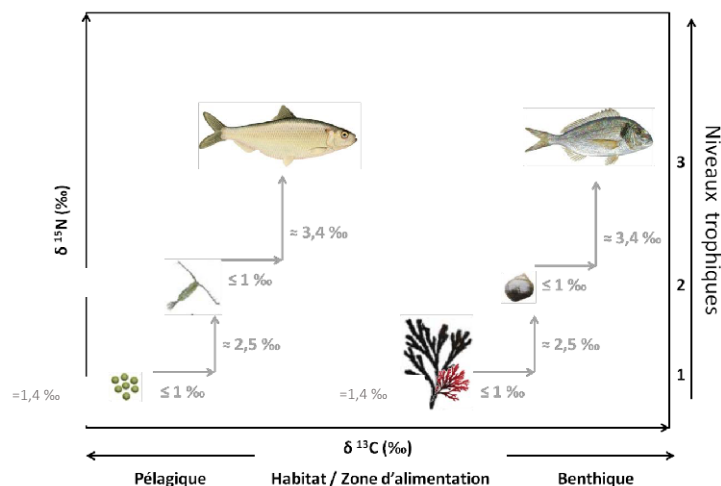


Figure 1 : Schéma des ratios isotopiques théoriques, taux d'enrichissement trophique (TEF) interspécifiques selon les ratios isotopiques du C et du N, comprenant deux sources, deux consommateurs primaires et secondaires d'un réseau trophique marin.

Chez les poissons, on peut quantifier les ratios des isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) dans divers tissus, comme le mucus, le sang, les nageoires, les écailles, le foie, ou les muscles. Le $\delta^{15}\text{N}$ renseigne sur les variations spatiale et temporelle des sources alimentaires et également sur la position dans le réseau trophique de l'espèce de poisson étudiée (Hobson, 1999). Par conséquent, une analyse du $\delta^{15}\text{N}$ dans différents tissus des consommateurs renseigne non seulement sur les types de proies consommées à différents moments (une semaine, un mois), mais aussi sur leurs changements alimentaires, selon les saisons par exemple. Fondamentalement, le $\delta^{13}\text{C}$ renseigne sur les variations de sources de carbone des producteurs primaires, telles que les plantes et les algues (e.g. Kostecki et al., 2010, 2012). Comme les producteurs primaires puisent directement leur carbone dans le milieu, les variations de $\delta^{13}\text{C}$ d'un producteur primaire reflètent les variations de $\delta^{13}\text{C}$ observées dans son milieu. Dans le milieu aquatique, le $\delta^{13}\text{C}$ traduit ainsi indirectement les variations de salinité, avec un enrichissement graduel entre les milieux purement dulçaquicoles et ceux purement marins (Herzka, 2005; Hobson, 1999; Peterson and Fry, 1987; Reis-Santos et al., 2015). Une proie, tel qu'un migrateur amphihaline potamotoc, aura donc une signature en $\delta^{13}\text{C}$ représentant son passage en milieu marin, même si cette dernière est consommée à des centaines de km de la mer, mais également parce que ces espèces stoppent leur alimentation pour leur migration de reproduction anadrome.

La contrepartie de ces analyses des isotopes stables du carbone, de l'azote et leurs ratios renseignent sur les proies consommées il y a plus ou moins longtemps selon les tissus du prédateur étudié, mais pas sur les dernières proies consommées. En effet, les isotopes stables du dernier bol alimentaire, encore en train d'être digéré par le prédateur, ne sont pas encore intégrés dans les tissus du consommateur. Afin d'étudier les proies consommées dans les dernières heures, on peut extraire et analyser le contenu stomacal. L'analyse des contenus stomacaux est une des techniques les plus utilisées et relativement fiable si l'on tient compte les proportions relatives des proies en abondance (méthodes numériques), en biomasse (ou

volume) (méthodes gravimétriques) ou encore en occurrence (méthodes d'occurrences) (Rosecchi & Nouaze 1985).

Les proies ingérées par un consommateur, servent en premier lieu à fournir de l'énergie à ses cellules. Cette énergie sert au métabolisme des cellules, notamment lors de la croissance d'un individu, déplacements et tous types d'activité. Dans les cellules somatiques, la quantité d'ADN est relativement constante alors que la quantité d'ARN augmente avec les besoins de la cellule (i.e. synthèse de protéines et croissance) (Ferron & Leggett 1994, Foley et al. 2016). La quantité d'ARN varie donc selon le métabolisme et la physiologie de l'individu. Lorsque l'analyse est faite sur un tissu en particulier, la quantité d'ARN rapportée à la quantité d'ADN révèle ainsi la capacité de synthèse protéique des cellules de ce tissu. Ce taux ARN/ADN est donc un indicateur des réserves protéiques du tissu étudié qui varie avec les changements de l'environnement dans lequel vit l'organisme, comme la nourriture, la disponibilité en habitat et les facteurs physiques (Holm-Hansen et al. 1968, Chicharo et al. 2001, Lloret & Planes 2003). La ratio ARN/ADN équivaut donc au taux basal métabolique du muscle de l'individu et donc à un proxy éco-physiologique de la condition de l'individu. Le taux d'ARN/ADN est un des indices les plus utilisés en écologie aquatique pour définir l'écophysiologie d'un organisme (Clemmensen 1994, Buckley et al. 1999, Gorokhova & Kyle 2002, Chicharo & Chicharo 2008, Kim et al. 2008). En effet, c'est un indicateur de croissance (eg. Buckley et al. 1999), condition nutritionnelle (eg. Kim et al. 2008), et état de santé des organismes aquatiques (Chicharo & Chicharo 2008). Il permet également d'estimer les impacts anthropogéniques sur les communautés et populations aquatiques (Chicharo & Chicharo 2008).

Afin de déterminer le régime alimentaire des silures, ces trois techniques ont été couplées. **Une analyse isotopique du carbone et de l'azote** contenus dans les nageoires et/ou les muscles (par biopsie) de silures adultes et juvéniles et dans les proies potentielles du silure. Cette analyse isotopique permet d'évaluer la contribution des poissons d'eau douce, des poissons amphihalins, crustacés, insectes, amphibiens, mammifères, oiseaux au régime alimentaire des silures. Elle donne ainsi accès au spectre alimentaire des silures et à la variation de ce spectre dans le temps, par exemple selon les saisons. Enfin, elle renseigne aussi sur la variabilité individuelle de régime alimentaire des silures, qui pourraient se spécialiser sur les amphihalins selon les saisons. L'intérêt d'échantillonner à la fois les isotopes des muscles et du sang permet de retracer le régime alimentaire des silures à différents pas de temps, environ un mois pour les muscles et une semaine pour le sang selon la saison et le niveau d'activité des silures. Les nageoires ont également été utilisées et nous partons du postulat qu'elles auront une signature similaire à celle des muscles. Pour avoir accès au dernier bol alimentaire des silures, **le contenu stomacal** est également analysé lorsque cela a été possible.

Ces deux techniques, qui visent à décrire précisément le régime alimentaire des silures et leur variation dans le temps, sont également couplées à **une analyse des taux d'ARN/ADN**. L'intérêt est que cela permet d'évaluer l'apport énergétique des proies consommées par les silures (dans leur globalité). C'est particulièrement intéressant si ces derniers sont spécialisés sur les poissons amphihalins, voire potentiellement exclusivement sur les lamproies à certaines périodes de l'année (fraie des lamproies etc.), ou sur les anguilles et les mulets à d'autres périodes. En effet, si un silure consomme essentiellement un type de proie sur une semaine, d'après son contenu stomacal et l'analyse isotopique du sang de ce silure, on aura ainsi le taux métabolique basal

(ARN/ADN) associé à l'ingestion de ce type de proies. On peut ainsi déterminer l'intérêt physiologique que les silures ont à consommer des amphihalins ou tous types d'autres proies selon les périodes de l'année.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Prélèvements utilisés dans l'étude du régime alimentaire et du taux d'ARN/ADN

Détails des effectifs de silures et de proies échantillonnés

Un total de 111 silures a servi aux analyses isotopiques, 80 aux analyses du contenu stomacal (11 estomacs vides), et 94 aux analyses du taux d'ARN/ADN (**Tableau 1**). Les silures mesurant plus de 120 cm, considérés comme adultes, sont échantillonnés prioritairement par rapport aux individus mesurant entre 100 et 120 cm, considérés comme des juvéniles, cette taille étant également le seuil théorique de leur capacité à consommer la lamproie marine et l'anguille au stade argenté.

Les analyses isotopiques ont été réalisées sur les muscles (tous les taxa proies et n=15 silures) et les nageoires (n=86 silures). Pour les autres taxa (les proies potentielles), 3 à 10 réplicats ont été réalisés pour chaque site et par saison le cas échéant en fonction de l'échantillonnage et des proies trouvées dans les contenus stomacaux analysés. Les échantillons de crustacés ont subi une décarbonatation afin d'éliminer un biais possible sur le rapport C/N. Cependant cette manipulation peut aussi modifier la valeur de $\delta^{15}\text{N}$ (Bunn et al. 1995), nous avons donc ajouté un réplicat non décarbonaté afin de surveiller d'éventuelles fluctuations de ces valeurs et les corriger le cas échéant.

Tableau 1 : Effectifs des échantillonnages de silures utilisés dans les analyses des contenus stomacaux et du taux d'ARN/ADN (muscle (M)).

Sites	Contenu digestif			Taux ARN/ADN	
	Creuse (N=14)	Vienne (N=14)	Loire (N=52)	Creuse (N=49)	Vienne (N=45)
Début printemps 30/03 au 29/04/2021	14	9	0	20 (M)	18 (M)
Fin d'été 18/09 au 24/09/2021	0	2	10	20 (M)	21 (M)
Automne 29/09 au 26/10/2021	0	0	8	0	0
Hiver 11/01 au 14/01/2022	0	3	34	9 (M)	6 (M)
Total	14 (+1 vide)	14 (+1 vide)	52 (+9 vides)	49 (M)	45 (M)

Procédure de prélèvement des tissus

Après endormissement du silure dans la benzocaïne, un petit bout de muscle est extrait juste au-dessus de la ligne latérale dans le prolongement de la nageoire dorsale, à l'aide d'un punch à

biopsie dermique stérile unique. Le morceau de muscle ainsi récolté, est ensuite placé tout de suite dans un tube Eppendorf contenant du RNA Later (stabilisant qui permet de conserver les cellules à température ambiante sans que l'ADN et l'ARN ne se dégradent). Les tubes de prélèvements de muscle sont ensuite placés à 4°C jusqu'à extraction de l'ADN et de l'ARN.

Un autre prélèvement de muscle est effectué sur chaque individu en utilisant le punch à biopsie dédié à cet individu. Ce nouveau prélèvement de muscle, effectué pour chaque silure, est ensuite placé dans un tube à vis. Un morceau de nageoire de 12,5 mm² est prélevé et placé dans un tube à vis. Une prise de sang est également réalisée sur chaque silure, au niveau de l'artère juste en amont de la nageoire caudale. Environ 1 ml de sang est récolté selon les individus, et ce sang est transféré de la seringue (à usage unique) dans un tube à vis. Ce prélèvement de sang est effectué pour chaque silure. Tous les tubes à vis contenant des échantillons dédiés à l'analyse isotopique sont stockés dès que possible (généralement le soir même) à -20°C jusqu'à l'analyse isotopique. Enfin, le contenu stomacal de chaque silure est récupéré puis placé dans un sachet en plastique et stocké à -20°C comme les tubes à vis jusqu'à l'analyse du contenu stomacal.

Les mesures biométriques classiques (taille, poids) sont réalisées en dernier pour chaque individu.

2.2. Analyse des isotopes stables des muscles, des nageoires et du sang

Les échantillons de muscle, sang et nageoire sont lyophilisés, broyés puis une biomasse précise (à 0,001 mg) de chaque échantillon est encapsulée dans des capsules en étain. Les échantillons décarbonatés ont été encapsulés dans de l'argent car l'acide est susceptible de réagir avec l'étain. Les capsules sont enfin analysées au spectromètre de masse (EA-IRMS) (Isoprime, Micromass, UK) au MNHN : analyse du ratio des isotopes stables du carbone ¹²C et ¹³C noté δ¹³C et de ceux de l'azote ¹⁴N et ¹⁵N, noté δ¹⁵N où $\delta X = (R \text{ échantillon} / R \text{ référence}) - 1) \times 1000$, δX étant δ¹³C ou δ¹⁵N et R, le ratio ¹³C : ¹²C ou ¹⁵N : ¹⁴N de l'échantillon et du matériau de référence (**Figure 2**). Il s'agit du Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) pour le C et de l'azote atmosphérique pour le N. Les valeurs (ratios isotopiques) sont exprimées en ‰ ± l'erreur standard (sd). Une procédure de délipidation aurait pu s'avérer nécessaire si le rapport C/N (obtenu lors de l'analyse) avait été supérieur à 3. Cette procédure n'a pas été nécessaire pour nos échantillons.

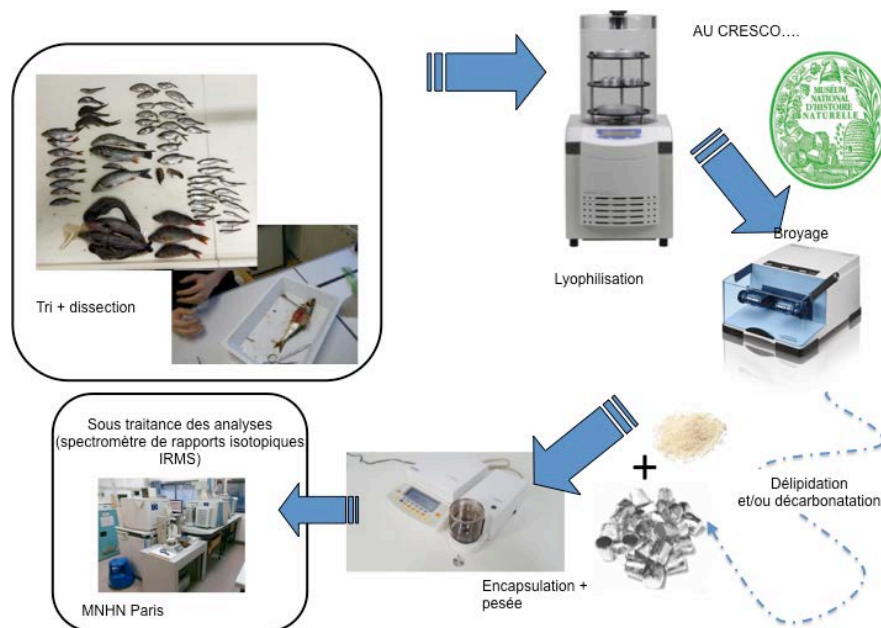


Figure 2 : Procédure de préparation des échantillons pour l'analyse isotopique.

Afin de décrire les tendances et l'organisation des différents réseaux trophiques analysés dans le cadre de cette étude, nous avons pris comme postulat qu'en milieu aquatique, il est admis que l'assimilation d'un organisme par un autre conduit à un fractionnement (facteur d'enrichissement trophique = TEF) de 1 ‰ pour le $\delta^{13}\text{C}$ (DeNiro et Epstein 1978, Rau et al. 1983) et de 3.4 ‰ pour le $\delta^{15}\text{N}$ (DeNiro et Epstein 1981, Post 2002). Sur cette base, afin d'estimer les contributions relatives des différentes sources potentielles de nourriture d'un consommateur, une série de modèles de mélange Bayésiens (package MIXSIAR de R) a été conduite permettant la prise en compte des signatures isotopiques des composants du réseau trophique, les concentrations élémentaires et les TEFs avec les incertitudes qui leurs sont liées. Les valeurs de TEFs utilisées dans cette analyse sont 1 ‰ pour le $\delta^{13}\text{C}$ et 3.4 ‰ pour le $\delta^{15}\text{N}$ avec une tolérance de 0,1 ‰ selon les recommandations de Phillips et Gregg (2003).

2.3. Contenus stomacaux

Au laboratoire, la longueur à la fourche (au mm) et la biomasse sont mesurées sur chaque individu à l'aide d'une balance (précision retenue à 0,1 g). L'étude des contenus stomacaux est effectuée après extraction et pesée de l'estomac plein (P_{sto}). Une fois celui-ci vidé, l'enveloppe stomacale (P_{env}) est à son tour pesée afin de déterminer la biomasse du bol alimentaire (P_{bol}) par soustraction : $P_{\text{bol}} = P_{\text{sto}} - P_{\text{env}}$. La vacuité (estomac vide) est notée le cas échéant, le pourcentage de vacuité correspondant au pourcentage individus dont l'estomac est vide. Les différentes proies extraites de l'estomac sont identifiées le plus précisément possible, dénombrées et pesées.

Le plus délicat pour décrire fidèlement le régime alimentaire d'une espèce est d'être en mesure de distinguer les différentes proies selon leur importance (i.e. dominantes vs. accessoires) (Rosecchi & Nouaze 1985). Certaines proies peuvent être même décrites comme indispensables

si leur absence ou leur inaccessibilité dans l'habitat influent négativement sur le développement du prédateur (performances de croissance, reproduction...) (Berg 1979). L'analyse des contenus stomacaux est une des techniques les plus utilisées en prenant en compte les proportions relatives des proies en abondance (méthodes numériques), en biomasse (ou volume) (méthodes gravimétriques) ou encore en occurrence (méthodes d'occurrences) (Rosecchi & Nouaze 1985). Dans la mesure où chacune de ces métriques peut influencer fortement de façon indépendante sur la description du régime alimentaire d'une espèce (e.g. proies de faible biomasse mais très nombreuses vs proies de biomasse forte en petits effectifs...), il est important de considérer ces deux aspects.

2.4. Analyse des taux individuels d'ARN/ADN du muscle

Chaque échantillon de biopsie de muscle est décongelé rapidement, puis découpé afin d'enlever la peau et d'obtenir environ 10 mg (erreur standard : $\pm 4,9$ mg) de muscle. L'ADN des échantillons de muscle est ensuite extrait à l'aide du kit « NucleoSpin® TriPrep » (Macherey-Nagel). Une fois l'ADN élué dans 20 μ l de tampon d'élué, les résidus d'ADN présents sur la membrane d'extraction sont digérés par de l'ADNase, puis l'ARN de l'échantillon est extrait et élué dans 50 μ l d'eau. Toute la procédure suit le protocole du constructeur du kit.

La quantité d'ADN et d'ARN présente dans chaque échantillon est ensuite mesurée deux fois par deux méthodes différentes. Les deux premières mesures ont été effectuées avec un fluoromètre Qubit® 3.0 à l'aide du kit « Qubit™ 1X dsDNA HS Assay Kit s » pour l'ADN et « Qubit® RNA HS Assay Kits » pour l'ARN. Les deux mesures suivantes ont été effectuées avec un spectromètre NanoDrop 1000. L'objectif de ces quatre mesures différentes avec deux techniques de mesures différentes visait à vérifier que les quantités d'ADN et d'ARN trouvées dans les échantillons sont mesurées de manière fiable. Tous les échantillons ont montré une répétabilité de la quantité d'ADN et d'ARN mesurée, et ce quel que soit la technique de mesure utilisée. Les quatre mesures de taux ARN/ADN ont ensuite été moyennées pour chaque silure.

Les analyses statistiques réalisées pour comparer les taux d'ARN/ADN selon les conditions, comme la saison, la taille, le poids, sites de capture, ont été faites sur le logiciel R version 4.2.1 (R Core Team, 2014). Un autre facteur a été inclus, il s'agit de l'indice de Fulton (Nash et al. 2006). Cet indice renseigne également sur la condition des individus et se calcule selon la formule :

$$\text{Indice de Fulton} = \frac{\text{poids en g}}{(\text{taille en cm})^3} \times 100$$

Les variations de taux d'ARN/ADN selon les facteurs catégoriels (saison et sites de capture) ont été testées globalement avec un test de Kruskal-Wallis et les comparaisons deux à deux entre saisons et entre sites ont été testées par un test de Wilcoxon avec une correction des valeurs de p prenant en compte les comparaisons multiples de type Bonferroni. Les variations de l'indice de Fulton selon les saisons ont également été testées avec des tests de Kruskal-Wallis et de Wilcoxon. Les variations de taux d'ARN/ADN selon les facteurs continus (poids, taille, indice de Fulton) ont été testées avec un test de corrélation de Pearson.

3. RESULTATS

3.1. Régime alimentaire des silures

3.1.1. Diversité des proies (effectifs)

Le résultat majeur est la grande diversité des proies identifiées dans les régimes alimentaires des 80 silures (**Figure 3**).

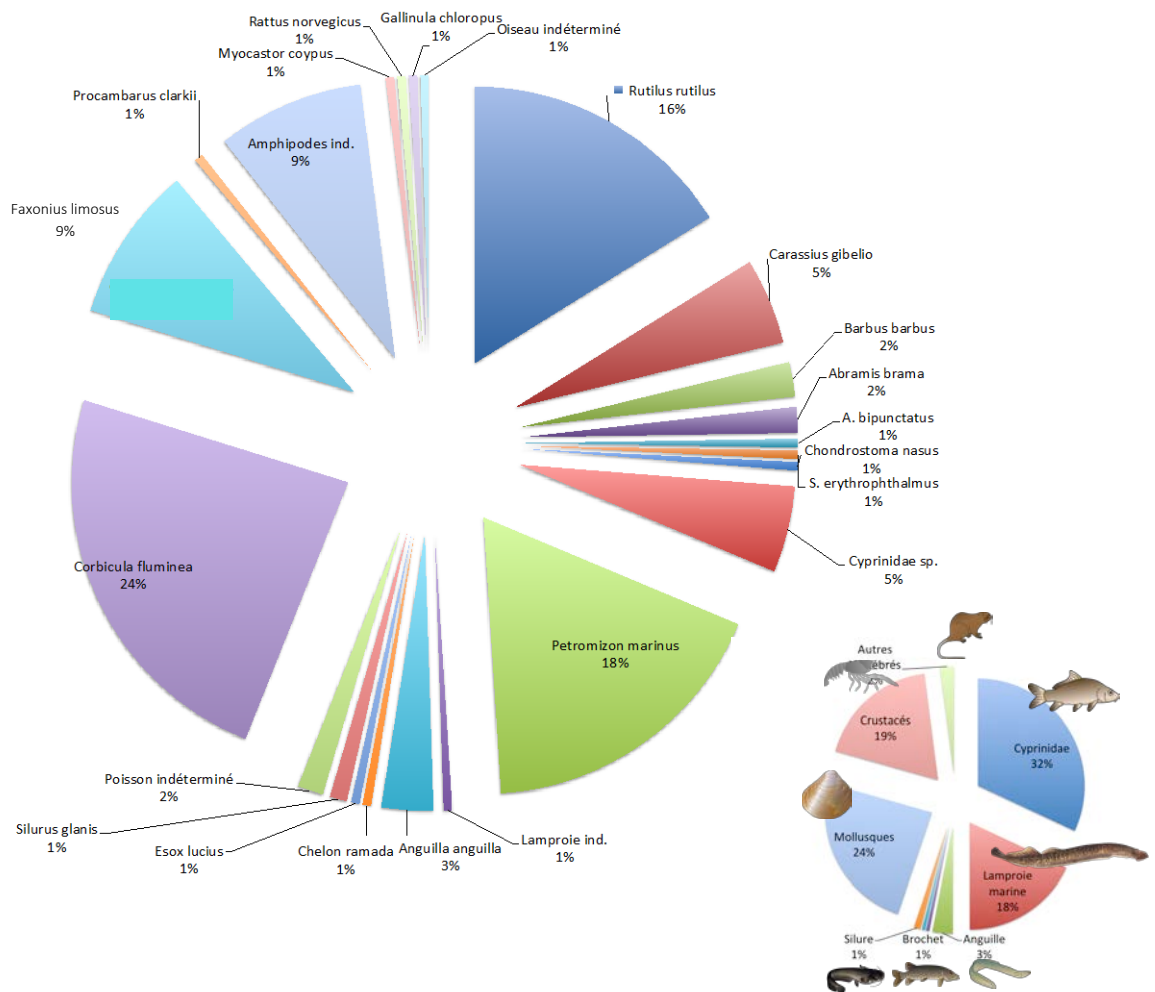


Figure 3 : Représentativité en abondances des différentes proies identifiées dans les estomacs des 80 silures tous sites et toutes saisons confondus. Les taxa majeurs d'un intérêt particulier ont été regroupés (graphique en encart) pour plus de lisibilité.

Globalement, le silure semble essentiellement s'alimenter de Cyprinidae (32 %) (gardons, carassins, barbeaux fluviatiles, brèmes communes, rotengles, nases et ablettes), de mollusques

(24 %) (corbicules), de crustacés (19 %) (écrevisses américaines et de Louisiane, amphipodes pour les juvéniles) et de lamproies marines (18 %). Les autres proies sont accessoires et ne représentent pas plus de 3 %. Notons la présence d'oiseaux et de mammifères (2 %) et de silure (1 %). Fait également notable, 40 % de ces proies sont des espèces introduites (écrevisses, mollusques mais également carassins et ragondins). Concernant enfin les lamproies marines, sur les 32 individus identifiés dans les estomacs, seules sept étaient dans un état de conservation suffisant pour vérifier si elles étaient matures sexuellement. Cinq d'entre elles portaient des œufs et deux étaient des mâles.

3.1.2. Diversité des proies (biomasses)

La diversité du régime alimentaire via les biomasses apporte un regard différent sur les prélèvements effectués par les silures et fait notamment fortement ressortir la lamproie marine qui atteint 65 % (Figure 4).

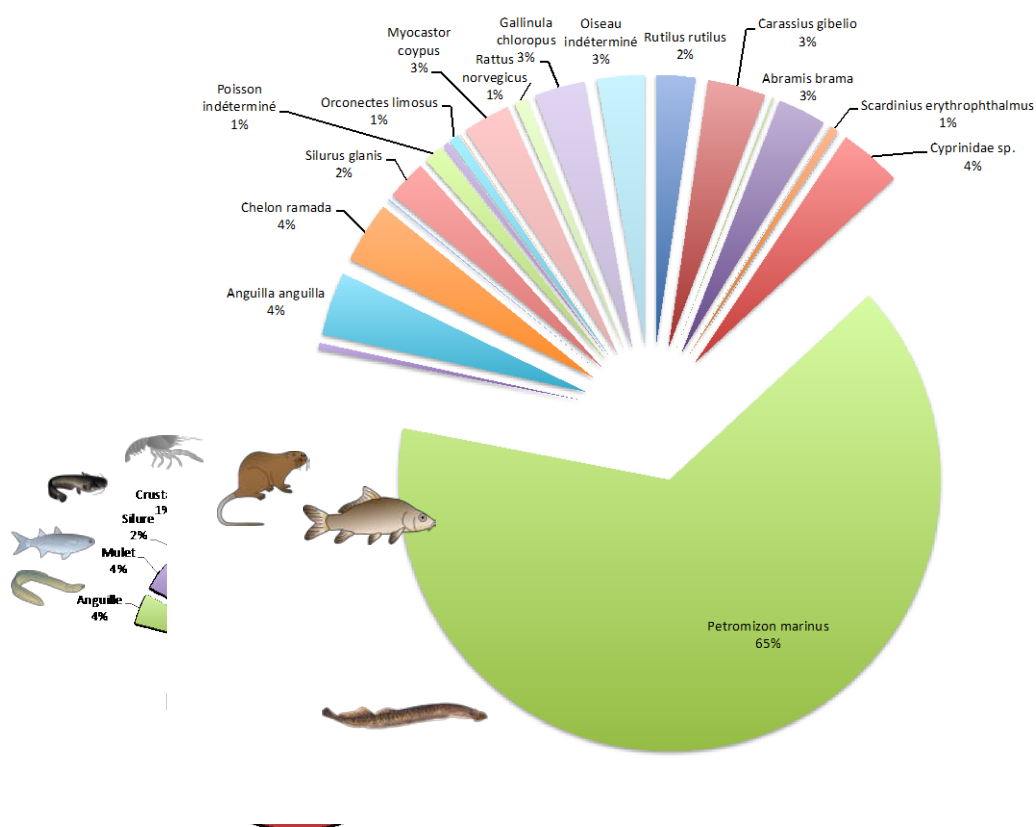


Figure 4 : Représentativité en biomasses des différentes proies identifiées dans les estomacs des 80 silures tous sites et toutes saisons confondues. Les taxa majeurs ou d'un intérêt particulier ont été regroupés (graphique en encart) pour plus de lisibilité.

Les autres espèces sont reléguées à des biomasses relatives beaucoup plus faibles en comparaison, inférieures à 4 %. En regroupant les espèces par grandes catégories, les Cyprinidae atteignent 13 % et les vertébrés terrestres 10 %. Les autres catégories ne dépassent pas 4 %. Si l'on comptabilise les espèces introduites, leurs biomasses cumulées atteignent 10,5 %.

3.1.3. Variabilité du régime alimentaire entre les sites

La comparaison des contenus stomacaux des trois rivières a été réalisée mais les résultats doivent être considérés avec précaution compte tenu du trop faible nombre de proies identifiées sur la Vienne et la Creuse (**Figure 5**).

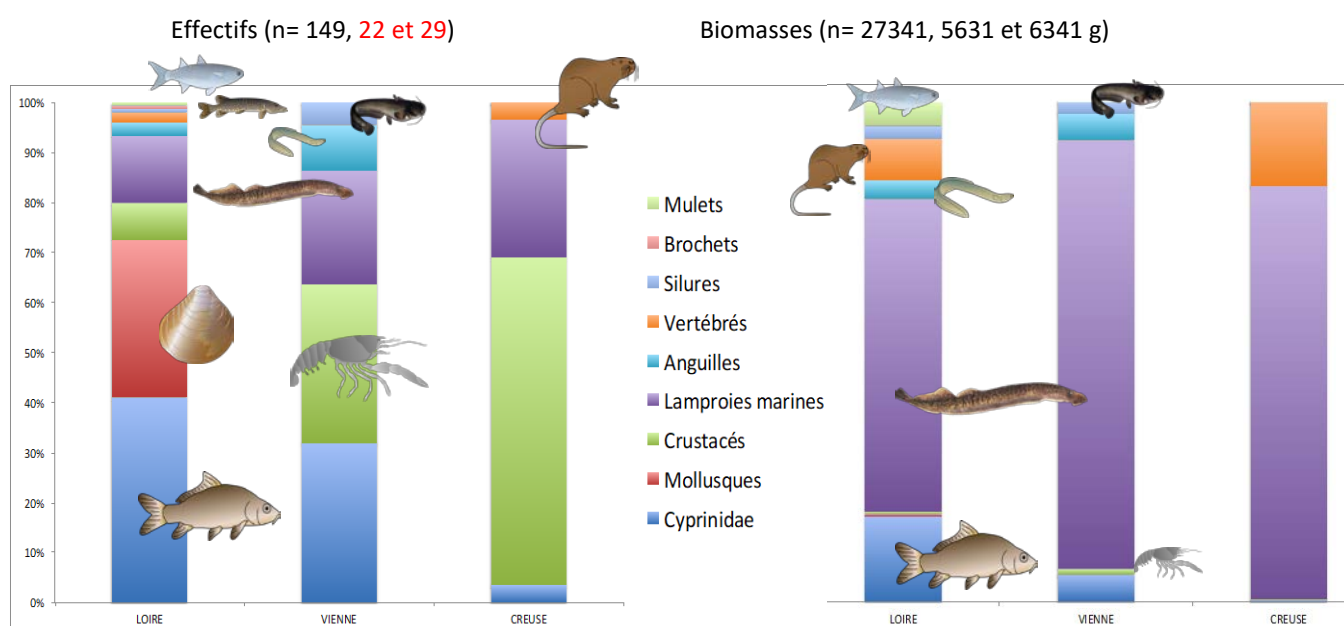


Figure 5 : Effectifs et biomasses relatives des différentes proies identifiées dans les estomacs des silures selon les sites toutes saisons confondues. Les taxa majeurs ou d'un intérêt particulier ont été regroupés pour plus de lisibilité.

Les tests statistiques réalisés montrent cependant une différence significative pour les effectifs entre la Loire et la Vienne ($G_{\text{ajusté}} = 17,61$, ddl = 8, $p < 0,05$), la Loire et la Creuse ($G_{\text{ajusté}} = 70,57$, ddl = 8, $p < 0,05$) mais pas entre la Vienne et la Creuse ($G_{\text{ajusté}} = 1,67 \cdot 10^{-13}$, ddl = 8, $p > 0,05$). Toutes les catégories de proies sont représentées en Loire avec une dominance des Cyprinidae (41 %) et des mollusques (32 %). La lamproie marine représente 13 % et apparaissent également le brochet et le mulot porc qui n'ont pas été trouvés sur la Creuse et la Vienne. La représentativité des crustacés augmente tant sur la Vienne que sur la Creuse avec respectivement 32 et 66 % des effectifs dans les régimes. Seules des anguilles au stade jaunes ont été identifiées. Ce sont des proies secondaires en importance et seulement sur la Loire (3 %) et la Vienne (9 %).

Concernant les biomasses, les résultats concernant la Loire sont également différents de la Vienne ($G_{\text{ajusté}} = 2324,86$, ddl = 8, $p > 0,05$) et de la Creuse ($G_{\text{ajusté}} = 3775,97$, ddl = 8, $p < 0,05$) alors

que Creuse et Vienne ne présentent pas de différence statistique ($G_{\text{ajusté}} = 2,58.10^{-11}$, ddl = 8, $p > 0,05$). Pour les trois rivières, c'est la lamproie marine qui domine assez largement avec respectivement 62, 86 et 83 % des biomasses sur la Loire, la Vienne et la Creuse. Les proportions secondaires notables concernent les cyprinidés en Loire (17 %) et les vertébrés terrestres (mammifères, oiseaux) (17 % également) sur la Creuse). L'anguille jaune représente respectivement 4 et 7 % des biomasses sur la Loire et la Vienne. Comme pour les effectifs, c'est la plus grande diversité de proies sur la Loire qui la distingue statistiquement des deux autres rivières.

3.1.4. Variabilité du régime alimentaire entre les saisons

La même approche a été réalisée au niveau saisonnier, permettant de comparer les régimes alimentaires des silures essentiellement entre l'hiver, le printemps et l'été, trop peu de proies ayant pu être identifiées en automne (**Figure 6**). Cette dernière saison n'est donc présentée qu'à titre indicatif.

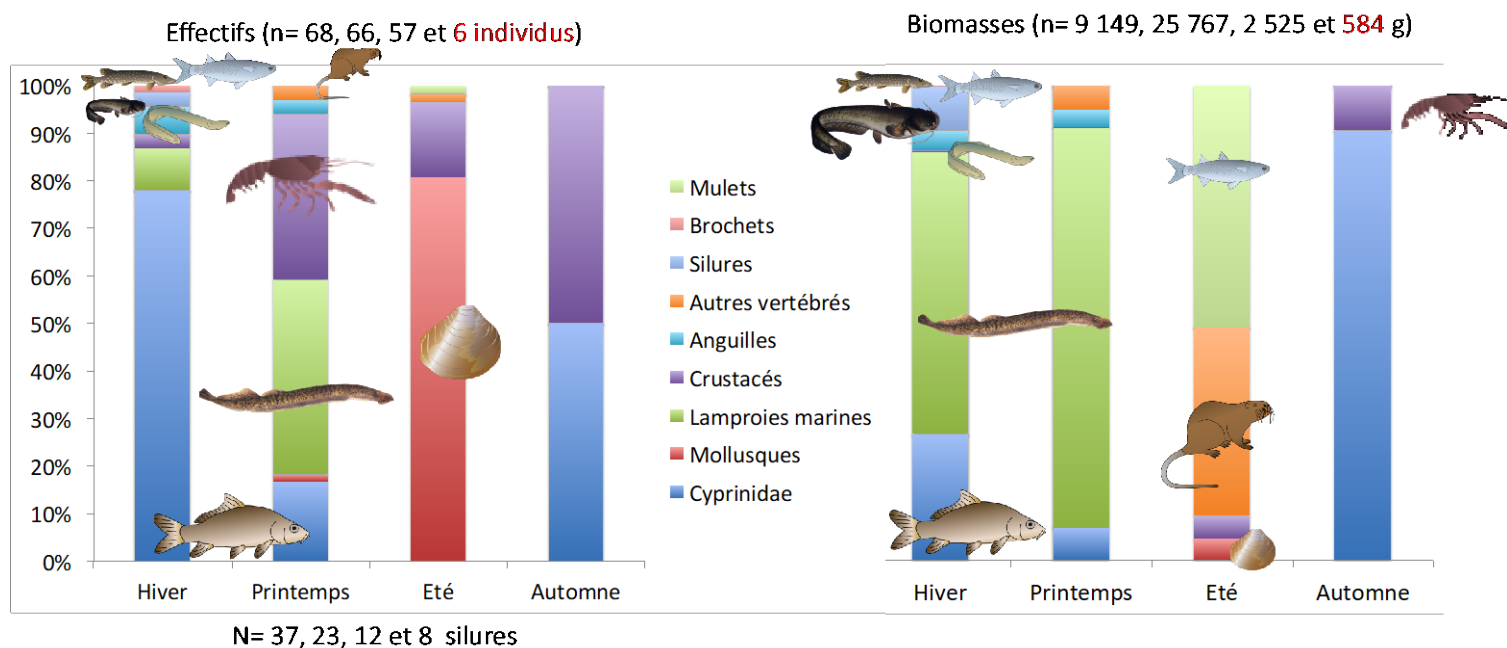


Figure 6 : Effectifs et biomasses relatives des différentes proies identifiées dans les estomacs des silures selon les saisons tous sites confondus. Les taxa majeurs ou d'un intérêt particulier ont été regroupés pour plus de lisibilité.

Pour les effectifs, les trois saisons sont significativement différentes entre elles ($G_{\text{ajusté}}$ varie de 74,13 à 128,97, ddl=8, $p < 0,05$). Les silures consomment une majorité de Cyprinidae en hiver (78 %), proportion qui diminue au printemps (17 %), ces derniers étant remplacés par la lamproie marine (41 %) et les crustacés (35 %). Le régime change à nouveau fortement en été avec la disparition de la lamproie et des Cyprinidae au profit des mollusques (81 %). Les crustacés sont le deuxième taxon le plus retrouvé dans les estomacs avec 17 %. Les anguilles jaunes sont des proies secondaires et ne sont présentes qu'en hiver (6 %) et au printemps (3 %).

Ces proportions changent fortement si l'on s'intéresse aux biomasses puisque la lamproie marine devient dominante en hiver et au printemps (respectivement 59 et 84 %) avant de laisser sa place au mullet (51 %) et aux autres vertébrés (mammifères et oiseaux, 40 %). L'anguille jaune représente environ 4% et seulement en hiver et au printemps. Statistiquement, comme pour les effectifs, les trois saisons sont significativement différentes entre elles ($G_{\text{ajusté}}$ varie de 5646 à 13646, ddl =8, $p < 0,05$).

3.1.5. Analyses isotopiques : Réseau trophique global

Une analyse de plusieurs tissus a été conduite en fonction des types de prélèvements qui ont pu être menés sur les silures. La comparaison entre les nageoires et les muscles conduite sur 10 individus n'a pas révélé de différence significative ($F_{1,9} = 1,74$; $p = 0,21$ pour le C et $F_{1,9} = 3,20$; $p = 0,09$ pour le N). Concernant le sang, l'analyse a été conduite sur 81 individus pour la comparaison sang/muscle) et sur 29 pour la comparaison sang/nageoire. Que les signatures isotopiques du sang soient comparées au muscle ou aux nageoires, le constat est le même, il n'y a pas de différence significative concernant le carbone ($F_{1,80} = 0,01$; $p = 0,91$ entre le sang et les nageoires et $F_{1,80} = 0,58$; $p = 0,45$ entre le sang et le muscle). Une différence significative apparaît cependant pour l'azote ($F_{1,80} = 51,39$, $p < 0,05$ entre le sang et les nageoires et $F_{1,80} = 36,12$; $p < 0,05$ entre le sang et le muscle). L'écart moyen n'est cependant que de $0,85 \pm 0,30$ ‰ et de $0,64 \pm 0,38$ ‰, respectivement entre le sang et les muscles et entre le sang et les nageoires. Il semble donc que ces tissus soient globalement interchangeables pour caractériser la signature isotopique du silure. En toute rigueur, un test de temps d'intégration des signatures devrait être mené pour s'en assurer. En effet, la similitude de ces signatures pourrait être le fait d'une absence de changement de régime alimentaire sur une longue période qui intégrerait le turnover de ces tissus comparés deux à deux. Ceci était attendu entre le muscle et les nageoires mais pas entre le sang et les deux autres tissus compte tenu du turnover plus rapide des cellules sanguines (Buchheister & Latour, 2010).

Les signatures isotopiques des espèces susceptibles de rentrer dans le régime alimentaire des silures sont présentées dans la **Figure 7**. On y trouve plusieurs espèces de poissons d'eau douce, les principaux amphihalins, des mollusques et des crustacés représentés par la moyenne des signatures individuelles de chaque espèce en $\delta^{13}\text{C}$ et en $\delta^{15}\text{N}$ (\pm sd). Les silures sont quant à eux représentés individuellement selon le tissu analysé, la saison à laquelle les prélèvements de tissus ont été effectués et la distinction entre les tailles (<1,2 m et >1,2 m).

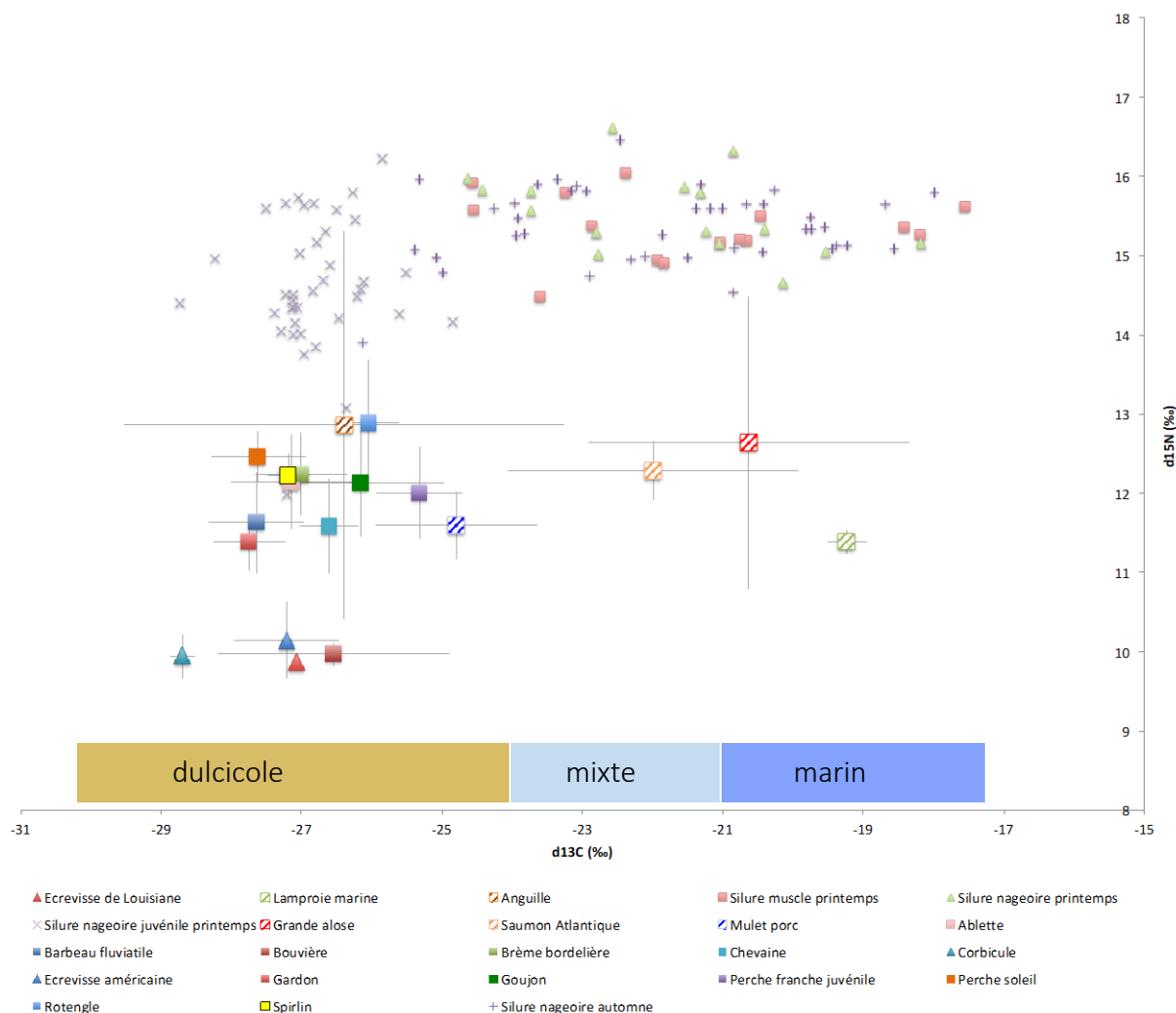


Figure 7 : Biplot des signatures isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$ et en $\delta^{15}\text{N}$) du réseau trophique de la Loire, comprenant différentes espèces de poissons d'eau douce (carrés pleins), amphihalins (carrés hachurés), des crustacés et des mollusques. Les silures sont représentés individuellement selon le tissu analysé, la saison et selon leur stade (adultes quand cela n'est pas précisé). Les signatures des autres espèces apparaissent sous forme de moyennes (\pm sd).

Concernant la dispersion des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ (proxy du niveau trophique), il apparaît tout d'abord très clairement la dominance du silure, occupant une gamme de valeurs situées entre 14 et 17 ‰ y compris pour la majorité des individus < 1,2 m. L'espèce se trouve en position de top-prédateur. Pour les autres taxa, on retrouve assez logiquement les mollusques et les crustacés (filtreurs et détritivores ou omnivores) en bas de la chaîne trophique au niveau « primaires ». Ils sont accompagnés de la bouvière. La grande majorité des poissons d'eau douce et les amphihalins sont particulièrement regroupés et occupent une position intermédiaire de consommateurs secondaires à tertiaires.

Pour le $\delta^{13}\text{C}$, il apparaît une gamme de valeurs très large qui peut s'interpréter comme suit. Les valeurs les plus appauvries (à gauche de la figure) correspondent aux espèces d'eau douce strictes, i.e. qui s'y alimentent à partir de sources de carbone dulcicoles. A l'inverse, les valeurs les plus enrichies, sur la droite de la figure, correspondent aux espèces d'origine marine ou qui se sont alimentés sur des sources de carbone marines. C'est le cas de la lamproie marine, du

saumon, de l'aloise. Le mullet pourrait faire partie de cette catégorie notamment lorsqu'il rentre dans le fleuve. Sa signature dulcicole vient du fait que contrairement aux autres amphihalins, il continue de s'alimenter lors de sa migration et notamment de sources dulcicoles. Il perd alors sa signature marine après quelques semaines (pour les muscles). Cette discrimination des sources potentielles de nourriture pour les silures permet de voir assez clairement que les individus ont exclusivement consommé des proies dulcicoles ($\delta^{13}\text{C} < -24 \text{ ‰}$ en appliquant le facteur d'enrichissement trophique de 1 ‰ aux taxons dulcicoles les plus enrichis (mulet, perche franche). A l'opposé et selon la même logique, les silures ayant consommé en majorité des proies à signature marine auront des valeurs supérieures à -21 ‰ . Tous les individus consommant un mélange de proies à signatures marines et dulcicoles auront des valeurs de ratio isotopiques comprises entre -24 et -21 ‰ .

A partir de ce constat, il est possible d'estimer la contribution des différentes sources au régime alimentaire des silures au travers de modèles bayésiens de type Mixsiar. Ces modèles ont été paramétré afin de connaître la contribution de cinq proies « types » pour chaque individu de trois groupes de silures prédéfinis (« $< 1,2 \text{ m}$ », « $> 1,2 \text{ m}$ du printemps » et « $> 1,2 \text{ m}$ de l'automne »). La signature du goujon et du gardon pour les poissons d'eau douce, de la corbicule et de l'écrevisse américaine (niveau trophique inférieur) et enfin de la lamproie marine pour la signature marine. Attention, il s'agit bien de proies « type », leur contribution relative n'est donc qu'indicative du « groupe » qu'elles représentent : poissons d'eau douce pélagique pour le gardon, poissons d'eau douce benthique pour le goujon et poissons migrateurs anadromes pour la lamproie marine (signature marine). Pour les adultes, les contributions des différentes proies à l'échelle des fractions de population de silure échantillonnées sont particulièrement claires (**Figure 8**) et identiques au printemps et en automne. Le goujon contribue à 51 % au printemps (intervalle de confiance bayésien 40-60 %) et 43 % (intervalle de confiance bayésien 30-55 %) en automne, la lamproie contribue à 48% au printemps (intervalle de confiance bayésien 36-55 %) et 46 % en automne (intervalle de confiance bayésien 39-56 %). Les autres taxa ont une contribution variant entre 0 et 3 %.

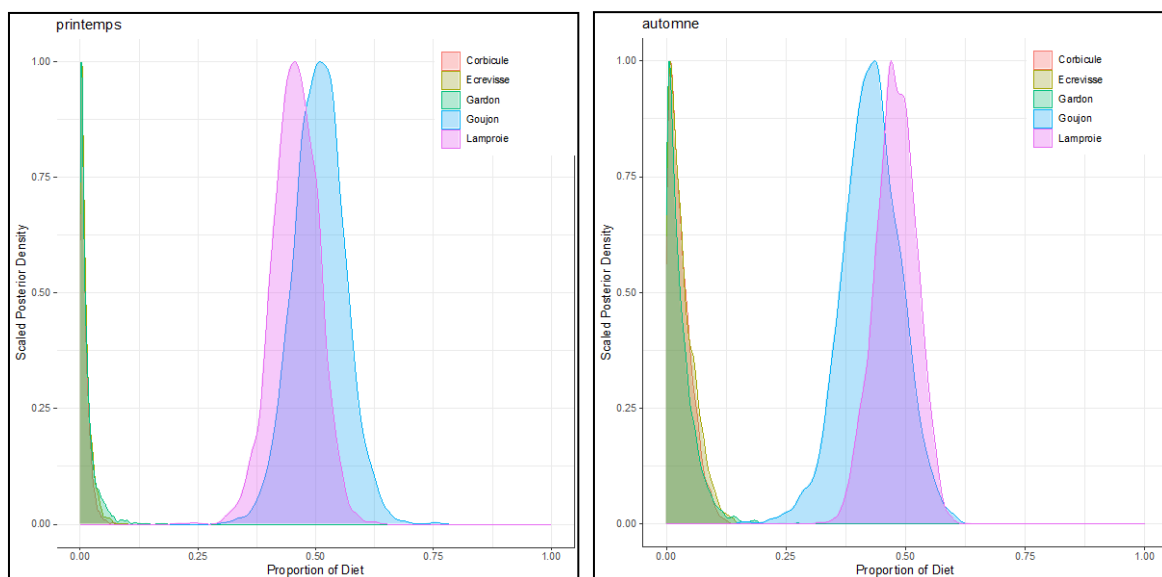


Figure 8 : Sorties de la modélisation bayésienne des contributions relatives de 5 proies représentatives du régime alimentaire des silures adultes (prélèvement de nageoire et de muscle au printemps, de nageoire en automne).

Au niveau individuel, la contribution estimée de proies à signature marine dans le régime alimentaire des silures varie de 10 à 95 % (intervalle de confiance bayésien variant de 2 à 98 %) et se répartie de la façon suivante : cinq individus présentent une contribution estimée inférieure à 24 % au printemps et 10 en automne, huit individus présentent une contribution comprise entre 25 et 49 % au printemps et 10 en automne, 12 individus entre 50 et 74 % au printemps, 12 en automne et cinq individus entre 75 et 95 % au printemps, 10 entre 75 et 93 % en automne.

Concernant les individus < 1,2 m (**Figure 9**), les proies d'eau douce, et notamment le gardon, dominent les contributions avec une estimation de 64 % (intervalle de confiance bayésien 26-84 %), les corbicules viennent ensuite (19 % (intervalle de confiance bayésien 2-38 %)), le goujon (9 % (intervalle de confiance bayésien 0-27 %)), les écrevisses (5 % (intervalle de confiance bayésien 0-18 %)), les lamproies ayant une contribution nulle.

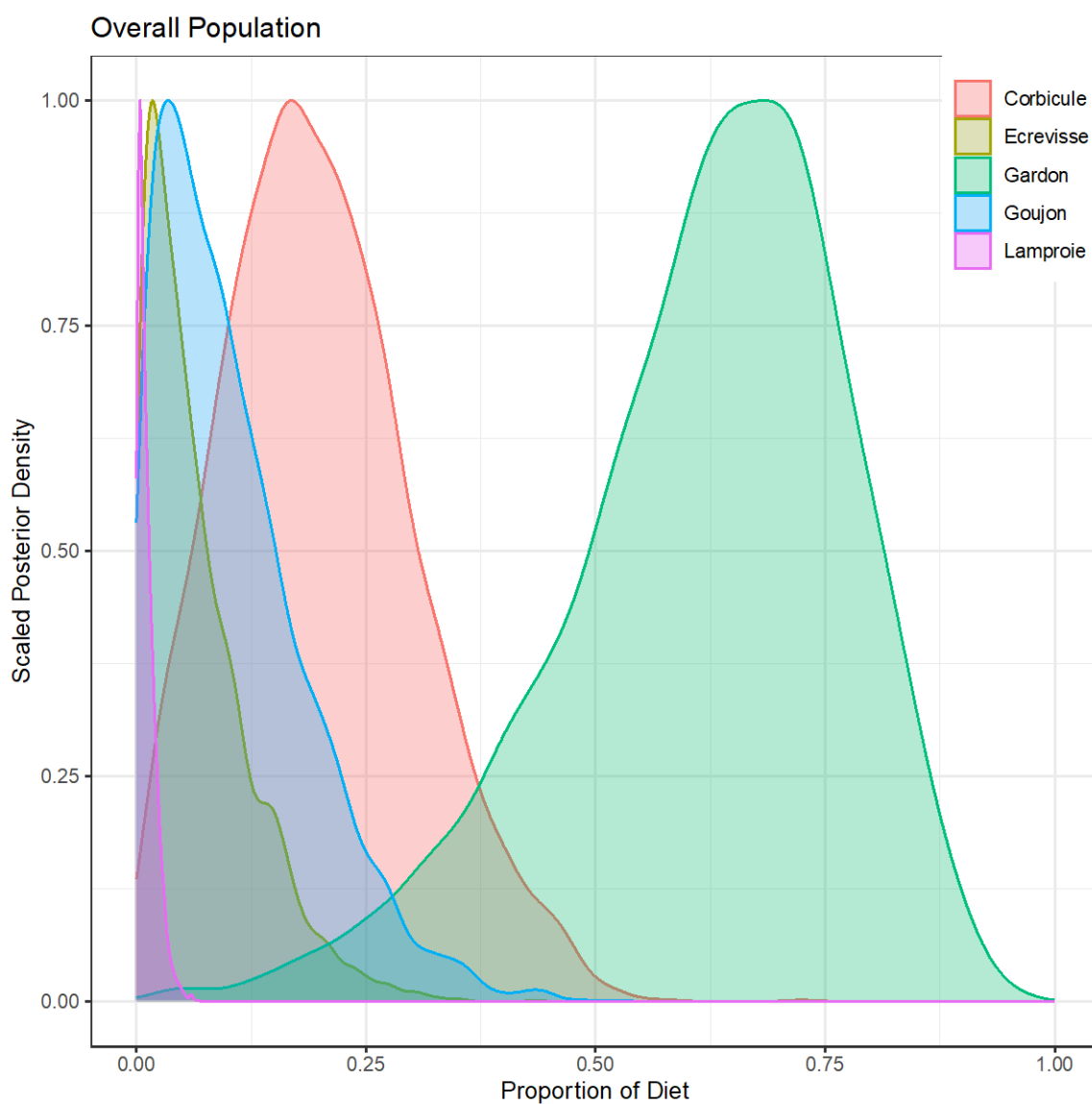


Figure 9 : Sorties de la modélisation bayésienne des contributions relatives de 5 proies représentatives du régime alimentaire des silures < 1,2 m (prélèvement de nageoire au printemps).

3.2. Condition physiologique des silures

Les taux d'ARN/ADN observés chez les silures adultes (taille > 120cm) ne sont pas corrélés à leur poids (Test de Pearson : $t=-0,091$, $ddl=92$, $p=0,926$), ni à leur taille (Test de Pearson : $t=-0,214$, $ddl=92$, $p=0,830$) (**Figure 10**).

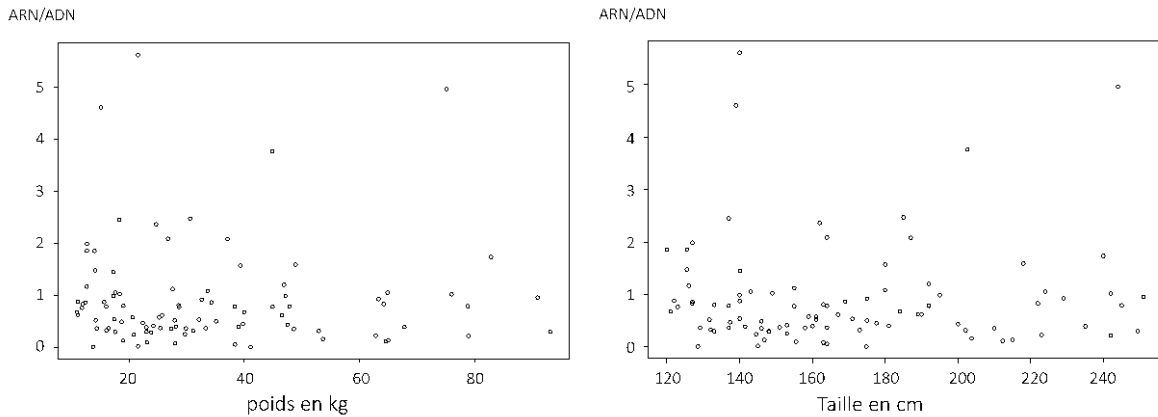


Figure 10 : Variations du taux d'ARN/ADN des silures selon leur poids et taille.

De la même manière, les taux d'ARN/ADN des silures adultes ne sont pas significativement différents selon les sites de capture (Vienne ou Creuse) (Test de Kruskal-Wallis : $\chi^2=2,167$, $ddl=1$, $p=0,141$). Par contre, les taux d'ARN/ADN varient significativement avec la saison (Test de Kruskal-Wallis : $\chi^2=27,686$, $ddl=2$, $p=9,728 \cdot 10^{-7}$), avec des taux significativement plus élevés en fin d'été qu'en hiver (Test de Wilcoxon, correction de Bonferroni : $p=1,9 \cdot 10^{-4}$) et début de printemps (Test de Wilcoxon, correction de Bonferroni : $p=1,6 \cdot 10^{-6}$) (**Figure 11**).

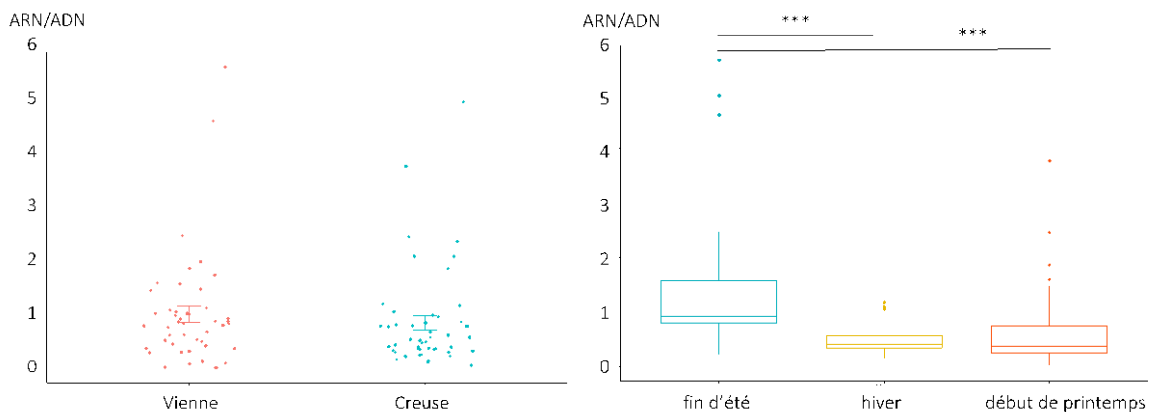


Figure 11 : Variations du taux d'ARN/ADN des silures selon les sites de capture (Vienne ou Creuse) et la saison (fin d'été, hiver ou début de printemps). *** : $p<0,001$.

L'indice de Fulton des silures adultes ne varie pas significativement selon le site de capture (Vienne ou Creuse) (Test de Kruskal-Wallis : $\chi^2=1,587$, $ddl=1$, $p=0,208$). Par contre, il varie significativement avec la saison (Test de Kruskal-Wallis : $\chi^2=21,112$, $ddl=2$, $p=2,604 \cdot 10^{-5}$), avec un indice de Fulton significativement supérieur en début de printemps qu'en fin d'été (Test de

Wilcoxon, correction de Bonferroni : $p=2,5^{-5}$) et en hiver (Test de Wilcoxon, correction de Bonferroni : $p=0,04$). Par contre, le taux d'ARN/ADN des silures n'est pas significativement corrélé à leur indice de Fulton (Test de Pearson : $t = -1,605$, $ddl=92$, $p=0,111$) (**Figure 12**).

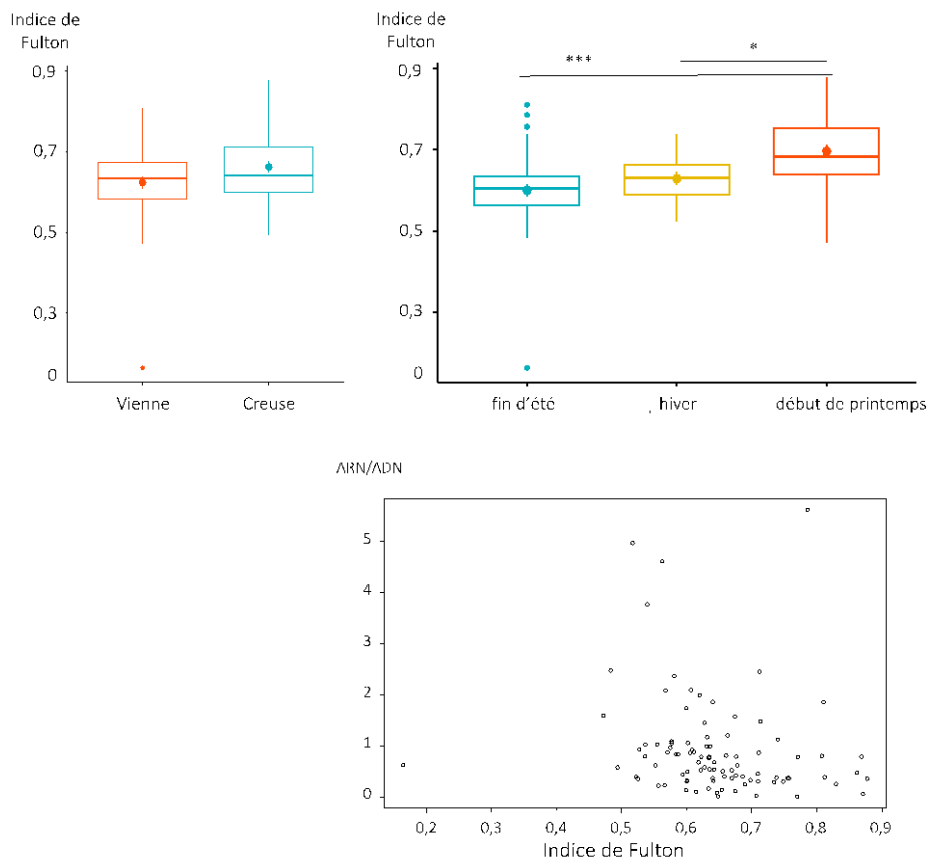


Figure 12 : Variations de l'indice de Fulton des silures les sites de capture (Vienne ou Creuse) et la saison (fin d'été, hiver ou début de printemps) et variations du taux d'ARN/ADN des silures selon leur indice de Fulton. * : $p < 0,001$, * : $p < 0,05$.**

4. DISCUSSION

4.1. Régime alimentaire des silures

Nos résultats apportent un certain nombre d'informations importantes sur le régime alimentaire du silure sur le secteur d'étude (tronçon Loire et confluence Creuse et Vienne). Bien que méritant d'être complétée, l'étude des contenus stomacaux a révélé une grande diversité de proies, avec un contraste saisonnier marqué. La variabilité spatiale semble cependant relativement faible notamment concernant la pression de prédation sur les lamproies. En effet, la participation des lamproies au régime alimentaire des silures sur le tronçon Loire est à peu près équivalente à celles mesurées sur les tronçons Vienne et Creuse. Les résultats saisonniers indiquent quant à eux le caractère opportuniste de l'espèce pour son alimentation. Les lamproies sont particulièrement représentées dans les régimes au printemps et secondairement en hiver, en adéquation avec le pic de passage de l'espèce sur les sites. Cette ressource est

même majoritaire et semble remplacer les Cyprinidae. Elle disparaît par contre complètement en été et en automne pour être remplacée à nouveau par une plus grande diversité de proies (mollusques, mulot porc, écrevisses et des vertébrés « terrestres » (oiseaux et mammifères)). Ces analyses des contenus stomacaux souffrent de certains biais et parmi eux la faiblesse du jeu de données en automne qu'il conviendrait de compléter. L'identification des proies est parfois également compliquée par un niveau plus ou moins avancé de digestion qui de surcroît pourrait être différent selon les taxons (crustacés et mollusques vs poissons par exemple). Les taxons les plus résistants peuvent éventuellement être détectés plus longtemps que les poissons. Nous avons cependant systématiquement recherché des pièces osseuses dures de type otolithe, mâchoires ou ossements divers afin de nous approcher au plus près de l'identification à l'espèce. Enfin, il ne nous a pas été possible de maîtriser l'échantillonnage des silures pour l'analyse des contenus stomacaux car dépendants des captures professionnelles notamment sur la Loire. Par ailleurs, beaucoup des individus capturés pour les suivis en télémétrie avaient l'estomac vide. Il manque donc des échantillons sur certaines rivières à certaines saisons, échantillons qui auraient pu contribuer à améliorer la comparaison spatio-temporelle des régimes alimentaires.

Ces résultats ne sont qu'en partie corroborés par les analyses des traceurs biochimiques (isotopes stables) qui rappelons-le, sont plus intégrateurs que les contenus stomacaux. Fait intéressant tout d'abord, il y a un fort contraste entre les signatures des individus < 1,2 m de ceux > 1,2 m. L'ensemble des individus <1,2 m ne s'alimente que sur des proies dulcicoles, la taille conséquente des amphihalins adulte leur étant probablement moins accessible. Ces résultats corroborent ceux de Belhamiti & Boisneau (2015) réalisés en Loire 10 ans auparavant et qui avaient permis de mettre en évidence la contribution de proies amphihalines dans le régime alimentaire des silures. L'observation des signatures individuelles suggérait déjà une différenciation du régime alimentaire des individus à partir de 125 cm sur des proies d'eau douce ou amphihalines.

S'agissant des adultes, en considérant l'ensemble des individus, la contribution des amphihalins semble globalement importante avec une probabilité estimée à environ 50 %. Si l'on s'en réfère aux contenus stomacaux, la lamproie marine est particulièrement ciblée au printemps (fin avril) mais d'autres migrateurs comme le saumon ou l'aloise pourraient être consommés. Ces deux derniers n'ont cependant jamais été identifiés dans les estomacs contrairement à l'étude de Belhamiti & Boisneau (2015). Cela est aussi à mettre en lien avec des flux migratoires en forte baisse pour ces deux espèces en Loire (données Logrami). Au niveau individuel, il s'avère que cette proportion en amphihalins est extrêmement variable estimée entre 0 et près de 95 %. Les très fortes contributions évoquent une spécialisation de certains individus sur ces proies au printemps. Nous relevons par exemple cinq individus sur 30 dont la contribution des amphihalins est estimée à plus de 75 % et 12 avec une contribution estimée entre 50 et 74 %.

Les résultats sont très similaires en automne (fin septembre) évoquant là aussi la contribution de proies à signatures enrichies en carbone pour une majorité d'entre eux. Ces résultats posent question car les amphihalins sont absents à cette saison, ce qui est confirmé par les quelques contenus stomacaux analysés à cette saison. Les silures semblent donc consommer des proies

que nous n'avons pas détecté à cette saison ce qui mériterait des investigations supplémentaires. L'analyse des différents tissus n'a pas permis de résoudre cette question car nous ne trouvons pas de différence de signature en carbone entre le sang, les muscles ou encore les nageoires. Si, comme l'étude de Buchheister et Latour (2010) semble le démontrer chez un poisson plat, (écart significatif de turnover entre le sang (22 à 44 jours) et les muscles (49 à 107 jours)), alors l'hypothèse serait que les silures n'ont pas changé de source de carbone dans leur alimentation entre l'été et l'automne. La persistance des signatures marines pendant plusieurs semaines est envisageable mais le changement d'alimentation devrait être visible à travers une baisse significative des ratios isotopiques du carbone au bout de deux à trois semaines quel que soit le tissu analysé.

Ces résultats sont concordants avec la littérature disponible sur le sujet. Le silure est décrit comme omnivore et opportuniste dans une review de Copp et al. (2009), s'adaptant au spectre de proies disponibles (Stolyarov 1985). Son régime alimentaire reflèterait l'ensemble des proies de taille adéquate et dans les habitats accessibles, s'adaptant en cas de changement dans les peuplements (Mukhamediyeva & Sal'nikov 1980). L'espèce est capable de consommer aussi bien des crustacés que des poissons (notamment des Cyprinidae) (Carol et al. 2009, Djait et al. 2019, Ferreira et al. 2019) et ce, avec des variations saisonnières parfois marquées en lien à la fois avec la température et la disponibilité en proies (Omarov & Popova 1985). Ces études portent sur des populations natives mais semblent également valables pour des habitats où l'espèce est arrivée récemment (Vagnon et al. 2022). La consommation d'espèces amphihalines semble décrite plus récemment (e. g. saumon atlantique, alose, lamproie marine; Boisneau et Belhamiti 2018 ; Boulêtreau et al. 2018 ; Guillerault et al. 2018 ; Boulêtreau et al. 2020 ; Boulêtreau et al. 2021) ainsi que la consommation d'oiseaux d'eau et de petits mammifères (Carol et al. 2009 ; Cucherousset et al. 2012 ; Haubrock et al. 2020). Les impacts du silure dans ces aires d'introduction sont relativement peu documentés mais le fait est que les silures adultes peuvent être jusqu'à deux fois plus gros que les prédateurs natifs (Cucherousset et al. 2017). Ils ont donc accès à des proies ayant normalement atteint leur taille refuge (Wysujack et Mehner 2005), elles sont donc potentiellement plus naïves face à un nouveau prédateur. La plus étonnante capacité de l'espèce à s'adapter à de nouvelles ressources est peut-être illustrée par l'étude de Cucherousset et al. (2017) qui démontre la spécialisation de certains individus sur des pigeons venant s'abreuver en rive.

4.2. Condition physiologique des silures

D'après nos résultats sur l'analyse des taux d'ARN/ADN, les silures adultes ne présentent pas un métabolisme différent selon leur poids ou taille. Cela signifie qu'un silure adulte plus lourd ou plus grand n'aura pas un métabolisme supérieur à un silure moins lourd ou plus petit. Ce résultat n'est pas surprenant car la croissance des poissons une fois la maturité sexuelle atteinte est, même si elle se poursuit, relativement faible en comparaison avec la croissance des juvéniles (voir la review de Copp et al. (2009)).

Le métabolisme des silures adultes est similaire entre les sites de capture (Vienne ou Creuse). La Vienne et la Creuse sont donc des milieux sensiblement similaires pour les silures, que ce soit en termes de proies, contaminants, stress etc. Cependant, on observe une augmentation du métabolisme des silures en fin d'été, par rapport à l'hiver ou au début du printemps. En fin d'été, les silures adultes sortent de leur période de reproduction ; période où la croissance est ralentie, voire nulle car l'énergie et les réserves sont allouées à la production de gamètes, fécondation et ponte. L'énergie étant allouée à la reproduction au printemps et début été, cela se traduit par un taux d'ARN/ADN plus faible dans le muscle. A l'inverse, une fois la reproduction terminée, en fin d'été, l'énergie est orientée préférentiellement dans la croissance, se traduisant ainsi par un métabolisme supérieur dans le muscle. En hiver, les températures froides et l'absence de proies potentielles suggèrent que la croissance des silures adultes est ralentie, et cela se traduit par un taux d'ARN/ADN plus faible dans le muscle à cette période.

L'indice de Fulton, qui est très utilisé chez les poissons, intègre à la fois le poids et la taille (Nash et al. 2006). On l'assimile généralement à un indice de condition, avec une meilleure condition à mesure que le Fulton augmente (Nash et al. 2006). En réalité, il mesure plutôt les réserves ou l'embonpoint de l'organisme, car plus le poids augmente pour une taille donnée, plus l'indice de Fulton augmente. Les silures adultes ne présentent pas un embonpoint différent selon les sites de capture. Cela signifie qu'ils ont accès aux mêmes ressources alimentaires sur ces deux sites (type et nombre de proies suffisants). En revanche, l'indice de Fulton des silures varie avec les saisons, avec un indice supérieur en début de printemps qu'en fin d'été ou hiver. En début de printemps, les silures adultes allouent leur énergie à la production de gamètes et œufs, ce qui augmente sûrement leur poids. Cela pourrait expliquer l'augmentation de l'indice de Fulton en début de printemps. Les silures adultes ne seraient ainsi par forcément en meilleure condition en début de printemps par rapport à la fin d'été ou à l'hiver (période d'activité et d'apports alimentaires réduits), mais plutôt en période de préparation de la reproduction. L'indice de Fulton n'est d'ailleurs pas corrélé avec le taux d'ARN/ADN, ce qui signifie que ces deux indices ne traduisent pas le même phénomène physiologique.

Le taux d'ARN/ADN est un indice complémentaire à l'indice de Fulton car il apporte des indications directement sur la croissance des organismes et n'est pas biaisé par la période de reproduction comme peut l'être l'indice de Fulton.

5. CONCLUSION

De cette partie portant sur le régime alimentaire et la condition physiologique des silures de Loire amont, Vienne et Creuse, il ressort que l'espèce semble consommer un large spectre de proies selon la taille des individus (juvéniles vs adultes), indépendamment du site de prélèvement des individus. Une partie des individus > 1,2 m semble profiter de l'arrivée des lamproies marines au printemps, observations confirmées à la fois sur la base des contenus stomacaux et de la signature isotopique des individus. La condition physiologique des silures, si elle ne varie pas avec la taille, est dépendante de la saison en lien potentiel avec le cycle de reproduction et l'éventuel bénéfice des apports de sources marines du printemps.

6. Bibliographie

- Belhamiti N., Boisneau C. 2015. SILURUS: Etude du silure à l'échelle de la Loire en région Pays de la Loire. AADPPMFEDLA, Université de Tours, 120 p.
- Berg J., 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes with a reference to preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens*. Marine Biology 50: 263-273.
- Boisneau C., Belhamiti N. 2018. Prédation des poissons migrateurs par le silure en Loire.
- Boulêtreau S., Gaillagot A., Carry L., Tetard S., De Oliveira E., Santoul F. 2018. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. PLoS One 13(4): e0196046.
- Boulêtreau S., Carry L., Meyer E., Filloux D., Menchi O., Mataix V., Santoul F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. Scientific Reports 10(1): 6122.
- Boulêtreau S., Fauvel T., Laventure M., Delacour R., Bouyssonnié W., Azémar F., Santoul F. 2021. "The giants' feast": Predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. Aquatic Ecology 55: 75–83.
- Boulêtreau S., Santoul F. 2016. The end of the mythical giant catfish. Ecosphere 7(11): e01606.
- Buchheister A., Latour R.J. 2010. Turnover and fractionation of carbon and nitrogen stable isotopes in tissues of a migratory coastal predator, summer flounder (*Paralichthys dentatus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67: 445-461.
- Buckley L., Caldarone E., Ong T.-L. 1999. RNA-DNA ratio and other nucleic acid-based indicators for growth and condition of marine fishes. Hydrobiologia 401: 265-277.
- Bunn S.E., Loneragan N.R., Kempster M.A. 1995. Effects of acid washing on stable isotope ratios of C and N in penaeid shrimp and seagrass: implications for food-web studies using multiple stable isotopes. Limnology and Oceanography 40: 622-625.
- Carol J., Benejam L., Benito J., García-Berthou E. 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. Fundamental Applied Limnology 174: 317-328.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. 2009. Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. Journal of Applied Ecology 46: 443-453.
- Chícharo L.M.Z., Chícharo M.A., Alves F., Amaral A., Pereira A., Regala J. 2001. Diel variation of the RNA:DNA ratios in *Crassostrea angulata* (Lamarck) and *Ruditapes decussatus* (Linnaeus 1758) (Mollusca, Bivalvia). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 259: 121-129.
- Chícharo M.A., Chícharo L. 2008. RNA:DNA Ratio and Other Nucleic Acid Derived Indices in Marine Ecology. International Journal Molecular Sciences 9: 1453-1471.

- Clemmensen C. 1994. The effect of food availability, age or size on the RNA/DNA ratio of individually measured herring larvae: laboratory calibration. *Marine Biology* 178: 377-382.
- Copp G.H., Britton R., Cucherousset J., García-Berthou E., Kirk R., Peeler E., Stakènas S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries* 10: 252-282.
- Cucherousset J., Bouletreau S., Azemar F., Compin A., Guillaume M., Santoul F. 2012. "Freshwater killer whales": beaching behavior of an alien fish to hunt land birds. *PLoS One* 7: e50840.
- Cucherousset J., Horky P., Slavík O., Ovidio M., Arlinghaus R., Boulêtreau S., Britton R., García-Berthou E., Santoul F. 2017. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 28(1): 177-190.
- DeNiro M.J., Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbone isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42: 495-506.
- DeNiro M.J., Epstein S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 341-351.
- Djait H., Bahri-Sfar L., Laouar H., Missaoui N., Ben Hassine O.K. 2019. Dietary comparison of pike-perch, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) and catfish, *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in Sidi Salem dam reservoir (Tunisia). *International Journal of Ichthyology* 13: 61-69.
- Ferreira M., Gago J., Ribeiro F. 2019. Diet of European Catfish in a Newly Invaded Region. *Fishes* 4: 58.
- Ferron A., Leggett W.C. 1994. An appraisal of condition measures for marine fish larvae. *Advances in Marine Biology* 30: 217-303.
- Foley C.J., Bradley D.L., Höök T.O. 2016. A review and assessment of the potential use of RNA:DNA ratios to assess the condition of entrained fish larvae. *Ecological Indicators* 60: 346-357.
- Gookhova E., Kyle M. 2002. Analysis of nucleic acids in *Daphnia*: development of methods and ontogenetic variations in RNA-DNA content. *Journal of Plankton Research* 24: 511-522.
- Guillerault N., Boulêtreau S., Santoul F. 2018. Predation of European catfish on anadromous fish species in an anthropised area. *Marine and Freshwater Research* 70(5): 682-686.
- Gwak W.-S., Tanaka Y., Tominaga O., Tsusaki T., Tanaka M. 2003. Field evaluation by RNA/DNA ratios on post-release nutritional status of released and wild Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 293: 107-124.
- Herzka S.Z. 2005. Assessing connectivity of estuarine fishes based on stable isotope ratio analysis. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 64: 58-69.
- Haubrock P.J., Azzini M., Balzani P., Inghilesi A., Tricarico E. 2020. When alien catfish meet. Resource overlap between the North American *Ictalurus punctatus* and immature European

- Silurus glanis* in the Arno River (Italy). *Ecology of Freshwater Fish* 29: 4-17.
- Hobson K.A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120: 314-326.
- Holm-Hansen O., Sutcliffe W.H.Jr., Sharp J. 1968. Measurement of the deoxyribonucleic acid in the ocean and its ecological significance. *Limnology and Oceanography* 13: 507-514.
- Kim J.-H., Kim S.-J., Min G.-S., Han K.-N. 2008. Nutritional condition determined using RNA/DNA ratios of the river pufferfish *Takifuga obscurus* under different salinities. *Marine Ecology Progress Series* 372: 243-252.
- Kostecki C., Le Loc'h F., Roussel J.-M., Desroy N., Huteau D., Riera P., Le Bris H., Le Pape O. 2010. Dynamics of an estuarine nursery ground: the spatio-temporal relationship between the river flow and the food web of the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) as revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Sea Research* 64: 54-60.
- Kostecki C., Roussel J.-M., Desroy N., Roussel G., Lanshere J., Le Bris H., Le Pape O. 2012. Trophic ecology of juvenile flatfish in a coastal nursery ground: contributions of intertidal primary production and freshwater particulate organic matter. *Marine Ecology Progress Series* 449: 221-232.
- Lloret J., Planes S. 2003. Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 248: 197-208.
- Mukhamediyeva F.D., Sal'nikov V.B. 1980. On the morphology and ecology of *Silurus glanis* Linne. in the Khauzkhan Reservoir. *Izvestiya Akademii Nauk Turk-menskoi SSR, Seriya Biologia*: 34-39.
- Nash R.D.M., Valencia A.H., Jeffen A.J. 2006. The Origin of Fulton's Condition Factor— Setting the Record Straight. *Fisheries* 31: 236-238.
- Omarov O.P., Popova O.A. 1985. Feeding behavior of pike, *Esox lucius*, and catfish, *Silurus glanis*, in the Arakum Reservoirs of Dagestan. *Journal of Ichthyology* 25: 25-36.
- Peterson B.J., Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 18: 293–320.
- Phillips D.L., Gregg J.W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136(2): 261–269
- Post D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* 83: 703-718.
- Rau G.H., Mearns A.J., Young D.R., Olson R.J., Schafer H.A., Kaplan I.R. 1983. Animal $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology* 64: 1314-1318.
- Reis-Santos P., Tanner S.E., França S., Vasconcelos R.P., Gillanders B.M., Cabral H.N. 2015. Connectivity within estuaries: an otolith chemistry and muscle stable isotope approach. *Ocean & Coastal Management* 118 : 51-59.

- Rosecchi E., Nouaze Y. 1987. Comparaison de cinq indices utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* 49: 111-123.
- Stolyarov I.A. 1985. Dietary features of catfish, *Silurus glanis*, and pike-perch, *Stizostedion lucioperca* in Kizlyarsk Bay, northern Caspian Sea. *Journal of Ichthyology* 25: 140-145.
- Vagnon C., Bazin S., Cattaneo F., Goulon C., Guillard J., Frossard V. 2022. The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology of freshwater fish* 31(4): 650-661.
- Wysujack K., Mehner T. 2005. Can feeding of European catfish prevent cyprinids from reaching a size refuge? *Ecology of Freshwater Fish* 14: 87-95.



Impact de la prédation du silure glane *Silurus glanis* sur la population des lamproies marines *Petromyzon marinus* du bassin de la Vienne

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Thomas TRANCART^{1*}, Emma ROBIN^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Robin, E., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Juge, P., Lamoureux, J., Rault, P., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Impact de la prédation du silure glane *Silurus glanis* sur la population des lamproies marines *Petromyzon marinus* du bassin de la Vienne, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1	CONTEXTE	201
1.1	La lamproie marine : un poisson migrateur en déclin sur le bassin de la Loire.....	201
1.2	Objectif : étude de la prédation des lamproies marines sur le bassin de la Vienne.....	202
1.3	Limitations des biais post-opératoires et comportementaux	203
2	MATERIEL ET METHODES.....	203
2.1	Site d'étude	203
2.2	Protocole expérimental	204
2.2.1	Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques utilisés	204
2.2.2	Localisation des récepteurs fixes.....	205
2.2.3	Capture des lamproies marines.....	206
2.2.4	Transport des individus	207
2.2.5	Marquage des lamproies marines.....	207
2.2.6	Relève des récepteurs fixes.....	208
2.2.7	Recherche active des émetteurs et des zones de frayères.....	208
2.3	Analyse de données	209
2.3.1	Conditions environnementales	209
2.3.2	Efficacité du réseau acoustique.....	210
2.3.3	Descripteurs universels de migration.....	210
2.3.4	Nombre d'individus prédatés.....	210
2.3.5	Timing et spatialisation de la prédation.....	210
2.3.6	Estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la reproduction	211
3	RESULTATS.....	211
3.1	Descripteurs universels.....	211
3.1.1	Conditions environnementales	211
3.1.2	Efficacité du réseau acoustique.....	212
3.2	Descripteurs comportementaux	213
3.2.1	Choix des axes migratoires.....	213
3.3	Attractivité	213
3.3.1	Identifications, dénombrements et localisations des frayères sur la période d'étude	213
3.3.2	Blocage : Taux de franchissement des barrages et retard migratoire	214
3.4	Nombre d'individus prédatés.....	214
3.5	Estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la reproduction	215

3.5.1	Méthode 1 : Temps entre relâche et prédation.....	215
3.5.2	Méthode 2 : Température.....	217
3.5.3	Méthode 3 : Accès aux zones de frayères.....	217
3.5.4	Bilan des trois méthodes.....	218
4	DISCUSSION	219
5	BIBLIOGRAPHIE	222

1 CONTEXTE

1.1 La lamproie marine : un poisson migrateur en déclin sur le bassin de la Loire

Depuis maintenant plusieurs décennies, le nombre d'espèces marines en danger d'extinction est en continuelle progression (Kappel, 2005). Parmi elles, les espèces estuariennes et migratrices amphihalines sont particulièrement concernées (Limburg & Waldman, 2009; Verhelst et al., 2021; Waldman & Quinn, 2023). En effet, ces espèces sont caractérisées par une utilisation alternée de deux biomes : la mer et les eaux douces continentales. Pour rejoindre ces deux biomes, elles sont donc obligées de traverser les estuaires. Ces caractéristiques rendent donc ces espèces particulièrement vulnérables, car elles subissent les pressions anthropiques exercées sur les milieux marins, les milieux estuariens et les milieux dulçaquicoles. Les causes du déclin des migrateurs amphihalins sont largement renseignées, même s'il existe des variations interspécifiques et géographiques qui ne permettent pas de hiérarchiser ces facteurs de manière globale et consensuelle. En tout état de cause, les facteurs comme la surpêche, la dégradation des habitats, les ruptures de connectivité, les différents types de pollution et les impacts des espèces exotiques envahissantes sont considérées comme les causes principales du déclin des amphihalins.

Dans les rivières européennes, les populations de lamproies marines *Petromyzon marinus* ont suivi la même trajectoire sur les 30 dernières années que celles des autres migrateurs amphihalins (Hansen et al., 2016). La chute est d'autant plus impressionnante sur le bassin de la Loire et notamment sur les bassins de la Vienne et de la Creuse, où les effectifs dénombrés aux stations de comptage de ces deux rivières sont passés d'environ 55 000 individus en 2015, à 10 000 en 2018 puis à 20 individus en 2019. En 2020, environ 34 000 individus sont dénombrés mais dès 2021, ce ne sont plus que 4000 individus (**Figure 1**). Cette raréfaction des lamproies marines est constatée aussi sur les secteurs plus en amont de la Loire depuis 2017. Par exemple, aucune lamproie marine n'a été observée à Decize sur la Loire depuis 2018, et aucune lamproie marine n'a été observée à Vichy sur l'Allier depuis 2013 (LOGRAMI, 2023).

Compte tenu de ces signaux d'alerte forts, observés aussi sur de nombreux autres bassins versants européen, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) a classé la lamproie marine « en danger (EN) » dans sa liste rouge en 2019 en France. Mais malgré cette situation tendue, en Europe, la lamproie marine a été relativement peu étudiée. Depuis les années 2000, les quelques études ciblant cette espèce ont été réalisées surtout dans la péninsule ibérique en Espagne et au Portugal et plus récemment en Europe du Nord (voir par exemple : Almeida, Silva, & Quintella, 2000; Almeida, Quintella, & Dias, 2002; Quintella, Póvoa, & Almeida, 2009; Lança et al., 2014; Silva et al., 2019).

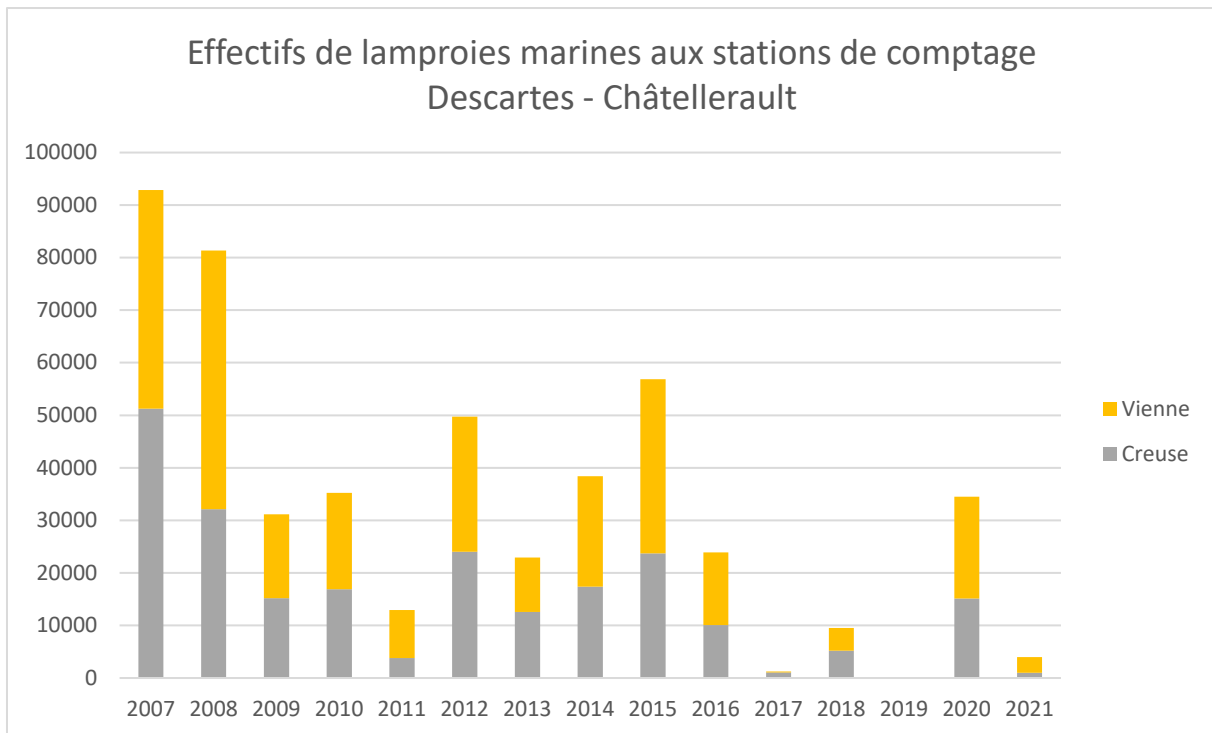


Figure 1 : Evolution des effectifs de lamproies marines en montaison sur les stations de comptage de Descartes (Creuse) et Châtelleraut (Vienne) (données récupérées sur le tableau de bord migrateurs Loire - LOGRAMI, 2023).

Le bassin de la Loire, en tant que plus grand bassin versant français et possédant une importante population de lamproie marine, est donc d'intérêt majeur pour cette espèce. Une étude a donc été réalisée en 2020 pour suivre sa migration de montaison sur le bassin de la Vienne (Trancart et al., 2022), le sous-bassin-versant où les densités de lamproie marine étaient historiquement les plus importantes. Cette étude a mis en évidence d'importantes pertes d'individus sur ces linéaires de cours d'eau pourtant exempts de pêcheries et de barrages (Trancart et al., 2022). Cette perte en ligne pourrait être expliquée par un fort taux de prédation des lamproies par les silures, mais cela n'a pas pu être confirmé de manière ferme et définitive. La présente étude a donc été mise en place pour quantifier un éventuel taux de prédation du silure sur les lamproies marines sur ce secteur du bassin de la Loire.

1.2 Objectif : étude de la prédation des lamproies marines sur le bassin de la Vienne

Le présent volet (Impact de la prédation du silure glane *Silurus glanis* sur la population de lamproies marines *Petromyzon marinus* du bassin de la Vienne) avait pour objectif de qualifier et de quantifier la perte en ligne des lamproies marines, et notamment de confirmer ou infirmer le potentiel impact du silure sur les lamproies marines en phase de migration de reproduction.

Pour cela, trois lots de 40 lamproies marines ont été marqués avec des émetteurs acoustiques et relâchés sur une zone d'étude couvrant une grande partie du bassin de la Vienne. La zone d'étude débutait 7 km en aval de la confluence Vienne - Creuse et s'étendait jusqu'aux barrages de Châtelleraut sur 26 km de long sur la Vienne, et jusqu'à Descartes sur 13 km de long sur l'affluent Creuse. Chaque marque acoustique utilisée émettait un identifiant unique, permettant de suivre

individuellement chaque lamproie marine relâchée dans le milieu naturel. De plus, les marques acoustiques avaient un capteur spécial capable de réagir avec l'acide de l'estomac d'éventuels prédateurs et donc d'identifier des événements de prédation (date, heure). Grâce à un réseau de récepteurs acoustiques disposés le long du site d'étude, les individus ont été localisés lors de leur migration de montaison. Ainsi, la prédation a pu être quantifiée, ainsi que d'autres informations sur la migration de reproduction des lamproies marines, comme la répartition des flux s'engageant sur les axes Vienne et Creuse, la dynamique migratoire (temporalité, influence des facteurs environnementaux) et le comportement reproductif (nombre et localisation des frayères).

1.3 Limitations des biais post-opératoires et comportementaux

L'étude s'est déroulée dans le cadre de l'Etablissement Utilisateur Faune Sauvage Non-Hébergée du Muséum (EU-MNHN-UAE-FSNTC, agrément A750536), validée par le comité d'éthique en expérimentation animale n°068, comité Cuvier, et autorisée par le ministère de l'enseignement supérieur, de la recherche et de l'innovation (APAFIS#28855-2021030816211708v1).

Le transport des individus a eu lieu dans des véhicules agréments, dans de grands viviers oxygénés. Les viviers étaient remplis par l'eau du milieu où ont été prélevés les individus. Le protocole chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2018), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux. La chaîne de prophylaxie a été respectée avec attention pour chaque individu. Avant la relâche des lamproies marines sur la zone d'étude, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée.

De nombreux facteurs ont été suivis en parallèle : le débit, la température, la fenêtre de période de reproduction des lamproies marines et les lieux de reproduction après les marquages. L'ouvrage de Descartes n'a plus été considéré en fonctionnement normal dès le 14 juillet 2021 suite à la détérioration d'un clapet lors de la crue de juillet, et depuis, deux ouvertures permanentes assurent la continuité écologique. Les lamproies marines ont été relâchées en trois lots différents, chacun à un mois d'intervalle correspondant à des périodes, températures et débits différents. Cette démarche a permis d'effectuer un suivi spatio-temporel permettant de distinguer l'effet de certains facteurs parfois confondants. Tous les résultats de ce suivi ont été présentés et discutés avec l'ensemble des membres du consortium de l'étude GLANISPOMI. Les conclusions de ce rapport ont été validées par l'ensemble du consortium.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Site d'étude

Le site d'étude a été défini en fonction des résultats de l'étude lamproie Loire menée en 2020 qui avait permis d'identifier les zones à hauts risques techniques (perte de matériel) et les zones d'intérêt écologique et scientifique (zone de reproduction, et zone à fort potentiel de prédation). En 2021, seuls 7 kilomètres des 47 kilomètres en Vienne aval suivis en 2020 ont été conservés pour cette nouvelle année d'étude car ce tronçon représentait à lui seul 73.9% des pertes d'individus (Thomas Trancart et al., 2022). Les 40 kilomètres qui ont été écartés du suivi en aval

de la Vienne en 2021 sont des zones plus sableuses où les récepteurs acoustiques ont été relevés difficilement. Enfin, le secteur d'étude a ciblé particulièrement les zones à fort potentiel de nids de reproduction de lamproie marine pour étudier la prédation qu'elles peuvent subir sur ces zones particulières. La Vienne a été suivie de Nouâtre jusqu'au barrage de Châtelleraut (33 km) (**Figure 2**). La Creuse a été suivie de la même manière qu'en 2020, de sa confluence avec la Vienne jusqu'au barrage de Descartes (13 km) (**Figure 2**).

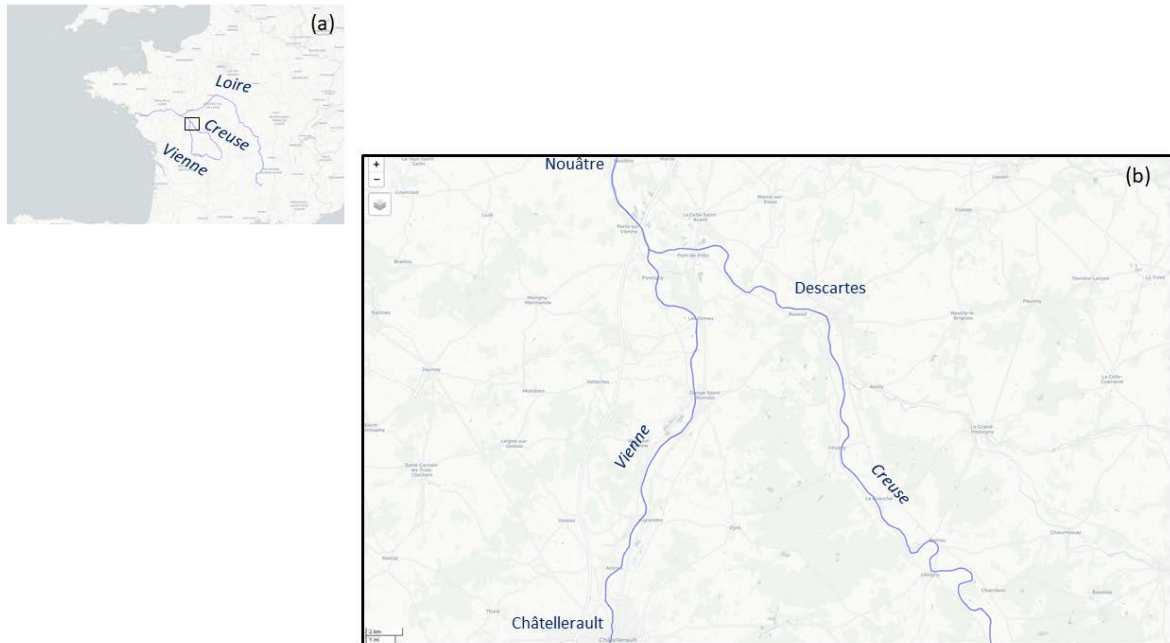


Figure 2: Localisation générale du site d'étude (a) et vue centrée sur le site d'étude (b) ©OpenStreetMap.

2.2 Protocole expérimental

2.2.1 Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques utilisés

Dans cette étude, les lamproies marines ont été suivies dans le milieu naturel à l'aide d'émetteurs acoustiques implantés dans leurs cavités générales (Vemco V9D-2X-69 kHz, 31.5 mm de long, 9 mm de diamètre, 5 g, 151 dB). Ces marques étaient équipées avec des capteurs de prédation, capables de détecter un événement de prédation en réagissant avec l'acidité de l'estomac des prédateurs. Le délai moyen inter-émissions était de 40 secondes pendant 30 jours puis 150 secondes pendant les 30 jours suivants. Des tests internes ont démontré un taux de fiabilité de 100 % au niveau des faux-positifs (détectations de prédation sans réelle prédation) sur une période de 30 jours (n = 10 individus).

Les signaux acoustiques issus de ces émetteurs ont été enregistrés par des récepteurs acoustiques (Vemco VR2W-69 kHz) qui peuvent être installés dans le milieu naturel d'une manière totalement autonome pendant plus de 12 mois.

2.2.2 Localisation des récepteurs fixes

Un réseau de 41 récepteurs acoustiques a été déployé sur la Vienne, de Nouâtre jusqu'à l'amont immédiat (1 km) des barrages de Châtellerault sur la Vienne et de Descartes sur la Creuse. Leur positionnement a été défini afin d'effectuer l'évaluation spatio-temporelle de la prédation des lamproies marines.

Les récepteurs acoustiques ont été déployés en colonne vertébrale (**Figure 3**) avec une densité importante (1 récepteur par kilomètre sur la Creuse et la Vienne aval, 1 récepteur tous les 2 kilomètres sur la Vienne supérieure). Cette densité, associée à des portées de détection d'environ 500 m sur la zone d'étude, a permis une très bonne couverture acoustique de la zone d'étude. De plus, les frayères de lamproies marines recensées les années précédentes par l'association LOGRAMI et par le MNHN ont bénéficié d'une attention particulière lors de la disposition des récepteurs acoustiques afin de bénéficier d'une bonne couverture acoustique.

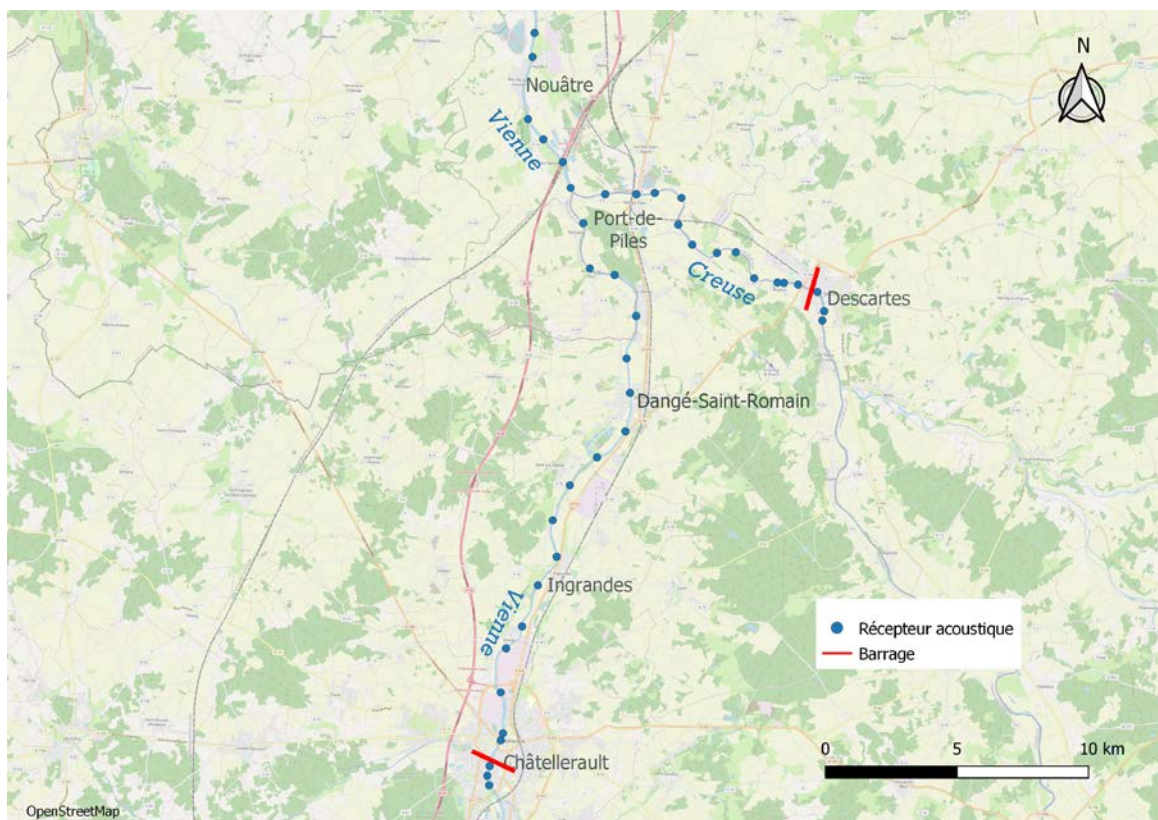


Figure 3 : Localisation des récepteurs acoustiques sur la zone d'étude Vienne – Creuse.

Enfin, pour évaluer l'impact des deux barrages de la zone d'étude (Descartes et Châtellerault) sur le franchissement des lamproies marines, trois récepteurs ont été installés à l'aval et à l'amont de chacun des deux ouvrages (**Figure 4**).

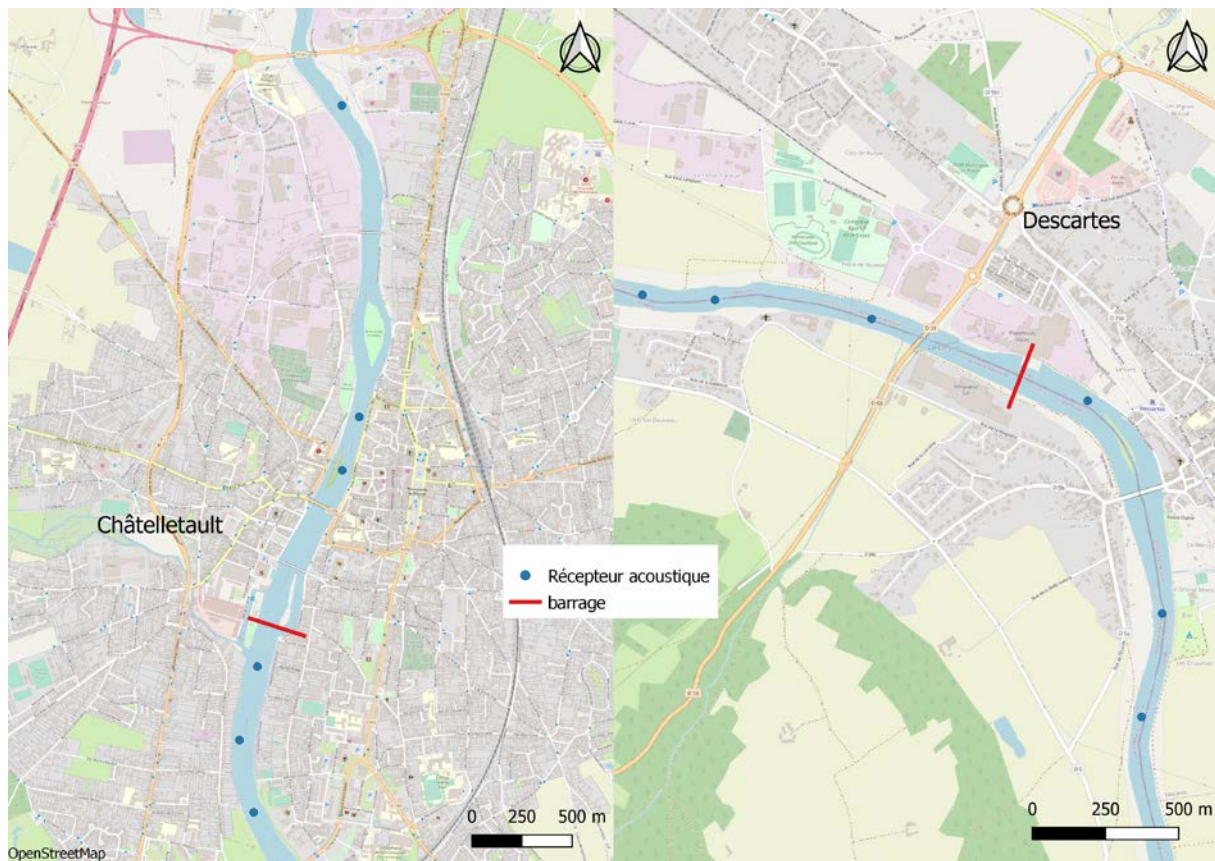


Figure 4 : Localisation des récepteurs à proximité des barrages de Châtellerault et Descartes.

2.2.3 Capture des lamproies marines

Les lamproies marines ont été capturées en aval du bassin de la Loire, en amont immédiat de Nantes, par une pêche professionnelle. Cette localisation très en aval a permis de collecter uniquement des individus en début de migration de reproduction, sans caractères sexuels secondaires différenciés. Les lamproies ont été capturées avec des filets trémails (34 mm), entre le 29 et le 30 mars 2021 pour le premier lot, entre le 26 et le 28 avril pour le second lot et entre le 8 et le 10 mai pour le dernier lot. Ces individus ont été stabulés pour une période maximale de 48 h dans un grand vivier avec un renouvellement d'eau permanent en provenance de la Loire, au sein des locaux des pêcheurs professionnels (**Figure 5**).



Figure 5 : Vivier employé pour la stabulation des lamproies marines.

2.2.4 Transport des individus

Les individus ont été transportés depuis le lieu de prélèvement (en amont de Nantes) jusqu'au lieu de marquage et de relâche situé à 200 km en amont, sur les bords de la Vienne à Noyers. Ce transport a eu lieu dans des véhicules agréés, dans des grands viviers oxygénés remplis de l'eau du site de capture. Avant chaque transfert des individus entre viviers ou entre vivier et rivière, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée en cas de différentiel de température supérieur à 2°C.

2.2.5 Marquage des lamproies marines

Les individus à marquer ont été sélectionnés afin d'éviter les individus présentant des pathologies, des plaies importantes ou des signes avancés d'une reproduction imminente (caractères sexuels secondaires : apparition d'un bourrelet dorsal, d'un bourrelet anal et d'une pseudo nageoire anale, opacité des yeux et rigidité corporelle, **Figure 6**). Les lamproies marines ainsi sélectionnées ont été marquées avec des émetteurs acoustiques placés dans la cavité péritonéale par insertion chirurgicale sous anesthésie générale (Aquacen Benzocaina, 50 mg.l⁻¹). Les individus ont ensuite été transférés dans un bac de réveil individuel jusqu'à dissipation de tout effet de l'anesthésiant, puis transférés dans un vivier post-opératoire localisé dans la rivière, jusqu'au moment de leur relâche dans le milieu naturel. Les émetteurs utilisés ne dépassaient pas 2 % du poids total de l'individu marqué, comme classiquement recommandé (Winter, 1996). Le protocole chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2017), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux. Trois sessions de marquage ont eu lieu (1^{er} avril – 40 individus, 29 avril – 41 individus et 11 mai – 40 individus) afin de tester différentes conditions hydrologiques et thermiques. Les individus marqués ont été relâchés dans une zone identifiée préalablement comme zone à faible densité de silure, à Noyers (**Figure 3**).

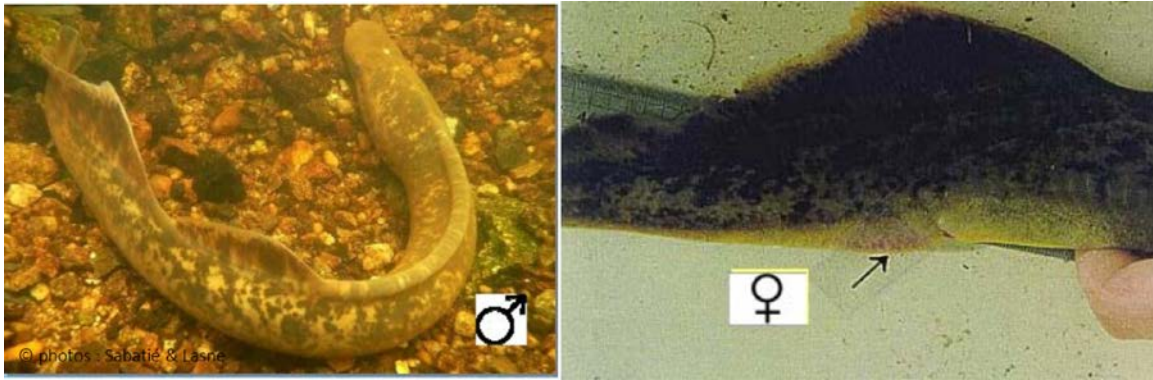


Figure 6 : Photos de caractères sexuels secondaires différenciés chez les lamproies marines (@Sabatié et Lasne).

2.2.6 Relève des récepteurs fixes

Les récepteurs acoustiques ont été relevés du 26 juin au 1er juillet pour la Creuse et l'amont des barrages, et du 26 au 28 juillet pour la Vienne.

2.2.7 Recherche active des émetteurs et des zones de frayères

Un protocole complémentaire de recherche d'émetteurs acoustiques a été mis en place afin de retrouver d'éventuels émetteurs situés hors de portée entre deux récepteurs fixes. Ces recherches actives ont eu lieu 3 semaines après chaque marquage (21-23 avril ; 26 -28 mai et 14-18 juin), et ont été réalisées avec une embarcation légère et deux récepteurs mobiles (Vemco VR100 et VR2W, **Figure 7**). A chaque session, l'intégralité de la zone d'étude a été prospectée.

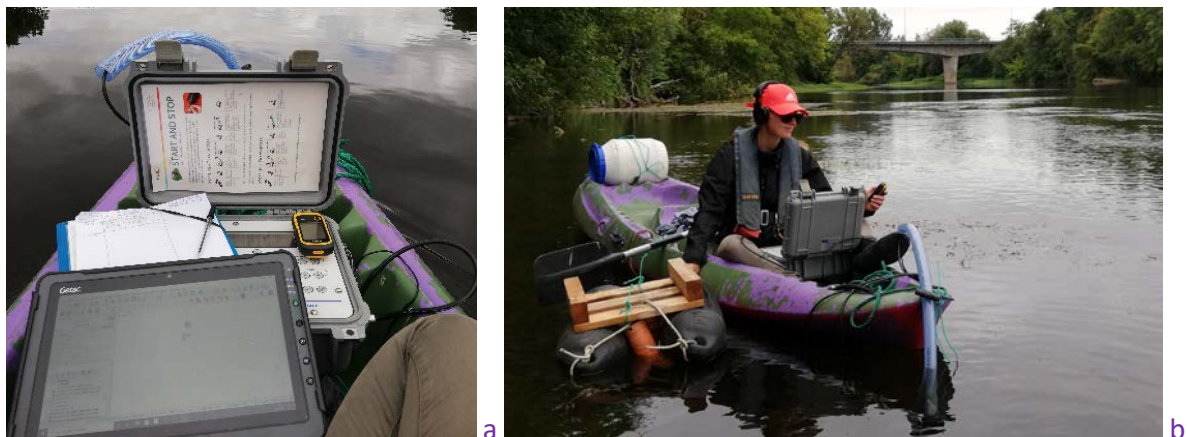


Figure 7 : Matériel utilisé pour le suivi acoustique mobile et le comptage de frayères : récepteur VR100 à l'avant du canoé (a), récepteur VR2W sous le flotteur en palette (b).

En parallèle, la recherche et la géolocalisation des zones de reproduction avérées (présence de nids de lamproies marines) ont été effectuées. Ces zones ont été identifiées suivant des critères sédimento-morphologiques (radiers et plats courants à granulométrie grossière (Taverny & Elie, 2010) (Figure 8). Chaque frayère a été géolocalisée afin d'établir une cartographie précise des zones de reproduction.

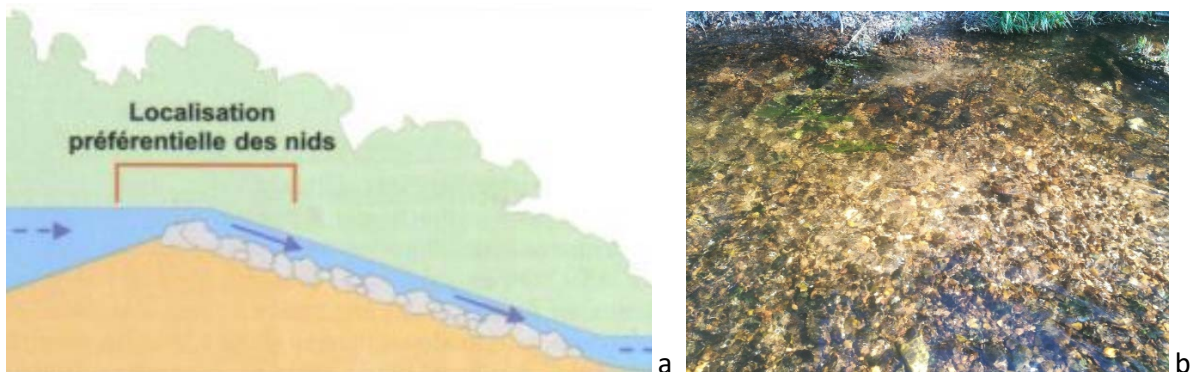


Figure 8 : Schéma de localisation des nids de lamproie (Taverny & Elie, 2010) et vue d'une frayère de la Creuse observée en 2021 (b).

2.3 Analyse de données

2.3.1 Conditions environnementales

2.3.1.1 Températures

Les températures ont été enregistrées toutes les 10 minutes par les récepteurs acoustiques ThelmaBiotel présents sur le site d'étude pour le suivi des silures de grande taille (chapitre E - Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne).

2.3.1.2 Débits – Hauteurs d'eau

Les informations hydrologiques sur les différents sites d'étude ont été téléchargées sur le site eaufrance (www.hydro.eaufrance.fr). Les moyennes horaires des débits et des hauteurs d'eau ont été récoltées sur les stations suivantes : Nouâtre sur la Vienne aval, Ingrandes-sur-Vienne sur la Vienne amont et Leugny sur la Creuse.

2.3.1.3 Période de migration

Les données relatives à la période de migration des lamproies marines ont été approximées sur le site d'étude suivi par les données de comptage d'individus passés aux passes à poissons des barrages de Descartes sur la Creuse et de Châtellerault sur la Vienne. En effet, mêmes si ces deux lieux de comptage se situaient à l'amont du site d'étude, ils ont permis de connaître dans le temps l'amplitude de passage et la dynamique de migration à ces points donnés. Ces données ont été récoltées et analysées par LOGRAMI, extraites de leurs rapport recueil poissons migrateurs bassin Loire LOGRAMI 2021.

2.3.2 Efficacité du réseau acoustique

L'efficacité du réseau acoustique durant cette étude a été évaluée ponctuellement de la manière suivante : pour chaque individu, le point le plus haut atteint a été relevé. Le passage de l'individu devant chaque récepteur en aval de ce récepteur a donc été considéré comme obligatoire, et a permis d'obtenir un nombre théorique d'individus détectés par chaque récepteur. En comparant ce nombre théorique avec le nombre réel d'individus observés à chaque récepteur, une efficacité exprimée en pourcentage d'individus passés et entendus a été calculée.

2.3.3 Descripteurs universels de migration

La migration des lamproies marines marquées dans cette étude a été étudiée à travers plusieurs paramètres :

2.3.3.1 Choix des axes migratoires

Les estimations numériques des différents flux d'individus entrants dans chacun des tronçons ont été évaluées au niveau de la confluence Vienne - Creuse, au niveau de la ville de Ports.

Les flux d'individus dans les deux embranchements ont été estimés en fonction du nombre d'individus qui se sont engagés dans chacune des voies, quel que soit le récepteur qui l'a observé en premier. Ce nombre d'individus engagés sur chaque voie a ensuite été ramené au nombre total d'individu qui se sont engagés sur les deux voies.

2.3.4 Nombre d'individus prédatés

La proportion de lamproie marine prédatée a été calculée en utilisant le nombre de lamproie marine marquée dont la marque avec un capteur de prédation a détecté un événement de prédation, rapporté au nombre total de lamproie marquée sur la zone.

2.3.5 Timing et spatialisation de la prédation

L'information temporelle envoyée par le capteur de prédation correspond au moment de son activation, ce qui est différent du moment exact de la prédation. Le temps de digestion et donc d'activation de la marque prédation diffère en fonction de l'activité du prédateur et de la température de l'eau. Un test réalisé avant cette étude a mis en évidence un décalage d'environ 24 h entre le moment de la prédation d'une lamproie marine adulte et le moment de l'activation du capteur dans un silure, à 20°C. La digestion des silures a aussi été estimée à 28 h dans une eau à 20°C, pour une alimentation et une gamme de taille des silures inconnues (in: Proteau & Schlumberger, 2008). Basée sur ces études et sur la température de l'eau durant l'étude, l'heure probable de la prédation a été rétro-calculée pour toutes les lamproies marines suivies dans cette étude en retranchant 24 h à l'heure de l'activation de la marque prédation. La cartographie de ces résultats a été réalisée en présentant les pourcentages d'individus prédatés par rapport au nombre d'individus total entendu par hydrophone.

2.3.6 Estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la reproduction

Afin d'estimer le taux d'individus prédatés avant reproduction, trois méthodes ont été appliquées. Chacune de ces méthodes se concentrait sur une seule métrique à la fois.

Méthode basée sur le temps écoulé entre relâche et prédation :

Un individu marqué a été considéré comme n'ayant pas pu se reproduire si et seulement si il a été prédaté moins de 72 h après sa relâche.

Méthode basée sur les températures :

Un individu marqué a été considéré comme n'ayant pas pu se reproduire si et seulement si, il a été prédaté avant d'avoir rencontré des conditions thermiques supérieures à 15°C.

Méthode basée sur les localisations des frayères de lamproies marines recensées en 2021 :

Un individu marqué a été considéré comme n'ayant pas pu se reproduire si et seulement si il a été prédaté avant d'avoir atteint une zone de frayères observées durant l'année de l'étude.

3 RESULTATS

Afin d'explorer et de décrire la prédation lors de la migration des lamproies marines, des descripteurs environnementaux et comportementaux ont été utilisés.

3.1 Descripteurs universels

3.1.1 Conditions environnementales

Chacune des relâches a été effectuée à différents débits, températures et période de migration (**Tableau 1**).

Tableau 1 : Récapitulatif des débits, températures et pourcentages du flux migratoire passé sur les trois dates de relâches de lamproies marines.

Date de relâche (40 ind.)	Débits (Nouâtre) en m ³ /s	Température (moyenne des 10 jours suivant la relâche) en °C	Température (moyenne des 15 jours suivant la relâche) en °C	Pourcentage du flux migratoire de lamproies marines passé en 2021 aux stations de comptage des barrages de Châtellerault et Descartes (2021, LOGRAMI) à cette date
1 ^{er} avril	115	13.3	12.7	5 à 10 %
29 avril	50	15.5	15.8	Près des 50 %
11 mai	130	15.8	15.7	Près des 75 %

3.1.2 Efficacité du réseau acoustique

L'efficacité du réseau de récepteurs acoustique a été maximale sur la Vienne amont (au-delà du PK 5100) et sur la Creuse, excepté un récepteur endommagé qui n'a rien enregistré (**Tableau 2**).

Tableau 2 : Efficacité du réseau de récepteurs acoustique sur la Vienne (a) et sur la Creuse (b).

Point Kilométrique	Nb ind. théorique	Nb ind. observés	Efficacité
400	119	91	75.6
1400	115	109	94.8
2500	110	102	92.7
3500	83	77	92.8
5100	37	36	97.2
7000	24	24	100
8050	16	16	100
10000	9	9	100
11600	7	7	100
13000	7	7	100
14500	3	3	100
16000	2	2	100
17500	1	1	100

(a)

Point Kilométrique	Nb ind. théorique	Nb ind. observés	Efficacité
5000	25	25	100
6100	19	19	100
6800	19	19	100
8000	9	9	100
9000	6	6	100
10100	4	4	100
11000	4	4	100
12000	4	4	100
13100	4	4	100
14000	4	4	100
14300	4	4	100
14900	4	4	100
15600	1	0	0
16400	1	1	100
16800	1	1	100

(b)

L'efficacité du réseau acoustique en Vienne aval n'était pas maximale mais quand même largement suffisante (> 90 %) sauf en proximité directe du lieu de relâche où un grand nombre d'individus marqués présents en même temps entraîne des phénomènes de collisions acoustiques, réduisant l'efficacité acoustique. Ce phénomène disparaît avec la dilution progressive des individus le long de l'axe migratoire liée à des vitesses et des comportements de nage différents entre les individus.

3.2 Descripteurs comportementaux

3.2.1 Choix des axes migratoires

Une seule bifurcation était présente sur le site d'étude, entre la Vienne amont et la Creuse. A cette confluence, 60 % des individus marqués ont emprunté la Vienne supérieure, et les 40 % restants ont emprunté la Creuse (**Tableau 3**).

Tableau 3 : Répartitions des lamproies marines obtenues par suivi télémétrique et par les stations de comptage piscicole sur la Vienne supérieure et la Creuse en 2021.

	Effectif migrant sur la Creuse	Effectif migrant sur la Vienne supérieure	Effectif total
Données de suivi télémétrique MNHN	40 % (25 ind.)	60 % (37 ind.)	62

3.3 Attractivité

3.3.1 Identifications, dénombrements et localisations des frayères sur la période d'étude

La localisation des frayères a été réalisée par le MNHN après chaque relâche de lamproies marines marquées. Toutes campagnes de recensement confondues, aucune frayère n'a été trouvée sur la Vienne. Tous les nids de lamproies marines recensés en 2021 se trouvaient sur l'aval de la Creuse (**Figure 9**).

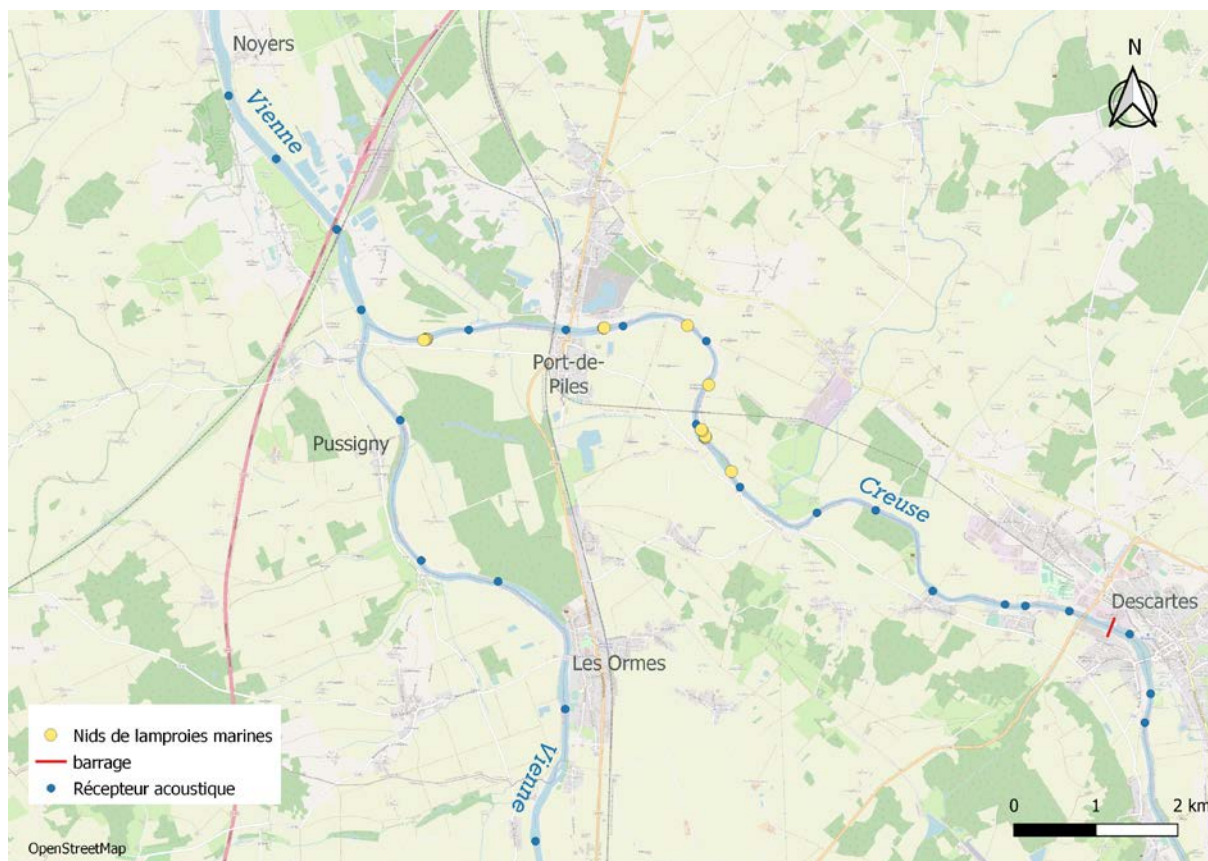


Figure 9 : Carte des nids de lamproie marine recensés en 2021.

3.3.2 Blocage : Taux de franchissement des barrages et retard migratoire

Au barrage de Châtellerault sur la Vienne supérieure, aucune lamproie marine ne s'est présentée à l'ouvrage. Seul un individu s'en est approché mais son capteur de prédation était activé, indiquant que la lamproie marine se trouvait dans l'estomac d'un prédateur à ce moment-là.

Au barrage de Descartes sur la Creuse, quatre lamproies marines ont approché l'ouvrage. Un seul individu a franchi la zone de l'ouvrage (25 % de franchissement). Cette lamproie aura parcouru 13 km de parcours libre en 7h16, puis les 1.5 km de la zone comprenant le barrage de Descartes en 41h46.

3.4 Nombre d'individus prédatés

Le réseau de récepteurs a détecté l'ensemble des 121 lamproies marquées. Sur les 121 lamproies détectées, les capteurs de prédation ont été activés pour 88 % de ces lamproies (107 individus). Le taux de prédation est légèrement supérieur pour les individus du premier lot (95 %) que pour ceux du second et du troisième lot (85%). La temporalisation des actes de prédation a permis de les localiser précisément, pour ensuite les classer en fonction de critères écologiques et morpho-sédimentaires (**Figure 10**). Sur les axes Vienne et Creuse, la majorité des individus suivis a été prédatés en tronçons libres, bien en aval des barrages de Descartes et Châtellerault. En revanche, en termes de proportion, avec un effectif extrêmement réduit (seulement 4 individus), la

prédation en aval proche du barrage de Descartes a affecté 75 % des individus suivis qui sont arrivés sur cette zone.

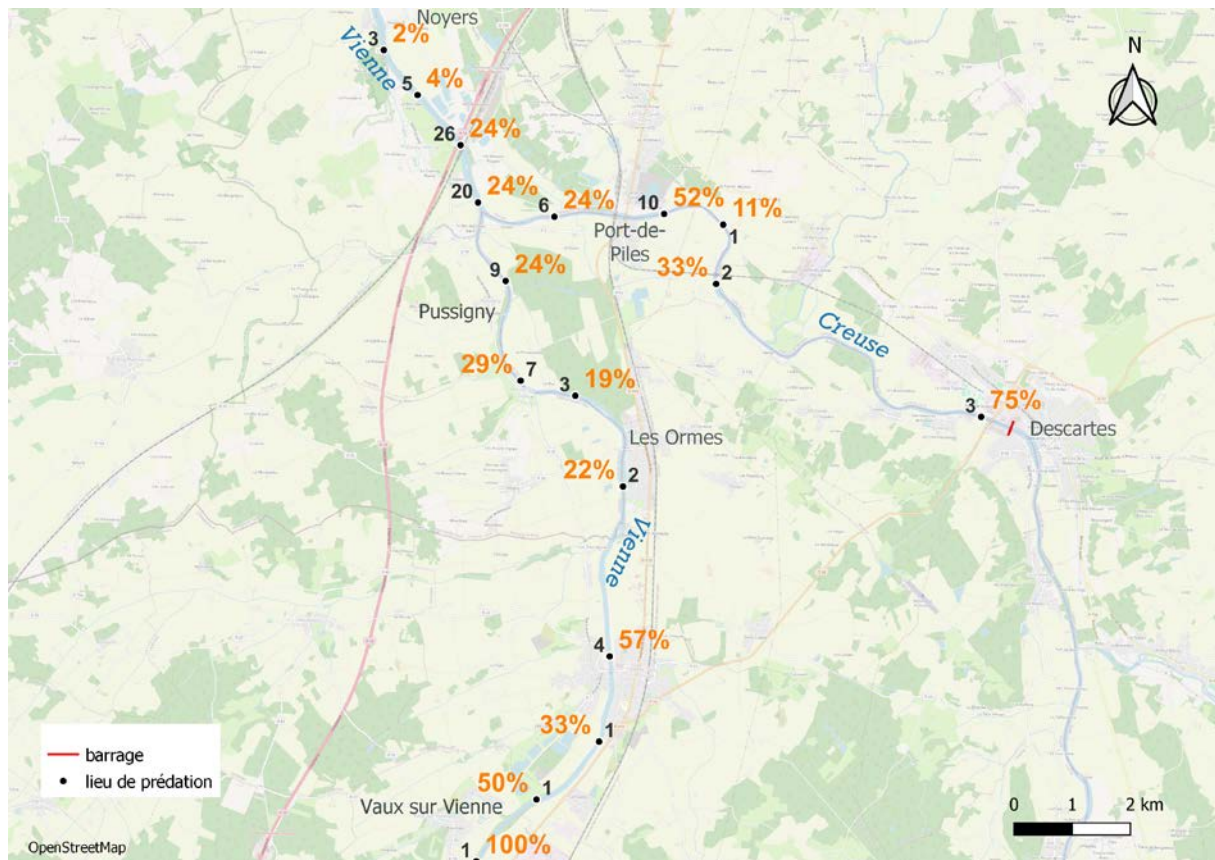


Figure 10 : Distribution spatiale des actes de prédation des lamproies marines (nombre d'individus prédatés en noir, pourcentage du nombre d'individus prédatés par rapport au nombre d'individus arrivés jusqu'à ce lieu en orange).

3.5 Estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la reproduction

Trois méthodes distinctes ont été appliquées afin de déterminer si la prédation a eu lieu avant ou après la reproduction des lamproies marines.

Les différentes méthodes ont été appliquées seulement aux 107 individus prédatés. Les 14 lamproies non prédatées ont été considérées comme ayant pu se reproduire, une d'entre elles a poursuivi sa migration de montaison en dehors du linéaire suivi dans le cadre de cette étude (amont de Descartes sur la Creuse).

3.5.1 Méthode 1 : Temps entre relâche et prédation

Cette méthode indique que 82 % des lamproies marines suivies n'auraient pas participé au renouvellement du stock du bassin de la Vienne en 2021 (**Figure 11**), les 18 % restant seraient des individus susceptibles de s'être reproduits.

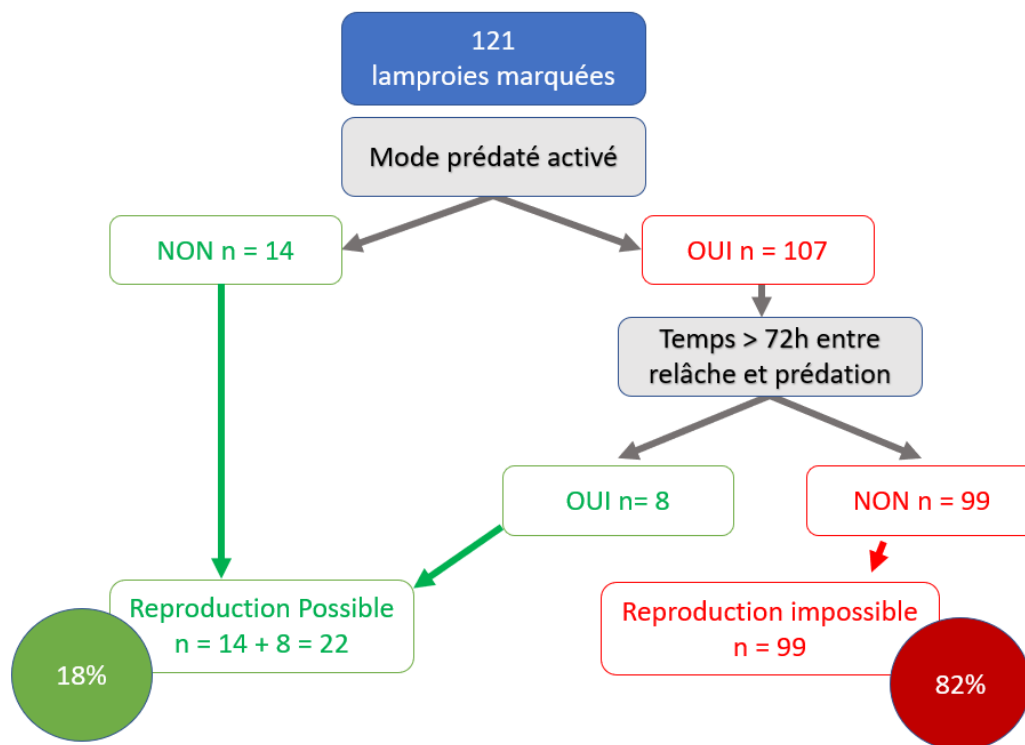


Figure 11 : Schéma de principe de la méthode 1 pour l'estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la prédation : temps minimum nécessaire à la reproduction.

3.5.2 Méthode 2 : Température

Un taux de 60 % des lamproies marines suivies a pu se reproduire suivant les critères de cette analyse (Figure 12). Les individus prédatés qui n'ont pas rencontré les températures moyennes suffisantes pour se reproduire représentent 40 % de l'effectif suivi.

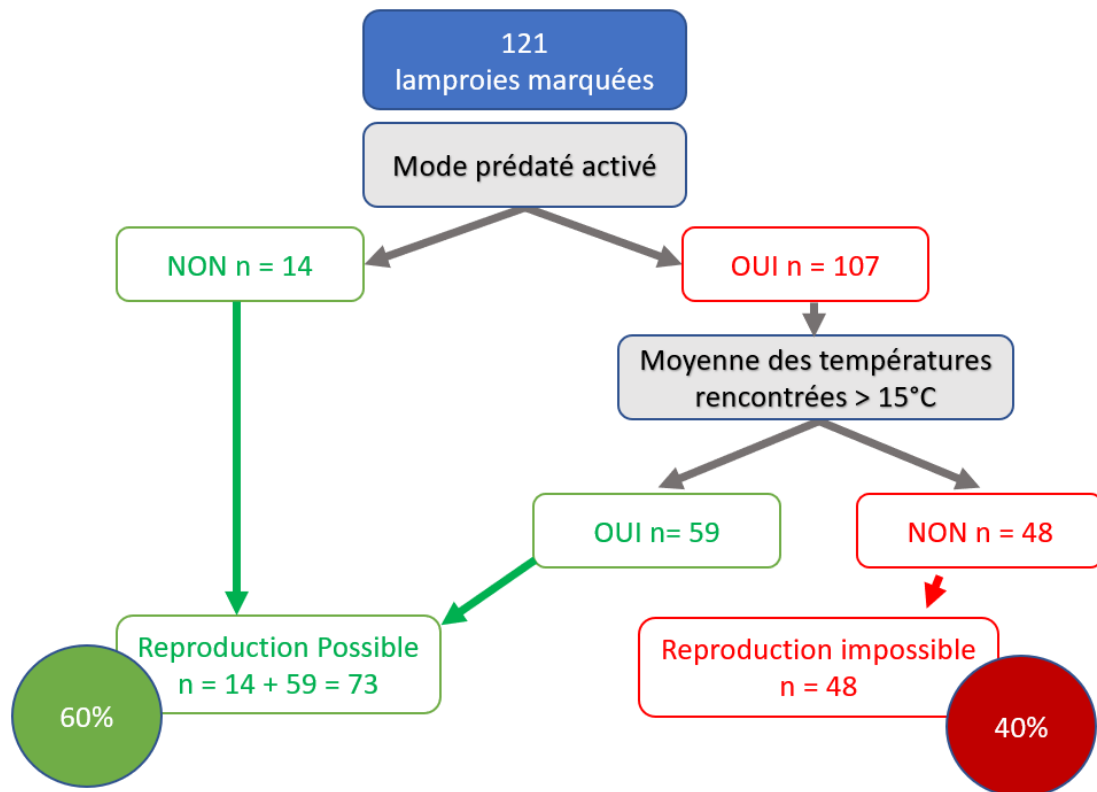


Figure 12 : Schéma de principe de la méthode 2 pour l'estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la prédation : températures moyennes minimum pour la reproduction.

3.5.3 Méthode 3 : Accès aux zones de frayères

En appliquant cette méthode, 23 lamproies ont été prédatées près d'une zone de reproduction recensée en 2021 (Figure 13).

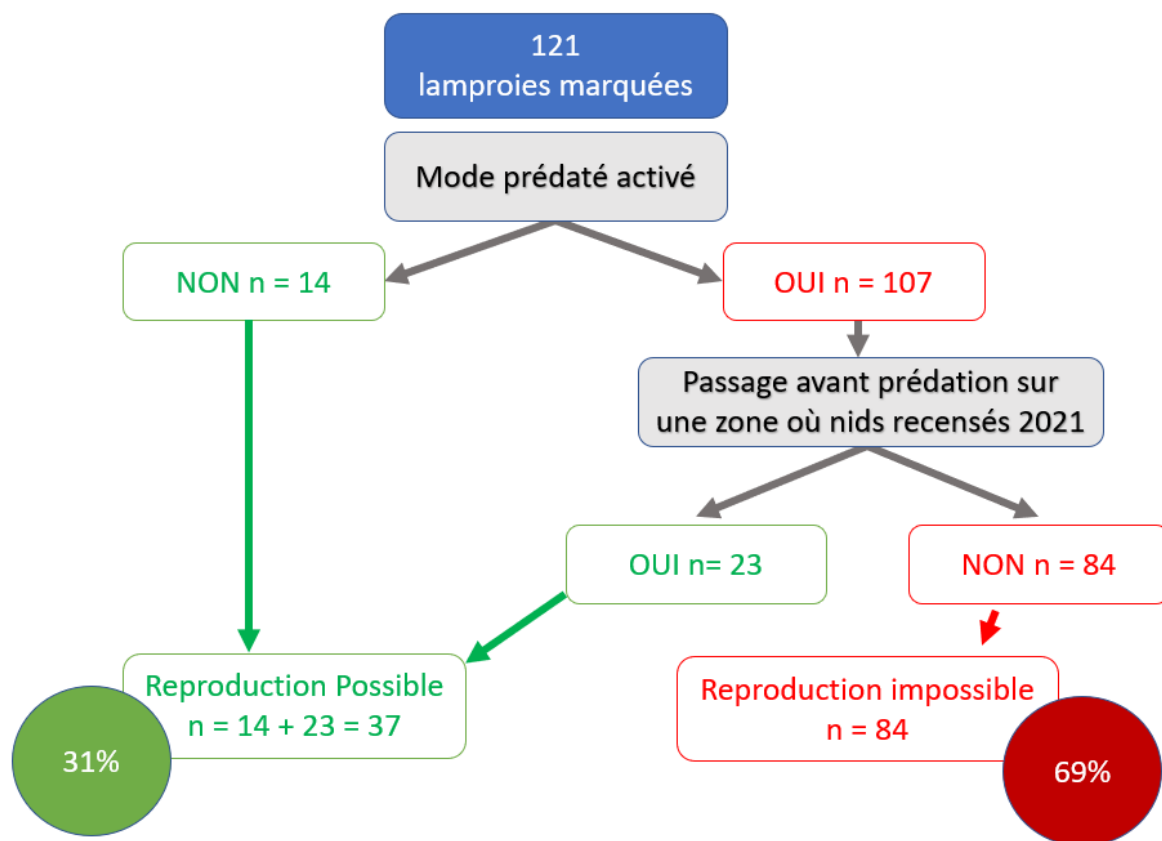


Figure 13 : Schéma de principe de la méthode 3 pour l'estimation du nombre de géniteurs prédatés ayant participé à la prédation : arrêt sur une zone de fraie.

Un total de 31% des lamproies marquées ont pu potentiellement se reproduire et 69% des individus ont été prédatés sans participer à la reproduction.

3.5.4 Bilan des trois méthodes

Chaque méthode prenait en compte une métrique à la fois (temps entre la relâche et la prédation, température puis lieu de reproduction) (Figure 14).

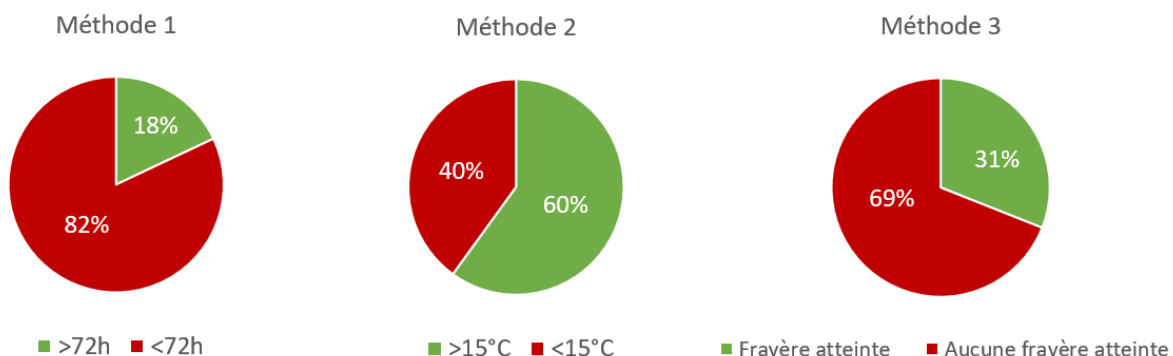


Figure 14 : Résultats pour chaque méthode : temps entre la relâche et la prédation (1), température (2) puis proximité d'un lieu de reproduction (3). En vert les individus ayant pu se reproduire, en rouge les individus prédatés avant leur reproduction.

Les approches différenciant chaque métrique donnent un taux de prédation avant reproduction de 40 à 82 %. En combinant les trois approches (addition des trois critères), l'estimation de prédation pré-reproduction aurait été de 100 %. Avec cette combinaison, seuls les 14 individus non prédatés (12 % des individus suivis n'ayant jamais été entendus prédatés) auraient pu participer à la reproduction.

4 DISCUSSION

Le déclin des migrateurs amphihalins est un phénomène global observée sur toute la surface du globe et plus particulièrement dans l'Atlantique Nord (Limburg & Waldman, 2009). Ce déclin est aussi visible en France et notamment sur le bassin versant de la Loire, qui abritait historiquement tous les taxons de migrateurs amphihalins (Merg et al., 2020). Les causes de ce déclin sont dorénavant connues, même si leurs importances relatives sont très fortement variables, en fonction de l'espèce et du site. Les causes responsables du déclin des migrateurs amphihalins et déjà identifiées dans la littérature sont la surpêche, la dégradation de l'habitat, la rupture de connectivité, les espèces exotiques envahissantes et le changement climatique (Limburg & Waldman, 2009). Certaines de ces causes ont été assez largement étudiées, encore une fois à des degrés variables selon l'espèce et le site. D'autres en revanche, n'ont pas encore été la cible d'études scientifiques approfondies.

Concernant la lamproie marine, son cycle de vie est très particulier et repose sur une phase larvaire enfouie dans le sédiment pour une durée assez longue, de 4 à 6 ans (Taverny & Elie, 2010). Cette espèce pourrait donc tout particulièrement être impactée par la pollution des bassins-versants, mais aussi par le réchauffement climatique qui pourrait assécher des habitats larvaires. Malheureusement, les effets directs de ces deux effets sur les populations de lamproie marine n'ont pas encore été étudiés précisément. Comme les autres migrateurs amphihalins, la lamproie marine doit aussi traverser les estuaires pour aller se reproduire. Cette migration est déclenchée sous l'impulsion de facteurs exogènes précis qui auront pour conséquence la présence d'un grand nombre d'individus sur la même zone au même moment. Ainsi, cette espèce est aussi particulièrement sensible à la surpêche. Mise à part la Loire et la Gironde, peu d'études ont estimé le prélèvement des lamproies marines par la pêche professionnelle. En Loire aval, ce taux a été estimé entre 22 et 33 % pour la pêche à la nasse uniquement, en 2020 et 2021 (Le Peru, Belhamiti, & Charrier, 2020, 2021). Parmi les facteurs potentiellement impactants pour les populations de lamproie marine, la prédation par les silures a aussi préalablement été étudiée dans le Sud-Ouest de la France (Boulêtreau et al., 2020), où 80 % des lamproies marines étudiées ont été prédatées en moins d'un mois. Il est attendu un effet site très important sur la prédation des lamproies marines par le silure car celui-ci peut utiliser les spécificités des sites, notamment les aménagements anthropiques, pour développer des stratégies élaborées de prédation (Boulêtreau et al., 2018). C'est pour cette raison qu'il a été choisi d'étudier la prédation du silure sur les lamproies marines dans le cadre de cette étude. En revanche, en raison de forte densité de silure sur la zone d'étude, aucune comparaison n'a pu être effectuée dans une zone sans silure.

La question de la prédation est capitale en écologie de la conservation, mais dans le cadre de cette espèce sémelpare, il est important d'aller plus loin et de bien faire la distinction entre la prédation pré-mortem et la prédation post-mortem. En effet, la lamproie marine est une espèce à

reproduction unique : l'investissement reproductif est tel que les individus meurent naturellement après la reproduction. Cette particularité biologique est pourtant d'une très grande importance pour la conservation de cette espèce. ***En effet, une prédation post-reproduction, sur des individus morts ou moribonds n'aurait aucun impact sur l'espèce, le potentiel reproducteur de chaque individu ayant pu s'exprimer, sa valeur sélective (ou fitness en anglais) a été maximisée. A l'inverse, en cas de prédation pré-reproduction, la valeur sélective de l'individu sera nulle : cet individu n'aura pas servi pour le maintien de son espèce. Dans cette étude, un soin tout particulier a été apporté afin de pouvoir discriminer ces deux types de prédation.***

Plusieurs méthodes ont alors été envisagées. L'une des méthodes, déjà utilisée dans une autre étude sur la prédation des lamproies marines (Bouletreau et al., 2020), consiste à suivre des lamproies uniquement à des températures inférieures à leur températures de nidification (15°C) et de reproduction (17°C). Cependant, si ces deux valeurs sont bien retrouvées fréquemment dans la littérature (Keith & Allardi, 2001), il est difficile de retracer leurs origines exactes et de savoir si ces valeurs sont bien pertinentes sur le bassin versant de la Loire. Par souci de transparence, cette méthode n'a donc pas été retenue même si elle semble tout à fait légitime et rigoureuse, de nombreuses observations venant étayer ces seuils thermiques. Une autre méthode consistait à comparer le lieu où les lamproies avaient été bloquées et les cartes de répartition des frayères actives durant l'année du suivi. L'hypothèse était de supposer qu'un arrêt de migration sur une zone sans frayère active l'année du suivi ne pouvait être imputé à un arrêt volontaire pour reproduction. La prospection des frayères durant le suivi télémétrique a été réalisée trois fois, après chaque marquage sur l'ensemble du site d'étude par des agents expérimentés, et les sites historiques de frayères ont été particulièrement suivis. Il apparaît donc peu probable que certaines frayères n'aient pas été repérées par les équipes lors des prospections. Cependant, bien que faiblement probable, il pourrait exister une possibilité de reproduction hors frayères, ou dans des fosses profondes inaccessibles à la prospection visuelle. Pour ces raisons, et par précautions, cette méthode n'a pas non plus été retenue. Enfin, la dernière méthode testée était basée sur le temps entre la relâche et la prédation. L'hypothèse était que si la prédation avait eu lieu moins de 72 heures après la relâche, il était biologiquement impossible que la lamproie ait eu le temps d'accomplir un cycle de reproduction efficace. En effet, à partir de la relâche, les lamproies devaient atteindre une zone de frayères, fabriquer le nid pour les mâles, trouver un partenaire pour les femelles, et commencer à se reproduire, avant de se laisser mourir une fois la reproduction terminée. Une étude sur la Nive effectuée en 2019 a montré que les temps de résidences sur les zones de frayères étaient en moyenne de 8.33 ± 1.02 et 3.57 ± 1.04 jours respectivement pour les mâles et les femelles (Dhamelincourt et al., 2021). Lors de la sélection des individus pour le marquage, une attention toute particulière a été portée sur les caractères sexuels secondaires, afin de ne sélectionner que les individus sans aucun de ces signes, qui seraient synonymes de reproduction proche. ***Le seuil minimum de 72 heures de vie d'une lamproie après sa relâche a donc été jugé comme suffisamment robuste par le consortium et son réseau d'experts associés pour être certain qu'aucune reproduction n'avait pu avoir lieu en dessous de cette valeur. Avec cette méthode, 82 % des lamproies marines suivies en 2021 ont été prédatées avant d'avoir pu se reproduire.***

Il faut cependant noter que cette valeur est une valeur minimum. En effet, un peu plus de 11 % des capteurs de prédation implantés dans les lamproies marines ne se sont pas déclenchés. Mais en analysant finement ces individus, il s'avère que la plupart d'entre eux ont disparu entre deux

récepteurs acoustiques, très rapidement après le marquage, et n'ont plus jamais été entendus par la suite. Il pourrait donc être théoriquement possible que ces individus aient bien été prédatés également, mais hors de portée acoustique entre deux récepteurs, et qu'une digestion suivie d'une excrétion rapide ait rendu ces marques inaudibles lors des séances de prospection active. **En tout état de cause, comme il est impossible de conclure formellement pour ces individus, il a été décidé de considérer ces individus comme non-prédatés, donnant une estimation basse du taux de prédation.**

Cette valeur de prédation, aux alentours de 80 %, peut sembler importante, néanmoins elle est comparable aux valeurs trouvées dans le Sud-ouest de la France (Boulêtreau et al., 2020). L'une des différences entre les deux études est le temps de prédation (50 % de prédation en moins de 8 jours pour la Gironde, 80 % en moins de 3 jours dans la présente étude), mais cette différence s'explique par le lieu de relâche de la présente étude. En effet, lors de l'étude de 2020 sur la Loire, les lamproies avaient été relâchées sur la Loire, au niveau du Bec de Vienne. Ce site de relâche très aval avait provoqué un nombre relativement faible d'individus arrivés sur les sites de frayères. Ainsi, pour éviter cette perte importante en Vienne aval et se concentrer sur les zones amont, il a été choisi en 2021 de relâcher les lamproies au niveau de Nouâtre, quelques kilomètres en aval du Bec des Deux-Eaux.

Malgré un protocole actualisé avec une relâche des individus bien plus proche des sites de frayère, la prédation au niveau des ouvrages de Châtellerault et de Descartes n'a pas pu être évaluée car trop peu d'individus sont arrivés jusqu'à l'amont du site d'étude (0 individu à Châtellerault et 4 à Descartes). Un seul individu détecté en aval de l'ouvrage de Descartes (sur 4) a franchi la zone et a été enregistré sur un récepteur à 1,5 km plus en amont. Ce taux de passage est global pour l'ensemble de la zone (500 m en aval – 1000 m en amont) et ne reflète pas que le taux franchissement du barrage. Les individus n'ayant pas franchi cette zone (75 %) sont des individus ayant été rapidement prédatés.

Ce taux de prédation élevé (80 %) et rapide (moins de trois jours) provoque des interrogations légitimes. Il est tout à fait pertinent de rechercher d'autres facteurs qui auraient pu entraîner des mortalités, suivies de prédatations post-mortem. La mortalité par épuisement semble pouvoir être considérée comme nulle, puisque les individus marqués ont été prélevés à l'entrée de l'estuaire, puis transportés jusque sur le site de relâche. De plus, **les individus marqués ont été sélectionnés pour ne garder que les individus les plus sains, sans pathogène ni aucune marque physique, il apparaît très peu probable qu'une mortalité naturelle par épuisement ou par pathogènes soit présente de manière très importante sur ce site.**

Il est toujours délicat et difficile d'extrapoler des données issues d'une étude basée sur un suivi expérimental en milieu naturel à l'ensemble de la population, sur une fenêtre de temps plus large. Dans le cadre de cette étude, il était important que le suivi expérimental soit le plus représentatif possible du comportement de l'ensemble de la population. Ainsi, ce suivi en milieu naturel a été réalisé à trois périodes différentes (début, milieu et fin de période de migration), à trois régimes hydrologiques différents (115 – 50 – 130 m³/s pour les 3 relâches). Ces trois régimes sont largement en dessous des modules mensuels moyens sur les 21 dernières années pour la même station de référence (215 m³/s en avril, et 190 m³/s en mai). En revanche, au niveau de l'année du suivi, ces trois régimes étaient bien répartis autour des modules mensuels (85 m³/s en avril 2021 et 126 m³/s en mai 2021). Il faut donc noter que les conditions hydrologiques n'ont pas permis

cette année de suivre la migration des lamproies marines en période de crue ou de vives eaux, ce qui auraient potentiellement rendu la prédation plus difficile. ***Mais même si cette année était particulièrement sèche, comme de plus en plus fréquemment, la présente étude était donc bien représentative de ce qu'il s'est réellement passé sur le bassin de la Vienne en 2021.***

Ainsi, bien que très élevée, cette estimation du taux de prédation sur le bassin versant de la Vienne en 2021 semble pouvoir être considérée comme fiable et robuste. Couplée avec l'estimation de 2020, il est légitime de penser que ces forts taux de prédation pourraient devenir classiques en Vienne. Ces forts taux de prédation ont un impact direct sur le maintien de l'espèce, et il apparaît presque étonnant de voir cette population de lamproie marine se maintenir encore année après année en Loire, et en Europe de manière plus général. ***L'absence de homing chez cette espèce, et sa population panmictique, associés à un cycle de vie où les durées des différentes phases (larvaires et marines) sont variables sont probablement les principaux facteurs responsables du maintien actuel de l'espèce, mais pour une durée indéterminée.***

5 BIBLIOGRAPHIE

- Almeida, P. R., Quintella, B. R., & Dias, N. M. 2002. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). In: E. B. Thorstad, I. A. Fleming, & T. F. Næsje, eds. Aquatic Telemetry: Proceedings of the Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe. Springer Netherlands: Dordrecht, pp. 1–8.
- Almeida, P. R., Silva, H. T., & Quintella, B. R. 2000. The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in river Mondego (Portugal). In: Moore & Russel, eds. Advances in fish telemetry. CEFAS, Lowestoft: Suffolk, pp. 99–108.
- Boulêtreau, S., Carry, L., Meyer, E., Filloux, D., Menchi, O., Mataix, V., & Santoul, F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. SCIENTIFIC REPORTS, 10.
- Boulêtreau, S., Carry, L., Meyer, E., Filloux, D., Menchi, O., Mataix, V., & Santoul, F. 2020. High predation of native sea lamprey during spawning migration. Scientific Reports, 10: 1–9.
- Boulêtreau, S., Gaillagot, A., Carry, L., Tétard, S., De Oliveira, E., & Santoul, F. 2018. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. PLoS ONE, 13: 1–12.
- Dhamelincourt, M., Buoro, M., Rives, J., Sebihi, S., & Tentelier, C. 2021. Individual and group characteristics affecting nest building in sea lamprey (*Petromyzon marinus* L. 1758). Journal of fish biology, 98: 557–565.
- Hansen, M., Madenjian, C. P., Slade, J. W., Steeves, T. B., Almeida, P., & Quintella, B. 2016. Population ecology of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) as an invasive species in the Laurentian Great Lakes and an imperiled species in Europe. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 26: 509–535.
- Kappel, C. V. 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. Frontiers in Ecology and the Environment, 3: 275–282.
- Keith, P., & Allardi, P. 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France (Muséum nat.). paris.
- Lança, M. J., Machado, M., Mateus, C. S., Lourenço, M., Ferreira, A. F., Quintella, B. R., &

- Almeida, P. R. 2014. Investigating Population Structure of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*, L.) in Western Iberian Peninsula Using Morphological Characters and Heart Fatty Acid Signature Analyses. *PLOS ONE*, 9: e108110.
- Le Peru, Y., Belhamiti, N., & Charrier, F. 2020. Etude de la migration de reproduction des lamproies marines sur la Loire 2020-2021 : Synthèse du volet RFID pour la saison de migration 2020. Laillé.
- Le Peru, Y., Belhamiti, N., & Charrier, F. 2021. Etude de la migration de reproduction des lamproies marines sur la Loire 2020-2021 – VOLET RFID. Laillé.
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *Bioscience*, 59: 955–965.
- LOGRAMI. 2023. Stations de comptage des poissons migrateurs sur le bassin de la Loire.
- Merg, M.-L., Dézerald, O., Kreutzenberger, K., Demski, S., Reyjol, Y., Usseglio-Polatera, P., & Belliard, J. 2020. Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. *PLOS ONE*, 15: e0236575.
- Proteau, J.-P., & Schlumberger, O. 2008. *Le silure glane : Biologie, écologie, élevage*. Versailles: Éditions Quae.
- Quintella, B. R., Póvoa, I., & Almeida, P. R. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 46–54.
- Silva, S., Barca, S., Vieira-Lanero, R., & Cobo, F. 2019. Upstream migration of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in a highly impounded river: Impact of low-head obstacles and fisheries. *AQUATIC CONSERVATION-MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS*, 29: 389–396.
- Taverny, C., & Elie, P. 2010. *Les lamproies en Europe de l’Ouest: Écophases, espèces et habitats*.
- Trancart, T., Feunteun, E., Danet, V., Carpentier, A., Mazel, V., Charrier, F., Druet, M., & Acou, A. 2017. Migration behaviour and escapement of European silver eels from a large lake and wetland system subject to water level management (Grand-Lieu Lake, France): New insights from regulated acoustic telemetry data. *Ecology of Freshwater Fish*, 1–10.
- Trancart, Thomas, Rault, P., Robin, E., Lamoureux, J., Jugé, P., Acou, A., Carpentier, A., Teichert, N., & Feunteun, E. 2022. Etude de la migration de reproduction des lamproies marines sur le bassin de la Loire 2020-2021 : Dispersion des géniteurs et analyse du comportement de migration et de reproduction sur le bassin de la Vienne. Dinard.
- Verhelst, P., Reubens, J., Buysse, D., Goethals, P., Van Wichelen, J., & Moens, T. 2021. Toward a roadmap for diadromous fish conservation: the Big Five considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19: 396–403.
- Waldman, J. R., & Quinn, T. P. 2023. North American diadromous fishes: Drivers of decline and potential for recovery in the Anthropocene. *Science Advances*, 8: eabl5486.
- Winter, J. D. 1996. Underwater biotelemetry. In: and D. L. J. L. A. Nielsen, ed. *Fisheries*

techniques. American fisheries Society: Bethesda, MD., pp. 555–590.



Prédation lors de la migration de dévalaison des anguilles argentées sur le bassin de la Vienne

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Thomas TRANCART^{1*}, Emma ROBIN^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



L'Europe sur le bassin de la Loire, une chance pour tous.

Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Robin, E., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Juge, P., Lamoureux, J., Rault, P., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Prédation lors de la migration de dévalaison des anguilles argentées sur le bassin de la Vienne, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	229
1.1	L’anguille européenne : un poisson migrateur en déclin	229
1.2	Objectifs : étude de la prédation des anguilles européennes sur le bassin de la Vienne 230	
1.3	Limitations des biais post-opérateurs et comportementaux	230
2	MATERIEL ET METHODES.....	230
2.1	Site d’étude	230
2.2	Protocole expérimental	231
2.2.1	Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques employés.....	231
2.2.2	Localisation des récepteurs fixes.....	231
2.2.3	Capture des anguilles argentées	233
2.2.4	Transport des individus	234
2.2.5	Marquage des anguilles européennes	234
2.2.6	Relève des récepteurs en Vienne-Creuse.....	235
2.3	Analyse de données	236
2.3.1	Conditions environnementales	236
2.3.2	Efficacité du réseau acoustique.....	236
2.3.3	Echappement total	236
2.3.4	Nombre d’individus prédatés.....	236
2.3.5	Timing corrigé de la prédation	236
2.3.6	Estimation de la voie de passage des anguilles argentées au niveau des ouvrages du site d’étude et mortalités associées	237
2.3.7	Temps de franchissement du barrage de Châtellerault.....	238
3	RESULTATS.....	238
3.1	Conditions environnementales.....	238
3.2	Efficacité du réseau acoustique	239
3.3	Reprise de la migration	241
3.4	Vitesse de migration	241
3.5	Arrêts migratoires	241
3.6	Nombre d’individus prédatés.....	242
3.7	Estimation de la voie de franchissement et mortalité associée	242
3.8	Passage du barrage de Châtellerault	243

3.9	Sortie du système.....	244
4	DISCUSSION	244
4.1	Prédation : nombre et localisation	245
4.2	Voie de passage des anguilles prédatées.....	245
4.3	Taux de mortalité liée aux turbines	245
4.4	Temps de passage et mortalité.....	246
4.5	Prédation sur tronçon libre.....	247
4.6	Echappements globaux.....	248
4.7	Discussion sur le protocole	249
5	CONCLUSIONS.....	250
6	BIBLIOGRAPHIE	251

1 INTRODUCTION

1.1 L'anguille européenne : un poisson migrateur en déclin

Depuis maintenant plusieurs décennies, le nombre d'espèces marines en danger d'extinction est en continuelle progression (Kappel, 2005). Parmi elles, les espèces estuariennes et migratrices amphihalines sont particulièrement concernées (Limburg & Waldman, 2009; Verhelst et al., 2021; Waldman & Quinn, 2023). En effet, ces espèces sont caractérisées par une utilisation alternée de deux biomes : la mer et les eaux douces continentales. Pour rejoindre ces deux biomes, elles sont donc obligées de traverser les estuaires. Ces caractéristiques rendent donc ces espèces particulièrement vulnérables, car elles subissent les pressions anthropiques exercées sur les milieux marins, les milieux estuariens et les milieux dulçaquicoles. Les causes du déclin des migrateurs amphihalins sont largement renseignées, même s'il existe des variations interspécifiques et géographiques qui ne permettent pas de hiérarchiser ces facteurs de manière globale et consensuelle. En tout état de cause, les facteurs comme la surpêche, la dégradation des habitats, les ruptures de connectivité, les différents types de pollution et les impacts des espèces exotiques envahissantes sont considérés comme les causes principales du déclin des amphihalins.

L'anguille européenne est classée en danger critique d'extinction en 2014 par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Jacoby & Gollock, 2014). Elle est protégée au niveau européen par un règlement anguille visant à réduire les impacts anthropiques qui menacent cette espèce afin d'atteindre l'objectif commun d'un échappement à la mer d'au moins 40 % de la biomasse d'anguilles argentées (règlement UE n° 1100/2007, Commission européenne, 2007). Plusieurs mesures ont été recommandées, dont la réduction de l'activité de pêche commerciale et de loisir, l'arrêt temporaire des turbines hydroélectriques, l'amélioration de la continuité écologique et la restauration des habitats (ICES, 2022). Cependant, d'autres facteurs, pourtant fréquemment cités, n'ont pas ou peu été étudiés chez cette espèce.

C'est le cas de la prédation sur les anguilles. Le stade argenté des anguilles est décrit comme susceptible d'être vulnérable à la prédation dans les habitats marins peu profonds, tels que la sortie des estuaires, le plateau continental (Béguier-Pon et al., 2012; Wahlberg et al., 2014; Righton et al., 2016; Westerberg et al., 2021), ou un passage maritime étroit comme le détroit de Gibraltar (Westerberg et al., 2021). En rivière, la prédation a longtemps été considérée comme négligeable, en raison de l'écologie de cette espèce (espèce lucifuge et utilisant des caches). Cependant, depuis l'arrivée, parfois invasive, du silure glane *Silurus glanis* dans de nombreuses rivières d'Europe de l'Ouest, cette hypothèse devrait être à nouveau vérifiée car le silure est un prédateur potentiel des anguilles (Copp, Britton, et al., 2009; Guillerault et al., 2017). De plus, la propagation du silure est susceptible de se poursuivre en raison d'introductions volontaires, notamment pour la pêche récréative à la ligne, associées à l'extension naturelle de l'aire de répartition du silure liée au changement climatique (Cucherousset et al., 2018). Ainsi, il apparaît vraiment important d'évaluer et de prendre en compte cette éventuelle pression. Celle-ci pourrait s'exercer sur tous les stades de développement : anguillettes en phase de montaison, anguilles jaunes en phase de croissance et anguilles argentées en phase de dévalaison. Dans cette étude, la priorité a été donnée à la phase argentée car elle concerne les futurs géniteurs au début de leur migration génésique, ce qui implique un impact sur le succès reproducteur direct et facilement appréhendable.

1.2 Objectifs : étude de la prédation des anguilles européennes sur le bassin de la Vienne

Le présent volet avait pour objectif de vérifier et de quantifier le cas échéant l'impact du silure sur les anguilles argentées en phase de migration de dévalaison. Pour cela, deux lots de 40 anguilles argentées ont été marqués avec des émetteurs acoustiques, puis relâchés à l'amont des barrages de Châtellerault sur la Vienne et de Descartes sur la Creuse. Les anguilles ont pu ensuite être suivies jusqu'à 7 km en aval de la confluence Vienne-Creuse. Chaque marque acoustique utilisée émettait un identifiant unique, permettant de suivre individuellement chaque anguille argentée relâchée dans le milieu naturel. De plus, les marques acoustiques avaient un capteur spécial capable de réagir avec l'acide de l'estomac d'éventuels prédateurs et donc d'identifier des événements de prédation. Grâce à un réseau de récepteurs acoustiques disposés le long du site d'étude, les individus ont été localisés lors de leurs migrations de dévalaison. Ainsi, la prédation a pu être quantifiée et qualifiée précisément.

1.3 Limitations des biais post-opératoires et comportementaux

L'étude s'est déroulée dans le cadre de l'Etablissement Utilisateur Faune Sauvage Non-Hébergée du Muséum (EU-MNHN-UAE-FSNTC, agrément A750536), a été validée par le comité d'éthique en expérimentation animale n°068, comité Cuvier, et a été autorisée par le ministère de l'enseignement supérieur, de la recherche et de l'innovation (APAFIS#28855-2021030816211708v1).

Des véhicules agréments ont permis de transporter les anguilles dans de grands viviers munis d'aérateurs et remplis avec l'eau du milieu où ont été prélevés les individus. Le protocole chirurgical qui a été utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, est éprouvé depuis plusieurs années (Trancart et al., 2017), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux. La chaîne de prophylaxie a été respectée avec attention pour chaque individu. Avant la relâche des anguilles européennes sur la zone d'étude, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée à chaque changement de milieu.

Respectivement, deux lots de 20 individus par rivière ont été relâchés à une semaine d'intervalle, en amont de la zone d'étude sur la Creuse et sur la Vienne. Les débits et les températures ont été suivis en parallèle. Aussi, un élément du barrage de Descartes a cédé sur la Creuse le 14 juillet 2021, rendant le barrage transparent pour cette saison de dévalaison des anguilles. Tous les résultats de ce suivi ont été présentés puis discutés par l'ensemble des membres du consortium de l'étude GLANISPOMI. Les conclusions de ce rapport ont été validées par l'ensemble du consortium.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Site d'étude

Le suivi des anguilles argentées sur le bassin de la Vienne a débuté à l'amont direct (1 km) des derniers ouvrages avant l'estuaire (barrage de Descartes sur la Creuse à 260 km de l'estuaire de la Loire ; barrage de Châtellerault sur la Vienne à 270 km de l'estuaire de la Loire). La zone d'étude

s'étendait ensuite vers l'aval jusqu'à Nouâtre, à 33 km de Châtellerault sur la Vienne et à 13 km de Descartes sur la Creuse (**Figure 1**).

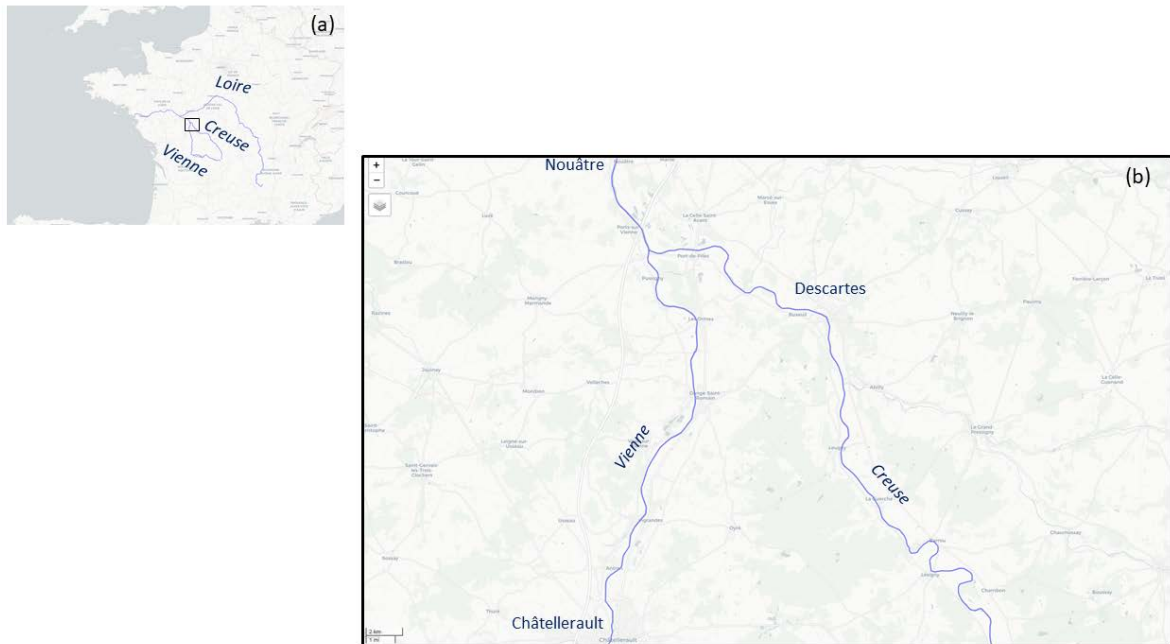


Figure 1 : Localisation générale du site d'étude (a) et vue centrée sur le site d'étude (b).

2.2 Protocole expérimental

2.2.1 Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques employés

Dans cette étude, les anguilles argentées ont été suivies dans le milieu naturel à l'aide d'émetteurs acoustiques implantés dans leur cavité générale (Vemco V9D-2X-69 kHz, 31.5 mm de long, 9 mm de diamètre, 5 g, 151 dB). Ces marques étaient équipées de capteurs de prédation capables de détecter un événement de prédation en réagissant avec l'acidité de l'estomac des prédateurs. Le délai moyen inter-émissions était de 60 secondes pendant 120 jours, puis 90 secondes pendant les 53 jours suivants.

Les signaux acoustiques issus de ces émetteurs ont été enregistrés par des récepteurs acoustiques (Vemco VR2W-69 kHz) qui peuvent être installés dans le milieu naturel d'une manière totalement autonome pendant plus de 12 mois.

2.2.2 Localisation des récepteurs fixes

Un réseau de 41 récepteurs acoustiques a été déployé sur la Vienne, depuis le barrage de Châtellerault jusqu'à Nouâtre, et depuis le barrage de Descartes sur la Creuse jusqu'à sa confluence avec la Vienne (**Figure 2**). Les hydrophones ont été positionnés régulièrement (1 hydrophone / km sur la Creuse et la Vienne aval et 1 récepteur / 2 km sur la Vienne amont) sur le site d'étude afin de suivre les individus marqués le long de leur parcours et d'évaluer de façon spatio-temporelle la prédation des anguilles argentées, sur tous les types de faciès.

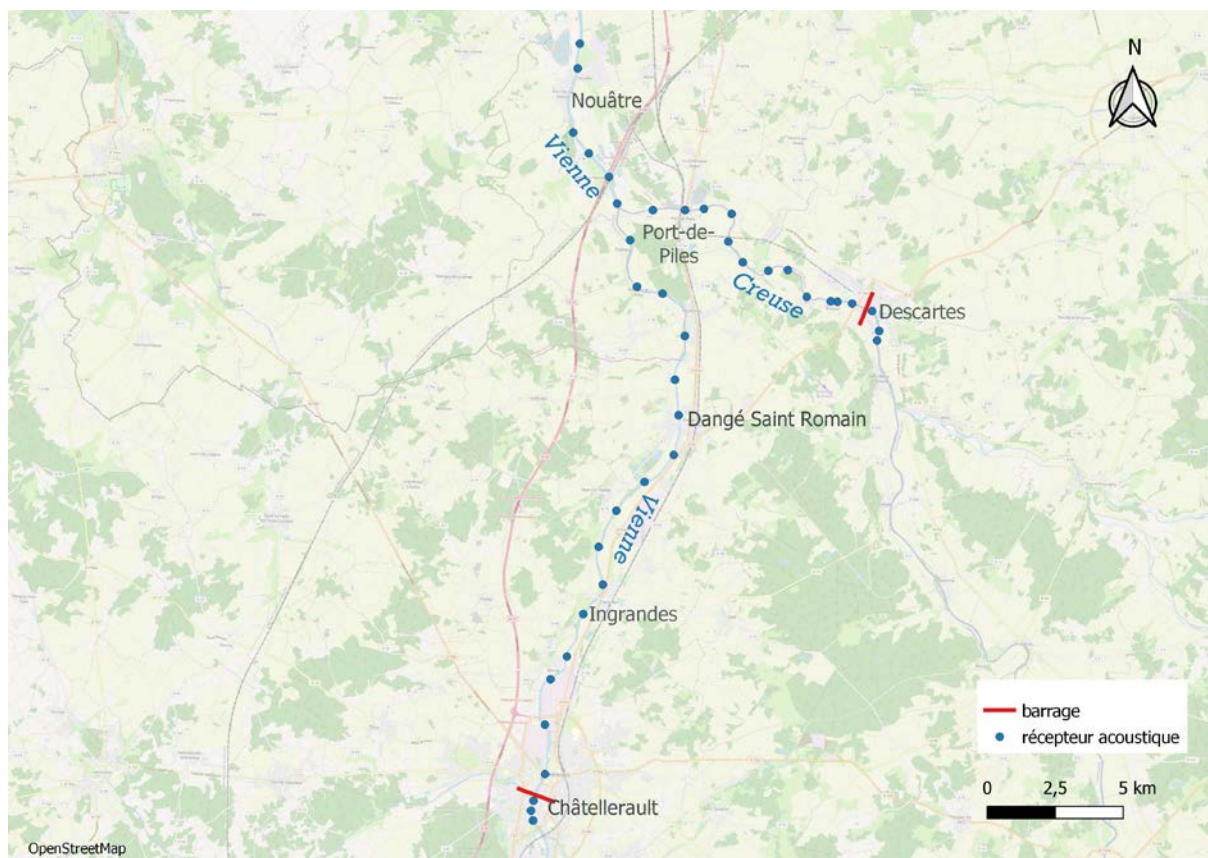


Figure 2 : Localisation des récepteurs acoustiques sur la zone d'étude Vienne – Creuse.

Pour évaluer l'impact des deux barrages de la zone d'étude (Descartes et Châtellerault) sur le franchissement des anguilles, un effort supplémentaire dans la couverture spatiale des récepteurs a été mis en place sur ces secteurs. Ainsi des récepteurs ont été placés en amont et en aval direct de chacun des deux ouvrages (**Figure 3**), permettant de confirmer ou d'infirmer le passage de l'ouvrage. En revanche, le réseau d'hydrophones installé n'a pas été conçu pour identifier la voie de passage des poissons sur le site (usine vs barrage), et ce en raison de contraintes techniques (portée de réception trop importante pour être discriminant).

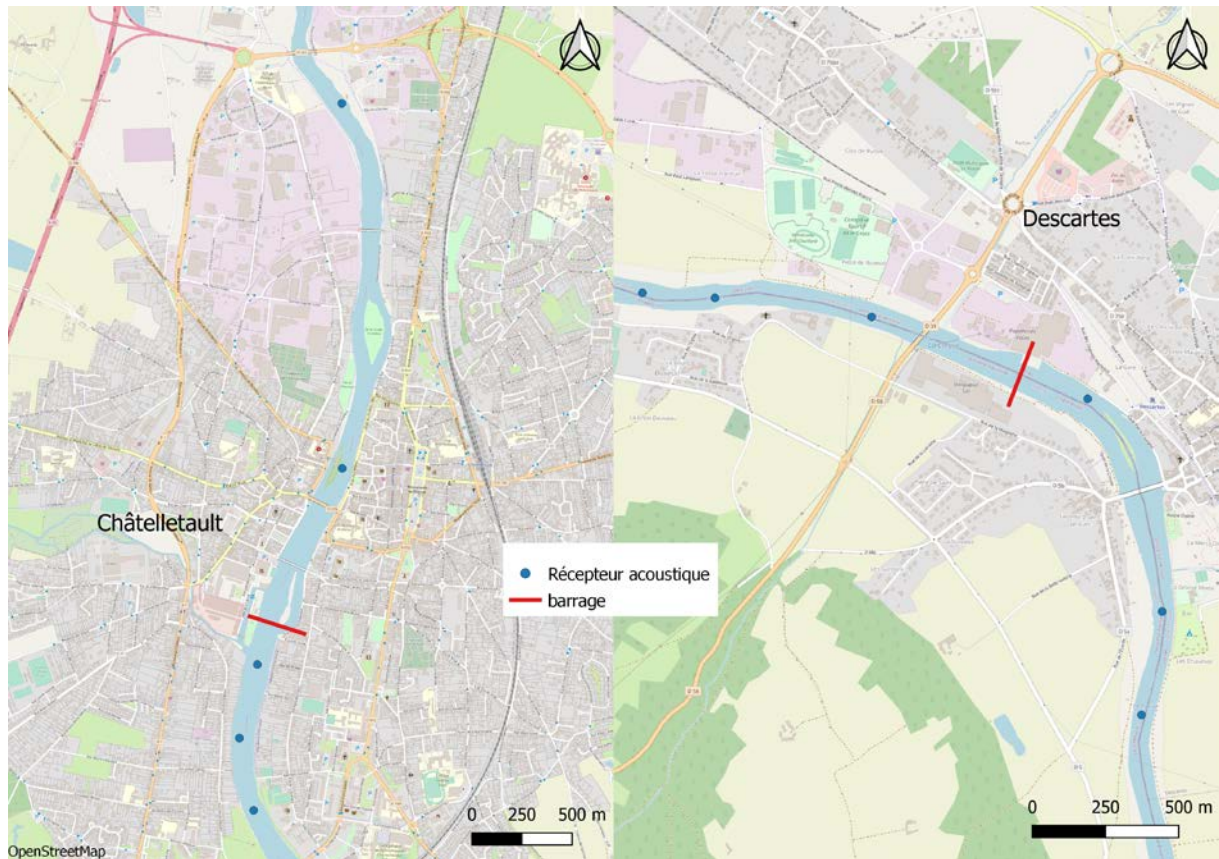


Figure 3 : Localisation des récepteurs à proximité des barrages de Châtellerault et Descartes.

2.2.3 Capture des anguilles argentées

Afin d’obtenir des effectifs suffisants pour une étude scientifique robuste, les anguilles argentées dévalantes ont été capturées par les pêcheries professionnelles ciblant cette espèce à l’aide de guideaux, en aval du bassin de la Loire, entre Nantes et Angers. Deux lots d’anguilles ont été marqués dès les premières crues d’hiver (**Figure 4**), entre le 6 et le 8 décembre 2021 pour le premier lot, et entre le 11 et le 13 décembre 2021 pour le second lot.

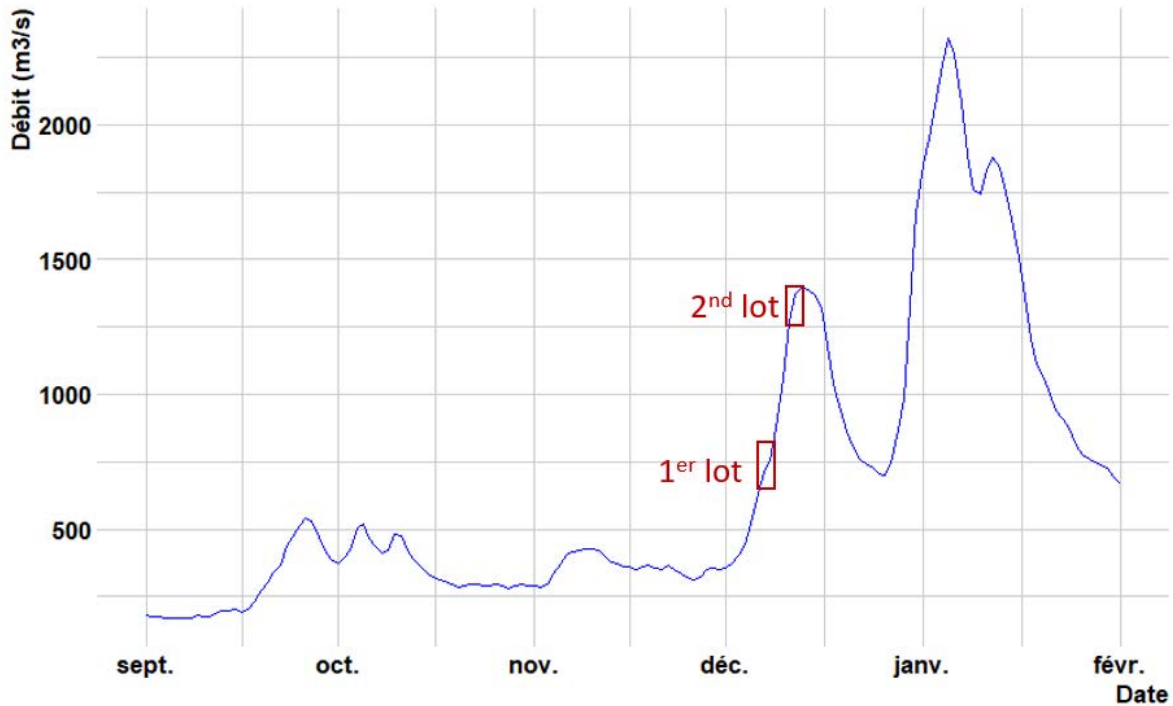


Figure 4 : Moyenne journalière des débits sur la Loire à la station Vigicrue à Malakoff (M624 0010) du 01/09/2021 au 01/02/2022. Les deux encadrés rouges correspondent à la capture des deux lots d'anguilles marquées.

Ces individus ont ensuite été stabilisés le temps d'organiser les sessions de marquage, pour une durée maximale de 72 heures dans des viviers immergés en Loire, au sein des bateaux des pêcheurs professionnels.

2.2.4 Transport des individus

Les individus ont été transportés depuis le lieu de prélèvement (en amont de Nantes) jusqu'au lieu de marquage et de relâche situé à 200 km, à l'amont des premiers barrages de la Vienne et de la Creuse. Ce transport a eu lieu dans des véhicules agréés, dans des grands viviers oxygénés remplis de l'eau du site de capture. Avant chaque transfert des individus entre différents viviers ou en rivière, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée en cas de différentiel de température supérieur à 2°C.

2.2.5 Marquage des anguilles européennes

Les individus à marquer ont été sélectionnés afin de rejeter les individus présentant des pathologies ou des plaies importantes. Les anguilles argentées ainsi sélectionnées ont été marquées avec des émetteurs acoustiques placés dans la cavité péritonéale par insertion chirurgicale sous anesthésie générale (Aquacen Benzocaina, 100 mg.l⁻¹). Les individus ont ensuite été transférés dans un bac de réveil individuel jusqu'à dissipation de tout effet de l'anesthésiant, puis transférés dans un vivier post-opératoire localisé dans la rivière, jusqu'au moment de leur relâche dans le milieu naturel. Les émetteurs utilisés ne dépassaient pas 2 % du poids total de chacun des individus marqués, comme classiquement recommandé (Winter, 1996). Le protocole

chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2017), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux. Deux sessions de marquage ont eu lieu (9 décembre – 40 individus, 13 décembre – 40 individus) afin de suivre un total de 40 individus par rivière. Les individus marqués ont été relâchés à l’amont de chaque barrage par lots d’environ 20 individus, afin d’éviter une accumulation d’individus marqués en amont des ouvrages, ce qui aurait engendré un phénomène de collision acoustique entraînant une baisse notable des capacités de réception des hydrophones. Sur la Creuse, 19 individus ont été relâchés le 9 décembre et 21 individus le 16 décembre, à 7 km en amont du barrage de Descartes. Sur la Vienne, 21 individus ont été relâchés le 9 décembre et 19 individus le 16 décembre, à 3 km en amont du barrage de Châtellerault (**Figure 5**).



Figure 5 : Localisation des relâches d'anguilles sur la Vienne et sur la Creuse.

2.2.6 Relève des récepteurs en Vienne-Creuse

Les forts débits d’hiver, les importantes hauteurs d’eau et surtout la forte turbidité ont créé des difficultés lors de la relève des récepteurs acoustiques. Ceux-ci ont été relevés avec le CETU-Elmis du 7 janvier au 24 mai 2022 (du 17 au 21 janvier pour toute la zone d’étude en aval des barrages – du 27 janvier au 1^{er} février pour l’amont des barrages – des recherches additionnelles ont été réalisées par des plongeurs professionnels du MNHN du 7 au 9 février, par des plongeurs amateurs du club de Chinon les 18 mars et 24 mai). Plusieurs récepteurs manquants étaient encore le sujet de recherches actives en automne 2022.

2.3 Analyse de données

2.3.1 Conditions environnementales

Les informations hydrologiques sur les différents sites d'étude ont été téléchargées sur le site eaufrance (www.hydro.eaufrance.fr). Les moyennes horaires des débits et des hauteurs d'eau ont été récoltées sur les stations suivantes : Nouâtre sur la Vienne aval, Ingrandes-sur-Vienne sur la Vienne amont, Leugny sur la Creuse et Nantes sur la Loire.

2.3.2 Efficacité du réseau acoustique

L'efficacité du réseau acoustique durant cette étude a été évaluée au niveau de chaque récepteur. Pour chaque récepteur, le nombre théorique d'individu était le nombre total d'individus marqués relâchés en amont du récepteur, moins le nombre d'individus bloqués en amont (c'est-à-dire les individus prédatés et ceux qui n'ont jamais dévalés). En comparant ce nombre théorique avec le nombre réel d'individus observés, une efficacité exprimée en pourcentage d'individus passés et correctement entendus a été calculée pour chaque récepteur.

2.3.3 Echappement total

L'échappement total des anguilles argentées du site d'étude a été calculé en prenant en compte le nombre d'individus détectés au moins une fois par l'un des cinq récepteurs les plus en aval situés sur la Vienne aval, rapporté au nombre total d'individus marqués lors de cette étude. Cette méthode permet de prendre en compte un réseau acoustique non efficace à 100 %. De plus, une campagne de communication auprès des pêcheurs professionnels a été réalisée afin de récupérer des individus marqués pêchés sur la Loire en aval du site d'étude. Un éventuel effet site a été calculé en réalisant un modèle linéaire binomial de type : Probabilité d'échappement ~ Rivière.

2.3.4 Nombre d'individus prédatés

La proportion d'anguille argentée prédatée a été calculée en utilisant le nombre d'anguilles marquées dont la marque à capteur de prédation a détecté un événement de prédation, rapporté au nombre total d'anguilles marquées sur la zone.

2.3.5 Timing corrigé de la prédation

En cas d'activation d'un capteur prédation, le moment précis (jour et heure) de cette activation est enregistré et transmis par la marque acoustique. Ce moment d'activation est différent du moment exact de la prédation car le capteur va mettre un certain temps à s'activer. Ce délai varie en fonction de la proie (et donc de la quantité et du type de matière organique à digérer), du prédateur (différence de métabolisme entre espèce ou individu) et de la température de l'eau (temps de digestion négativement corrélé avec la température de l'eau). Il n'existe pas d'étude spécifique sur les temps d'activation de ce genre de capteurs de prédation en ce qui concerne les anguilles argentées prédatées par des silures, et aux températures de l'étude. Toutefois, le temps de digestion par les silures a été estimé à 206 heures dans une eau à 5°C, pour une alimentation et une gamme de taille des silures non précisées (in : Proteau & Schlumberger, 2008). Un délai

d'activation correspondant au temps de digestion à la température à laquelle le capteur a été activé (206 heures) a été pris en compte lors de l'analyse des données. Les timings des prédatons ont donc été corrigés en retirant les délais d'activation aux moments de l'activation.

2.3.6 Estimation de la voie de passage des anguilles argentées au niveau des ouvrages du site d'étude et mortalités associées

La question de la voie de passage au niveau des obstacles est apparue importante dans cette étude car une éventuelle mortalité liée aux installations pourrait y avoir lieu. Dans ce cas, d'éventuelles prédatons observées juste après seraient des actes de nécrophagie et non de prédation directe. Même si cela ne change rien en termes de succès reproducteur pour l'espèce, l'individu étant mort dans les deux cas, il est important en termes de gestion de pouvoir discriminer ces deux sources de mortalité.

Concernant le barrage de Châtellerault, le débit d'équipement de l'usine est de 100 m³/s. Si le débit dépasse cette valeur, le clapet rive gauche s'ouvre en premier, puis les clapets situés en rive droite (**Figure 6**). Si le débit dépasse 430 m³/s, l'état de crue est décrété, l'usine est arrêtée et les vannes de crues s'ouvrent ; l'ouvrage devient alors transparent pour la dévalaison. L'échappement par le barrage est alors de 100 % et le taux de mortalité des anguilles sur le site est considéré nul.

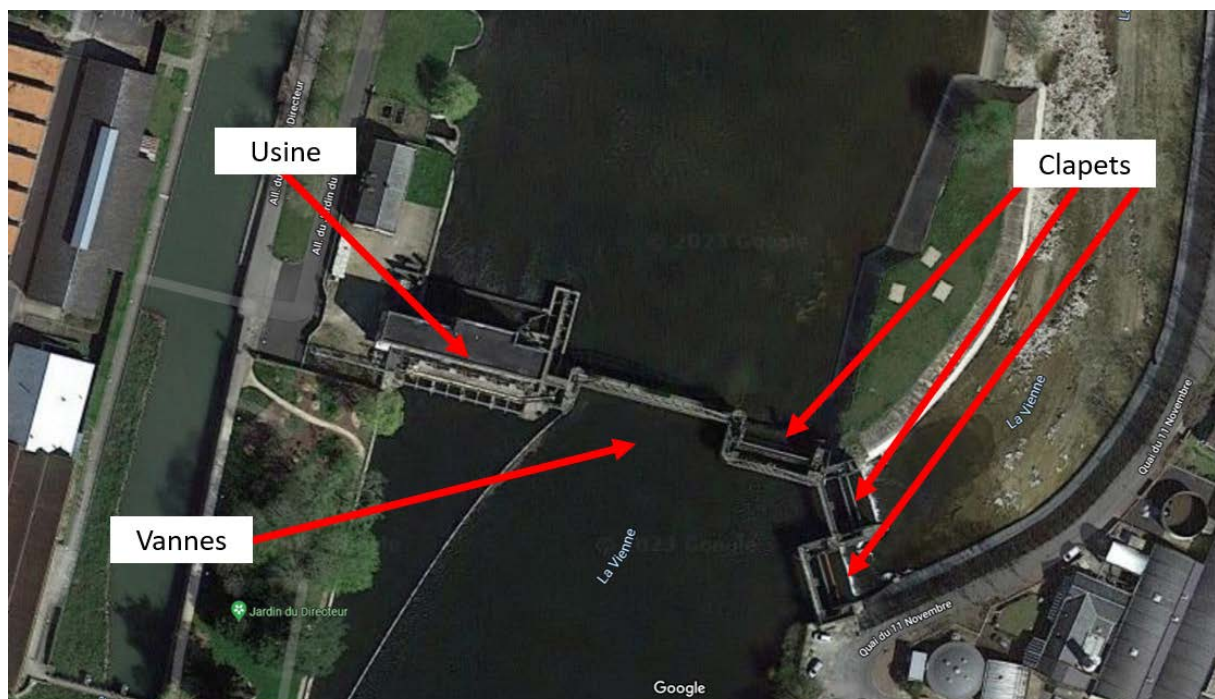


Figure 6 : Les différentes voies de passage possibles pour la dévalaison des anguilles argentées au niveau du barrage de Châtellerault (GoogleMap).

Afin de tenter de discriminer la voie de passage des anguilles sur le site, l'analyse de l'historique du fonctionnement des organes du site (turbines vs vannes et clapets) de Châtellerault (fourni par le gestionnaire du barrage) a été effectuée. Les débits au moment du franchissement du barrage par les anguilles ont aussi été relevés, car le fonctionnement de l'usine et donc les différentes voies de passage possibles sont dépendantes des débits. Les moments précis de franchissement

de l'ouvrage par les anguilles ont été identifiés en prenant la dernière observation en amont des ouvrages et la première observation en aval pour chaque individu. En fonction du moment du passage et du débit turbiné au moment du passage, une probabilité de turbinage a été calculée.

Les probabilités de mortalités ont été calculées pour chaque individu en fonction de sa taille, selon les données trouvées dans la littérature (Gomes & Larinier, 2008).

La probabilité de mortalité globale a été calculée comme le produit de la probabilité de turbinage et de la probabilité de mortalité en cas de turbinage (**Figure 7**).

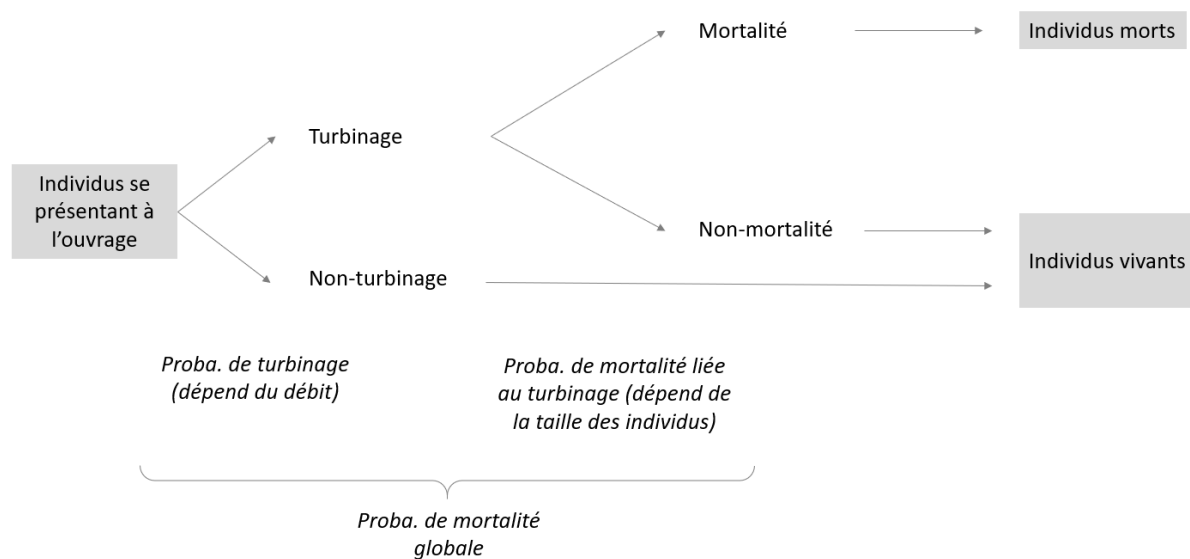


Figure 7 : Schéma explicatif du calcul des probabilités de mortalité globale.

Le barrage de Descartes a été mis hors service par une violente crue le 14 juillet 2021 : il n'y avait donc plus d'obstacle à la dévalaison pour les anguilles argentées lors de cette étude.

2.3.7 Temps de franchissement du barrage de Châtellerault

Le temps de franchissement du barrage de Châtellerault a été calculé de manière individuelle, en prenant en compte la différence de temps entre la première et la dernière observation d'un individu donné sur l'un des trois récepteurs situés en amont direct du barrage, pour les individus qui ont été entendus en aval du barrage. Une analyse de variance a été effectuée afin de mettre en évidence une éventuelle différence entre les individus prédatés et les non-prédatés.

3 RESULTATS

3.1 Conditions environnementales

Les deux sessions de pêche ont été effectuées à différents débits, tout comme pour les deux sessions de relâche. Les anguilles ont été pêchées en Loire à des débits de 874 m³/s et 1320 m³/s, puis relâchées en Vienne et en Creuse à des débits respectivement de 244 m³/s et 139 m³/s

(relevés sur la Vienne à Nouâtre). Ces débits de relâche correspondent respectivement à une première petite augmentation de débit de la saison de dévalaison (9 décembre), et à la diminution de débit consécutive (15 et 16 décembre) (**Figure 8**). Une crue très forte (851 m³/s) a eu lieu deux semaines après, sur les derniers jours de l'année, et une seconde d'amplitude inférieure le 11 janvier (463 m³/s).

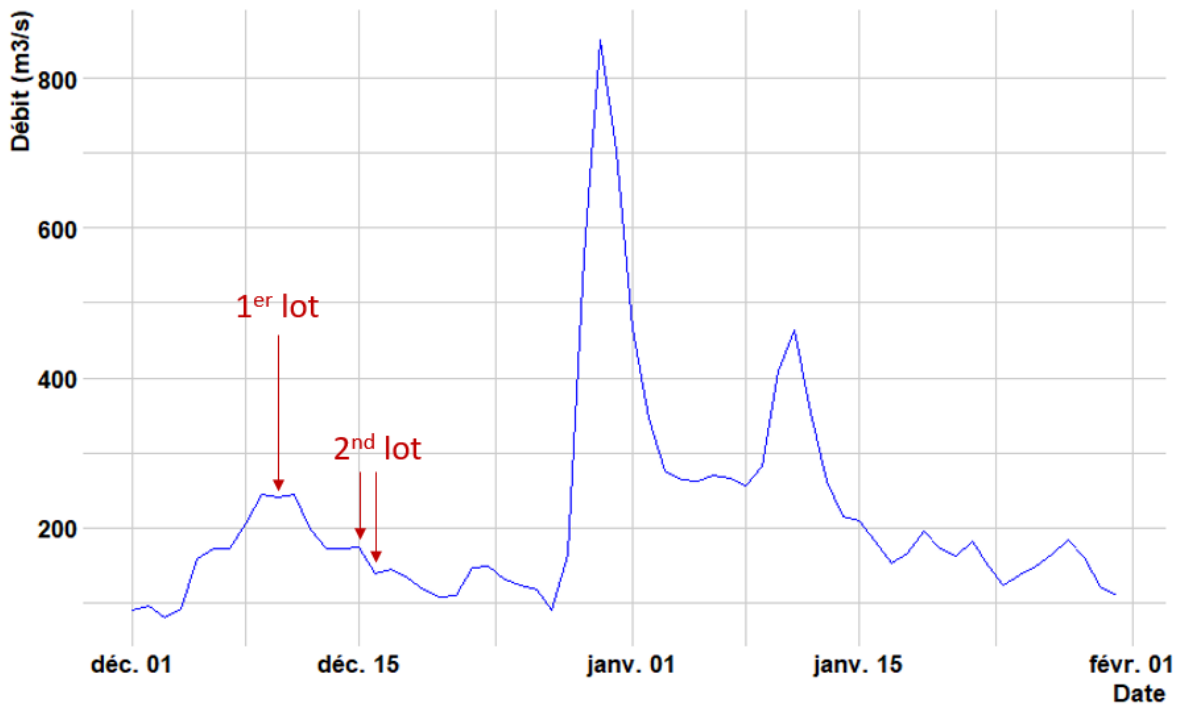


Figure 8 : Débits moyens journaliers de la Vienne à Nouâtre du 01/12/2021 au 01/02/2022 (station Vigicrue L700 0610 01).

3.2 Efficacité du réseau acoustique

L'efficacité du réseau de récepteurs acoustique était très hétérogène (**Tableau 1**). Les trois récepteurs les plus amont de chaque rivière, correspondant à l'amont des barrages, ont montré une efficacité maximale (> 90 %), excepté pour un récepteur proche du barrage de Descartes qui n'a rien enregistré. Ce dysfonctionnement a concerné également un autre récepteur sur la Creuse, sûrement dû à un endommagement. L'efficacité sur le reste du réseau variait de 7 à quasiment 100 %. Ces importantes différences de réception, à l'intérieur et entre les deux rivières, s'expliquent par la présence de nombreux faciès différents (profondeur, substrat, vitesse de courant), plus ou moins impactant sur l'efficacité de détection.

Tableau 1 : Efficacité du réseau de récepteurs acoustiques sur la Vienne (a) et sur la Creuse (b) (Vienne aval en vert clair, Vienne amont en vert foncé, Creuse en orange) exprimée en pourcentage.

	Point kilométrique (mètre)	Nb ind. théoriques	Nb ind. observés	Efficacité (%)	
amont ↓ aval	30000	40	38	95.0	
	29700	40	39	97.5	
	29400	40	38	95.0	
	28400	39	17	43.6	Barrage de Châtelleraut
	26500	39	31	79.5	
	24500	36	25	69.4	
	23500	36	27	75.0	
	22000	37	25	67.6	
	20300	37	23	62.2	
	19000	37	24	64.9	
	17500	37	24	64.9	
	16000	37	25	67.6	
	14500	37	27	73.0	
	13000	37	22	59.5	
	11600	37	24	64.9	
	10000	37	22	59.5	
	8050	37	3	8.1	
	7000	37	11	29.7	
	5100	37	18	48.6	
	3500	77	39	50.6	
	1400	77	30	39.0	
	400	77	35	45.5	
	-2000	77	12	15.6	
-3000	77	18	23.4		

(a)

	Point kilométrique (mètre)	Nb ind. théoriques	Nb ind. observés	Efficacité (%)	
amont ↓ aval	16800	40	38	95.0	
	16400	40	38	95.0	
	15600	40	0	0.0	Barrage de Descartes
	14900	40	11	27.5	
	14300	40	20	50.0	
	14000	40	10	25.0	
	13100	40	38	95.0	
	12000	40	0	0.0	
	11000	40	37	92.5	
	10100	40	30	75.0	
	9000	40	26	65.0	
	8000	40	16	40.0	
	6800	40	39	97.5	
	6100	40	19	47.5	
	5000	40	3	7.5	
	3500	77	39	50.6	
	1400	77	30	39.0	
	400	77	35	45.5	
	-2000	77	12	15.6	
	-3000	77	18	23.4	

(b)

3.3 Reprise de la migration

Les anguilles argentées marquées lors de cette étude ont été relâchées en deux lots d'environ 20 individus sur chacune des deux rivières. Concernant le premier lot du 09 décembre, les deux rivières confondues, 72.5 % des anguilles ont dévalé le jour de la relâche, et 82.5 % dans les trois jours. Les sept dernières anguilles ont dévalé les 28 et 29 décembre. Concernant le second lot, les deux rivières confondues, 84.6 % des anguilles ont dévalé le jour de la relâche, et 87.2 % dans les trois jours suivant la relâche). Les cinq derniers individus ont dévalé entre le 28 et le 30 décembre. Sur les deux lots, il n'existe pas de différence inter-rivières.

3.4 Vitesse de migration

Les vitesses globales de migration ont été assez homogènes entre individus, avec la majorité des individus marqués qui a dévalé la zone d'étude à une vitesse comprise entre 4 et 5 km/h (**Figure 9**). En revanche, il faut noter qu'une partie du groupe étudié (9/80, soit 11 %) a migré avec une vitesse inférieure à 0.5 km/h, ce qui peut laisser présumer d'arrêts lors de cette migration.

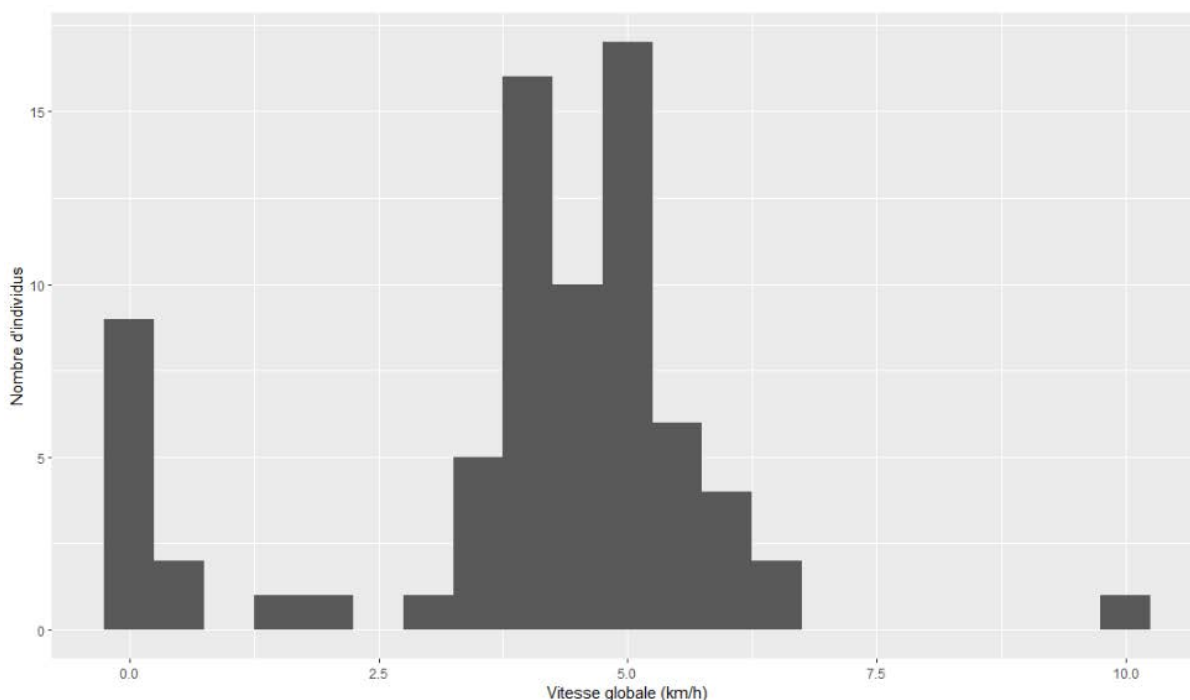


Figure 9 : Nombre d'anguilles argentées marquées en fonction des vitesses globales de dévalaison sur le bassin de la Vienne.

3.5 Arrêts migratoires

La densité importante de récepteurs acoustiques permet une couverture spatiale importante, renforçant la probabilité qu'un éventuel arrêt de migration soit localisé devant un récepteur. C'est le cas pour quatre des neuf individus à faible vitesse globale de migration, qui se sont arrêtés plus de 60 heures devant un récepteur (moyenne = 128 h, sd = 90 h, max = 251 h). En revanche, les cinq autres individus à faible vitesse globale de migration ne se sont jamais arrêtés plus d'une

heure devant un hydrophone, suggérant un arrêt hors de portée des récepteurs. En effet, pour ces cinq individus, le temps maximal passé entre deux hydrophones a été supérieur à 24 heures (moyenne = 32 h, sd = 9 h, max = 48 h).

3.6 Nombre d'individus prédatés

Le réseau de récepteurs a détecté 79 anguilles argentées sur les 80 marquées. Les capteurs de prédation ont été activés pour quatre d'entre elles, soit 5 % de l'effectif détecté. La temporalisation des actes de prédation a permis de localiser précisément tous ces actes sur la Vienne, en aval du barrage de Châtellerault et d'établir les jours des prédatations (2.8 à 16.3 jours après leur franchissement de l'ouvrage, **Tableau 2**). Par rivière, le taux d'activation des marques était donc de 10 % pour la Vienne, et 0 % pour la Creuse.

Tableau 2 : Temps d'activation des capteurs de prédation des quatre anguilles argentées prédatées.
Les délais sont exprimés en jours.

ID	Date de relache	Date de franchissement	Date activation préd.	Délai avant activation	Délai corrigé
2043	09/12/2021 16:47	09/12/2021 22:18	31/12/2021 15:00	21.7	13.1
2072	15/12/2021 18:20	16/12/2021 19:09	01/01/2022 21:25	16.1	7.5
2081	15/12/2021 18:20	16/12/2021 18:51	10/01/2022 16:04	24.9	16.3
2086	15/12/2021 18:20	16/12/2021 18:49	28/12/2021 04:04	11.4	2.8

3.7 Estimation de la voie de franchissement et mortalité associée

Le barrage de Châtellerault présente plusieurs voies de passage possibles pour la dévalaison des anguilles argentées (**Figure 6**).

Les quatre anguilles prédatées ont franchi le barrage de Châtellerault le soir même ou le lendemain de leur relâche. L'anguille issue du premier marquage (09/12) a franchi le barrage lorsque le débit de la Vienne à Ingrandes était entre 153 et 162 m³/s et le débit turbiné proche des 70 m³/s. Dans de telles conditions, cette anguille a donc pu dévaler soit par les turbines soit par les clapets.

Les trois autres anguilles prédatées ont franchi le barrage lorsque le débit de la Vienne était entre 77 et 80 m³/s à Ingrandes avec un débit turbiné proche de 70 m³/s. Le débit excédentaire (environ 10 m³/s) était donc déversé au niveau du clapet en rive gauche. Dans de telles conditions, les turbines constituaient la voie de passage la plus attractive pour les anguilles, la lame déversante au niveau du clapet était faible mais le réseau d'hydrophone n'a pas permis d'identifier avec certitude la voie de passage.

Les taux de mortalité ont été estimés par le gestionnaire du site de 28 à 35 % pour la classe de tailles correspondant à celle des quatre anguilles prédatées (70 - 80 cm) (Briand et al., 2016), et dans les conditions de débit où elles ont franchi l'usine.

Pour les 35 autres anguilles, celles qui ont franchi le barrage et qui ne sont pas passées en mode prédaté, compte-tenu du débit turbiné au moment de leur passage, les probabilités de turbinage allaient de 0 (état de crue) à 0.89. Les probabilités de mortalités liées au turbinage allaient de 0.23

à 0.35, et les probabilités globales de mortalités, associant probabilité de passage et probabilité de mortalité en cas de turbinage allaient de 0 à 0.31, avec une moyenne de 0.19.

3.8 Passage du barrage de Châtelleraut

Les données sur le passage des barrages sont limitées car un seul barrage était fonctionnel durant la dévalaison des anguilles (la casse d'une vanne du barrage de Descartes a entraîné son effacement). Les données ne concernent donc que les 40 anguilles relâchées sur la Vienne, en amont du barrage de Châtelleraut. Les trois récepteurs situés à l'amont de l'ouvrage se situaient à moins d'un kilomètre de celui-ci. Le récepteur le plus proche se situait à 200 mètres de l'ouvrage, le deuxième à 600 mètres et le troisième à 970 mètres. Cette importante densité de récepteur permettait un fort recoupement de leurs aires de détection et un suivi exhaustif de la dévalaison des anguilles marquées en amont de l'ouvrage. Cependant les mouvements transversaux (rive droite / rive gauche) ne sont pas suivis. Ce réseau a été disposé de manière à connaître les événements de prédation et le franchissement de la zone de l'ouvrage mais pas de la voie de passage au niveau du barrage. Sur les 40 individus relâchés en amont du barrage de Châtelleraut, une seule anguille ne s'est jamais présentée à l'ouvrage. Sur les 39 anguilles qui se sont présentées à l'ouvrage, 38 l'ont franchi en moins de 1.2 heure (temps médian = 0.78 h, **Figure 10**). La dernière anguille a franchi le barrage en 64 heures, sans aller-retour en amont de celui-ci.

En ne tenant pas compte de cet individu dans les analyses, il n'existe aucune différence entre les individus qui ont été prédatés et les autres en termes de temps de passage ($p = 0.6$), les temps moyens étant très proches (0.73 heures +/- 0.24 pour les non-prédatés ; 0.8 heures +/- 0.15 pour les 4 individus prédatés).

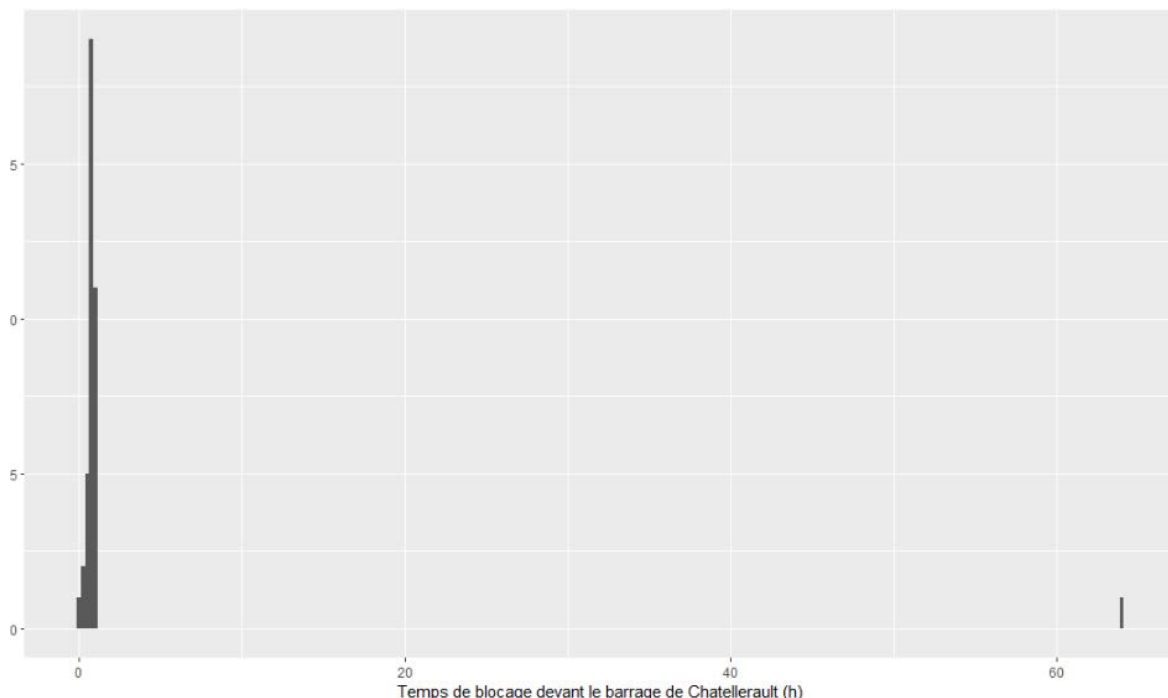


Figure 10 : Temps de blocage (en heures) au niveau du barrage de Châtelleraut sur la Vienne.

Sur les deux hydrophones localisés en aval immédiat du barrage, seules 17 anguilles marquées ont été entendues sur les 38 qui sont théoriquement passées devant ces hydrophones. Aucune phase stationnaire n'a été observée à proximité de ces récepteurs.

3.9 Sortie du système

Dans la présente étude, 58 individus sont sortis du réseau par l'aval, soit 73.4 % des 79 anguilles entendues. Il existe une différence significative entre les rivières ($p = 0.06$), puisque l'échappement depuis la Creuse était de 82.5 % et celui depuis la Vienne de 64.1 %.

Enfin, cinq anguilles argentées ont été recapturées par des pêcheurs professionnels sur la Loire bien en aval de la zone d'étude. Aucun capteur de prédation n'était activé pour ces cinq anguilles, et trois d'entre elles n'avaient jamais été observées sur l'un des cinq derniers récepteurs de la zone d'étude, et était donc considérées comme non-sortie du système.

4 DISCUSSION

Le déclin des migrateurs amphihalins est un phénomène observé sur toute la surface du globe et plus particulièrement dans l'Atlantique Nord (Limburg & Waldman, 2009). Ce déclin est aussi visible en France et notamment sur le bassin versant de la Loire, qui abritait historiquement tous les taxons de migrateurs amphihalins (Merg et al., 2020). Les causes de ce déclin sont dorénavant connues, même si leurs importances relatives sont très fortement variables, en fonction de l'espèce et du site. Les causes déjà identifiées dans des études scientifiques précédentes sont la surpêche, la dégradation de l'habitat, la rupture de connectivité, les espèces exotiques envahissantes et le changement climatique (Limburg & Waldman, 2009). Certaines de ces causes ont été assez largement étudiées, encore une fois à des degrés variables selon l'espèce et le site. D'autres en revanche, n'ont pas encore été la cible d'études scientifiques approfondies.

De manière générale, la migration des différentes espèces d'anguilles a été très largement étudiée, puisque 105 études ont été publiées sur ce sujet entre 1972 et 2016 (Béguier-Pon et al., 2017). Concernant l'anguille européenne au stade argenté, lors de sa dévalaison en rivière, le facteur impactant le plus cité est la rupture de continuité écologique (Feunteun et al., 2000; Behrmann-Godel & Eckmann, 2003; Bruijs et al., 2003; Bruijs & Durif, 2009; Trancart et al., 2017, 2019; Teichert et al., 2020). L'impact des prélèvements par la pêche professionnelle a été relativement bien étudié. Parmi les autres facteurs potentiels, la perte liée à la prédation reste en revanche peu étudiée. Les cormorans sont des prédateurs potentiels, mais généralement décrits comme ayant peu d'effets sur les populations d'anguille européenne (Ovegård et al., 2021). Il faut aussi noter qu'une prédation par l'avifaune ne serait pas détectée dans notre étude, car les marques seraient sorties du milieu d'étude, et donc leurs signaux ne seraient plus accessibles par les récepteurs. Parmi l'ichtyofaune, la seule autre espèce que le silure qui pourrait être capable de prédateur l'anguille est le brochet, *Esox lucius* (Aarestrup et al., 2010), mais cette hypothèse n'a jamais été confirmée et reste certainement anecdotique. En revanche, en mer, la prédation des anguilles argentées par des mammifères a déjà été plusieurs fois observée (Béguier-Pon et al., 2012; Wahlberg et al., 2014; Wysujack et al., 2015; Righton et al., 2016).

4.1 Prédation : nombre et localisation

La prédation des anguilles argentées durant cette étude sur ce site précis semble limitée, puisque seulement 5 % des individus ont vu leurs capteurs de prédation s'activer. Ces activations étaient toutes très localisées, puisqu'elles ont toutes eu lieu à proximité du barrage de Châtellerault. Il n'a pas été possible de localiser précisément l'acte de prédation par rapport au barrage. En effet, les temps de digestion ont été très largement allongés à cause de la température de l'eau, basse en hiver, ce qui a induit des augmentations des temps d'activation des capteurs de prédation puisqu'ils sont liés à l'activité enzymatique digestive. Cependant, compte tenu de la vitesse élevée du franchissement du barrage par l'ensemble des anguilles argentées suivies (38 en moins de 1.2 heure) induisant un temps de blocage très limité (environ une heure), et compte tenu de l'absence de différence significative dans les durées de franchissement entre les quatre individus prédatés et le reste de la population suivie, **il semble très probable que cette prédation ait eu lieu en aval du barrage.**

Enfin, comme fréquemment en télémétrie, les zones situées sous les ouvrages sont des zones à fortes perturbations, engendrant une baisse notable de la capacité de détection des récepteurs. C'est bien le cas dans notre étude où le récepteur positionné 500 m sous le barrage de Châtellerault présentait une efficacité de 47 % alors que celui positionné 500 m au-dessus avait une efficacité de 95 %. **La prédation a donc pu être légèrement sous-estimée en raison des localisations possibles de ces prédatations (juste sous le barrage) et des portées de réceptions sur cette zone.**

4.2 Voie de passage des anguilles prédatées

Les quatre anguilles prédatées ont franchi le barrage de Châtellerault le soir même ou le lendemain de leur relâche. Ces anguilles prédatées ont franchi le barrage soit par les turbines soit par les clapets. La voie de passage réellement empruntée n'est pas connue donc seule des hypothèses peuvent être formulées. Pour l'anguille prédatée issue du premier lot, aucune hypothèse ne peut être formulée car les débits transitant par les turbines et les clapets étaient à peu près équivalents. **Par contre, pour les anguilles issues de la deuxième relâche (3/4), la lame déversante au niveau du clapet en rive gauche était faible, il est donc fort probable que ces trois anguilles aient choisie la voie des turbines, voie nettement plus attractive.**

4.3 Taux de mortalité liée aux turbines

Compte-tenu de la taille des anguilles argentées suivies (influençant sur les taux de mortalité des individus turbinés) et des débits au moment du passage (influençant sur les taux d'échappement aux turbines), le taux de mortalité globale était de 19 %. Sur les 39 individus relâchés et entendus sur la Vienne, le nombre d'individus tués par les turbines devait donc au maximum être de 7.4 individus. Ce nombre a été calculé sous l'hypothèse forte d'une répartition par voie (turbines, clapets, vannes) au prorata des débits. Même si cette hypothèse est couramment utilisée, elle reste une hypothèse.

Cette estimation est donc toute fois largement supérieure au nombre d'anguilles prédatées réellement observées (4) dans la présente étude, et plusieurs hypothèses sont possibles :

- il est possible que tous les individus tués par les turbines n'aient pas été prédatés par des silures. En effet, cette espèce possède un système très développé de capteurs sensoriels (organe de Weber) permettant une chasse active (Copp, Robert Britton, et al., 2009). Il est donc possible qu'une anguille inerte suite à un turbinage soit moins facilement détectable pour les silures ;

- il est aussi possible que suite à un turbinage, la marque prédation soit abimée, ou bien libérée dans le milieu, en quel cas elle ne sera jamais activée ;

- enfin, il est aussi possible qu'un acte de prédation sur une anguille morte ou moribonde ait eu lieu hors de portée des récepteurs acoustiques. Cette hypothèse est accentuée dans les parties en aval direct des ouvrages où le bruit généré par les ouvrages peut être important.

Il est donc normal d'observer un taux de prédation des anguilles argentées largement inférieur aux taux de mortalité théorique par turbinage, sous conditions de réalisations d'une ou plusieurs hypothèses facilement réalisables.

Pour les quatre anguilles prédatées, compte tenu de leurs tailles (70 à 80 cm) et des débits au moment où elles ont pu passer par les turbines, ***il est possible d'estimer un taux de mortalité induit par les turbines entre 28 à 35 %***. Cependant malgré l'estimation 1) de la voie de passage et 2) de la mortalité en cas de passage par les turbines, il est impossible de savoir précisément si ces actes de prédation ont eu lieu sur des individus vivants ou bien sur des individus morts, moribonds ou désorientés par un turbinage. ***Cependant, compte tenu du délai parfois important entre le franchissement du barrage et l'activation des capteurs de prédation pour trois des quatre individus prédatés, il est probable que cette prédation ait eu lieu sur individus morts ou moribonds.***

4.4 Temps de passage et mortalité

Le seul barrage qui a pu être étudié lors de cette étude, celui de Châtellerault, a été franchi de manière rapide (en moins de 1.2 h pour tous les individus sauf un), alors que la Vienne n'était pas en crue. Ce résultat est cohérent avec la littérature, notamment avec de précédentes études qui posent l'hypothèse que lors des dévalaisons, les ouvrages hydroélectriques sont plus rapidement franchis que les ouvrages non hydroélectriques, en raison de l'existence permanente d'un flux d'eau pour alimenter les turbines (Trancart et al., 2020). Pour d'autres types de barrages, notamment les barrages d'adduction en eau potable, l'absence de flux d'eau permanent peut entraîner des pertes d'orientation, des blocages voire des arrêts de migration. Les délais de franchissement sont très variables et dépendent en grande partie du type de barrage et du nombre et du type de turbines présentes. Par exemple, sur la Moselle en Allemagne, les anguilles mettent entre zéro et huit jours pour franchir le barrage de « Trier », muni de quatre turbines Kaplan où toute l'eau de la rivière passe en dehors des crues hivernales (Behrmann-Godel & Eckmann, 2003). D'autres installations permettent des passages en quelques minutes (1 min la nuit, 8 min la journée en moyenne) pour un barrage muni de deux turbines Kaplan, marquant le début de l'estuaire, situé sur la rivière Magaguadavic (New-Brunswick, USA) (Carr & Whoriskey, 2008). En France, sur une petite rivière (le Gave de Pau), les anguilles peuvent mettre jusqu'à 30 heures pour passer la centrale hydroélectrique de Baigts, munie de trois turbines Kaplan (Travade et al., 2010). Pour d'autres espèces d'anguilles, les temps de passage aux ouvrages

hydroélectriques sont généralement rapides, par exemple 0.93 h (55.9 min; de 1 min à 9.96 h) et 0.23 h (13.9 min; de 1 min à 4.92 h) pour *Anguilla dieffenbachia* et *A. australis* (Brown, Haro, & Boubée, 2007), au niveau de la centrale d'Arapuni, munie de huit turbines verticales Francis en Nouvelle-Zélande. ***Ce passage très rapide est potentiellement l'une des explications de l'absence de prédation en amont du barrage. Il serait intéressant en revanche d'étudier la prédation au niveau d'autres barrages avec des temps de passage des anguilles bien plus élevés, qui pourraient entraîner une accumulation et une stagnation d'individus, et donc potentiellement attirer des prédateurs.***

4.5 Prédation sur tronçon libre

La très grande majorité des individus marqués lors de cette étude a traversé la zone d'étude à une vitesse comprise entre 4 et 5 km/h, soit entre 100 et 120 km/jour. Les vitesses de migration des anguilles dans les eaux continentales sont extrêmement variables, et dépendent principalement du débit de la rivière et du nombre et du type d'ouvrages limitant la continuité écologique. Sur la Loire, en zone fluviale, zone sans obstacle, la vitesse de migration des anguilles a déjà été estimée à 48.6 km/jour (Bultel et al., 2014). Dans un fjord danois, système à voie unique et sans obstacle comme la Loire, mais à module plus faible (32 m³/s) que la Loire, la vitesse de migration des anguilles a été mesurée entre 4 et 11 km/jour (Aarestrup et al., 2008). Sur la partie aval de la Meuse, un autre suivi en télémétrie acoustique a montré une vitesse de migration de 53 km/jour (Verbiest et al., 2012). Outre les différences de vitesses liées au site d'étude, il existe aussi une grande variabilité inter-individuelle, comme celle que nous avons observée dans la présente étude. Par exemple, dans la rivière Havel, un petit tributaire de l'Elbe, 72 % des anguilles suivies ont parcouru moins de 5 km/j, 12.5 % entre 8 et 18 km/jour et 12.5 % entre 25 et 33 km/jour (Simon et al., 2012). Dans la présente étude, la vitesse de migration peut être considérée comme élevée, car elle suggère que la zone d'étude peut être potentiellement traversée en largement moins d'une journée. Si cette vitesse devait se maintenir, les individus pourraient atteindre l'estuaire, éloigné d'environ 270 km, en moins de trois jours. ***Cette vitesse élevée de migration sur le site d'étude notamment sur les tronçons libres, explique probablement en grande partie l'absence de prédation observée sur ces zones.***

De plus, cette migration semble continue et réalisée sans arrêt de migration pour la majorité des individus. Seuls quelques individus se sont arrêtés plusieurs jours lors de la migration. Ce phénomène a rarement été décrit dans la littérature. Dans un suivi télémétrique des anguilles argentées sur la rivière Elbe réalisé en 2007, certaines anguilles ont mis plus de 200 jours pour faire 105 km sur un site, et plus de 300 jours pour faire 195 km sur un second site (Simon et al., 2012). Mais cette observation doit vraiment être considérée avec précaution car il pourrait s'agir de déplacements et de changements d'habitats d'individus pré-migrants plutôt que de réels arrêts lors d'une migration de dévalaison. Les arrêts migratoires observés lors de notre étude sont donc assez intéressants. Ils pourraient résulter d'une baisse des facteurs environnementaux déclencheurs de la migration. La migration sur onde de crue des anguilles argentées est habituellement présentée comme une stratégie comportementale visant à réduire les dépenses énergétiques. Elle pourrait aussi être présentée comme une stratégie comportementale visant à améliorer la survie des individus : réduction de la prédation pendant les ondes de crue car la

vitesse des individus augmente, ainsi que la hauteur d'eau et la turbidité, rendant la prédation plus difficile. **Ainsi, les arrêts de migration observés durant l'étude pourraient être considérés comme une adaptation de la stratégie migratoire des anguilles argentées visant à réduire le risque de prédation.**

Il est donc possible que les fortes conditions hydrologiques propices à la migration des anguilles argentées (crues hivernales) entraînent des conditions locales rendant difficile la prédation, comme une vitesse élevée du cours d'eau, une hauteur d'eau et une turbidité importante et une forte remise en suspension de déchets dans la masse d'eau. Il faut cependant noter que le site d'étude étant assez long, il n'a pas pu être couvert de manière intégrale par le réseau de récepteurs. Il est donc techniquement possible qu'un individu localisé entre deux récepteurs soit hors de portée de réception, qui peut se limiter localement à quelques centaines de mètres en fonction de la configuration des sites. Si un événement de prédation se déroulait à l'un de ces endroits, il ne serait alors pas détecté. De plus, il a été démontré dans une autre partie de cette étude (Chapitre E – « Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne »), que les silures adultes étaient moins mobiles à cette période de l'année correspondant à la période de migration des anguilles. **Il est donc aussi possible qu'une anguille soit prédatée, que son capteur soit activé à l'intérieur du silure, mais que les faibles déplacements du prédateur ne permettent pas un enregistrement par l'un des récepteurs de la zone. La prédation en tronçons libres ainsi calculée dans la présente étude est donc peut-être légèrement sous-estimée.**

4.6 Echappements globaux

Dans notre étude, la prédation semble être limitée spatialement au niveau du barrage de Châtellerault. Sur les parties libres du site d'étude, aucun événement de prédation n'a pu être enregistré par le réseau d'hydrophone mais des événements ont pu être omis pour les raisons évoqués précédemment. Globalement, l'échappement des anguilles argentées est assez élevé (73.4 % en tout, 82.5 % pour la Creuse et 64.1 % pour la Vienne). Mais, en l'absence de facteurs impactant connus, comme une pêcherie professionnelle ou des ouvrages majeurs, ce taux en Vienne peut tout de même apparaître étonnamment bas, et la présence du barrage de Châtellerault pourrait être un facteur explicatif, étant donné que c'est la seule différence notable entre les deux rivières de l'étude. Dans certains systèmes plus complexes, il est possible d'observer de faibles taux d'échappement, mais cela est lié à des pertes d'orientation (par exemple, 60 % de perte dans les fjords danois, Aarestrup et al., 2010). Mais cette hypothèse est peu probable étant donné la linéarité du système de la Vienne. **Les estimations de l'efficacité du réseau ont montré des résultats parfois bas sur quelques récepteurs, suggérant la possibilité que des individus puissent s'échapper du site d'étude sans être détectés.** Cependant, afin de pallier ce biais, une règle de décision très précautionneuse a été choisie, et les individus ont été considérés comme s'étant échappés s'ils ont été entendus au moins une fois par l'un des cinq derniers récepteurs de la zone. Malheureusement, cette méthode présente des limites et un individu nageant tellement rapidement qu'il ne sera pas entendu sur un récepteur donné a peu de chance d'être entendu sur le récepteur suivant. Ainsi, la probabilité de passer devant les cinq derniers récepteurs sans être entendu ne doit pas être très en dessous de la probabilité minimale de passer devant l'un de ces

cinq récepteurs, c'est-à-dire 15.6 % dans notre cas. ***Pour preuves, sur les cinq anguilles capturées en aval dans la Loire par la pêche professionnelle, trois étaient considérées comme « non-échappée ». Le taux d'échappement présenté doit donc être considéré comme un taux minimal, et le taux réel doit être probablement supérieur.***

Il est donc très probable que le taux important d'anguilles non-échappées observées dans cette étude soit lié en partie à des soucis dans la détection, notamment pendant les périodes de forts débits.

D'autres facteurs pourraient aussi expliquer ce taux d'échappement limité. Ainsi, une prédation par avifaune rendrait cette prédation indétectable par notre système d'étude, car la marque serait sortie du système. Cependant, aucune prédation forte d'anguille argentée par de l'avifaune n'a été observée (voir par exemple Carpentier et al., 2009). La pêche amateur d'anguilles argentées n'est pas autorisée (ligne ou engin) sur le bassin Loire-Bretagne. ***Les prélèvements par avifaune et pêche locale ne sont probablement pas responsables du faible échappement des anguilles argentées suivies durant cette étude.*** En revanche, comme discuté préalablement, la mortalité théorique par les turbines de l'usine de Châtellerault est largement supérieure à la prédation observée lors de cette étude. ***Il est donc possible que certaines anguilles aient été tuées par les turbines, mais non prédatées, participant à ce taux de non-échappement.***

Il est impossible pour nous de confirmer de manière ferme et définitive les facteurs qui ont causés cette rétention d'individus marqués dans la Vienne. Il est cependant raisonnable de penser que cette rétention est liée à la conjonction de plusieurs facteurs :

- ***des soucis de détection lors des passages rapides***
- ***une mortalité d'individus non prédatés liée au turbinage***
- ***une prédation par les silures (additionnelle à celle déjà observée, réalisée hors de portée de détection des récepteurs).***

4.7 Discussion sur le protocole

Sur l'ensemble des anguilles marquées, une seule n'a pas effectué de mouvement significatif vers l'aval. La reprise de la migration a donc été importante. Ce résultat est supérieur à de nombreuses études, mais s'explique par le mode de prélèvement des individus. En effet, dans la présente étude, les anguilles argentées ont été prélevées par une pêche aux guideaux, qui cible exclusivement les anguilles dévalantes, donc en pleine migration. Il est donc normal de voir une continuité de cette migration. Les autres études ciblent bien le stade argenté, mais ce stade n'est pas forcément synonyme d'une migration imminente. Par exemple, sur la rivière Frémur, seulement 20 % des anguilles argentées présentes dans le bassin versant en 1997 ont migré cette saison-là (Feunteun et al., 2000). Le choix de l'engin de pêche était donc pertinent pour cibler seulement des anguilles argentées en phase de dévalaison active.

Quel que soit le lot ou le lieu de relâche, la reprise de la migration a été rapide, puisque 82.5 et 87.2 % des anguilles sont reparties dans les trois jours suivant leur relâche, pour respectivement les relâches du 09 et du 13 décembre. Ce taux est assez élevé, puisqu'à titre de comparaison, dans un suivi télémétrique réalisé chaque année pendant six ans sur le système rhénan, le nombre d'anguilles dévalantes dans les jours suivants la relâche variait de 90 à 38 % suivant le système d'origine, avec une relation linéaire entre le module de la rivière d'origine et le temps nécessaire

pour repartir (Trancart et al., 2018). Dans la présente étude, cette reprise rapide s'explique par des facteurs externes. En effet, les individus ont été pêchés sur une onde de crue en Loire, et malgré un prélèvement, une opération chirurgicale et une translocation dans des rivières de débits inférieurs, il semble que cela n'ait pas eu d'impact majeur sur la migration pour la plupart des individus, puisqu'ils ont continué à migrer.

Ces deux éléments nous amènent à penser que le protocole de marquage était relativement efficace, et a permis d'obtenir des résultats comportementaux fiables et robustes.

5 CONCLUSIONS

Cette étude fait apparaître une possible prédation des anguilles argentées lors de leur migration de dévalaison au niveau des ouvrages rencontrés. Bien qu'il ne soit pas possible de le confirmer de manière ferme, les silures apparaissent comme les principaux prédateurs potentiels capables de capturer des anguilles argentées en période de dévalaison sur ce site.

Il est aussi impossible de confirmer de manière ferme que cette prédation ait eu lieu sur des individus vivants, et non sur des individus morts ou moribonds. D'autres études focalisées uniquement sur des ouvrages devraient être envisagées afin de lever ces doutes. En tout état de cause, si cette prédation sur des individus vivants et vigiles était avérée, elle resterait faible et très inféodée aux ouvrages. Le niveau de cette prédation aux ouvrages doit être très certainement contraint par le type de barrage, et donc au temps de blocage à l'ouvrage. Sur le barrage étudié dans l'étude, les temps de passage étaient très courts, et donc la probabilité de prédation forcément réduite. Il est possible de penser que la prédation pourrait potentiellement être plus élevée sur certains ouvrages plus complexes à franchir. Enfin, il faut aussi tenir compte de l'effet cumulatif. Si la prédation sur un ouvrage semble très limitée, il faut bien avoir à l'esprit que sur certains sites, le nombre de barrages à franchir peut-être très élevé. Ces probabilités de prédateurs locales, même faibles, si elles venaient à s'additionner, pourraient devenir potentiellement importantes à l'échelle de la trajectoire complète de la dévalaison.

En revanche, la prédation sur tronçons libres ne semble pas du tout significative. La vitesse élevée de déplacement ainsi que des conditions environnementales favorables (limitant notamment les arrêts) lors des migrations de dévalaison des anguilles argentées semblent être des facteurs qui limitent une éventuelle prédation.

Enfin, il faut aussi noter que cette étude se focalise sur les anguilles argentées. En effet, étant le stade ultime avant la reproduction, un impact sur des anguilles argentées a une conséquence directe sur le succès reproducteur de l'espèce. Pour autant, d'autres phases pourraient être impactées dans le cycle de vie d'une anguille telle que la phase sédentaire de croissance (anguille jaune) dont la possible prédation par les silures a déjà été prouvée (Chapitre H – « Description semi-quantitative du régime alimentaire des silures, évolution temporelle et condition physiologique »). De plus, c'est un stade avec une croissance forte qui nécessite forcément des phases actives de recherche de prise alimentaire. De la même manière, le stade de colonisation (anguillette) pourrait lui aussi être impacté, notamment par les jeunes silures, dont les biomasses sont parfois importantes en Loire. Il conviendrait donc, pour assurer une vision exhaustive de l'impact du silure sur les anguilles, d'étudier aussi la potentielle prédation des silures sur les anguilles jaunes et sur les anguillettes.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Aarestrup, K, Thorstad, E. B., Koed, A., Jepsen, N., Svendsen, J. C., Pedersen, M. I., Skov, C., & Økland, F. 2008. Survival and behaviour of European silver eel in late freshwater and early marine phase during spring migration. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 435–440.
- Aarestrup, Kim, Thorstad, E. B., Koed, A., Svendsen, J. C., Jepsen, N., Pedersen, M. I., & Okland, F. 2010. Survival and progression rates of large European silver eel *Anguilla anguilla* in late freshwater and early marine phases. *Aquatic Biology*, 9: 263–270.
- Béguier-Pon, M., Benchetrit, J., Castonguay, M., Aarestrup, K., Campana, S. E., Stokesbury, M. J. W., & Dodson, J. J. 2012. Shark Predation on Migrating Adult American Eels (*Anguilla rostrata*) in the Gulf of St. Lawrence. *PLOS ONE*, 7: e46830.
- Béguier-Pon, M., Dodson, J. J., Castonguay, M., Jellyman, D. J., Aarestrup, K., & Tsukamoto, K. 2017. Tracking anguillid eels: five decades of telemetry-based research. *Marine and Freshwater Research*, 69: 199–219.
- Behrmann-Godel, J., & Eckmann, R. 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 196–202.
- Briand, C., Legrand, M., Chapon, P.-M., Beaulaton, L., Germis, G., Arago, M.-A., Besse, T., Canet, L. D., & Steinbach, P. 2016. Mortalité cumulée des saumons et des anguilles dans les turbines du bassin Loire-Bretagne.
- Brown, L., Haro, A., & Boubée, J. 2007. Behaviour and fate of downstream migrating eels at hydroelectric power station intakes. In: 'roceedings of the 6th International Symposium on Ecohydraulics, 18–23 February, "Bridging the Gap Between Hydraulics and Biology". Christchurch New Zealand.
- Bruijs, M C M, Polman, H. J. G., van Aerssen, G. H. F. M., Hadderingh, R. H., Winter, H. V, Deerenberg, C., Jansen, H. M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U., & Kessels, N. 2003. Management of silver eel: human impact on downstream migrating silver eel in the river Meuse. Arnhem.
- Bruijs, Maarten C.M., & Durif, C. M. F. 2009. Silver eel migration and behaviour. In: Spawning Migration of the European Eel: Reproduction index, a useful tool for conservation management. Springer: pp. 75–95.
- Bultel, E., Lasne, E., Acou, A., Guillaudeau, J., Bertier, C., & Feunteun, E. 2014. Migration behaviour of silver eels (*Anguilla anguilla*) in a large estuary of Western Europe inferred from acoustic telemetry. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 137: 23–31.
- Carpentier, A., Marion, L., Paillisson, J. M., Acou, A., & Feunteun, E. 2009. Effects of commercial fishing and predation by cormorants on the *Anguilla anguilla* stock of a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology*, 74: 2132–2138.
- Carr, J. W., & Whoriskey, F. G. 2008. Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. *FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY*, 15: 393–400.
- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakénas,

- S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges*. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.
- Copp, G. H., Robert Britton, J., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakenas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. 2018. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 177–190.
- Feunteun, Acou, A., Laffaille, P., & Legault, A. 2000. European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 1627–1635.
- Gomes, P., & Larinier, M. 2008. Dommages subis par les anguilles lors de leur passage au travers des turbines Kaplan. Etablissement de formules prédictives.
- Guillerault, N., Bouletreau, S., Iribar, A., Valentini, A., & Santoul, F. 2017. Application of DNA metabarcoding on faeces to identify European catfish *Silurus glanis* diet. *Journal of Fish Biology*, 90: 2214–2219.
- ICES. 2022. EU request for technical evaluation of the Eel Management Plan progress reports.
- Jacoby, D., & Gollock, M. 2014. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Kappel, C. V. 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 275–282.
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *Bioscience*, 59: 955–965.
- Merg, M.-L., Dézerald, O., Kreutzenberger, K., Demski, S., Reyjol, Y., Usseglio-Polatera, P., & Belliard, J. 2020. Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. *PLOS ONE*, 15: e0236575.
- Ovegård, M. K., Jepsen, N., Bergenius Nord, M., & Petersson, E. 2021. Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 22: 605–622.
- Proteau, J.-P., & Schlumberger, O. 2008. *Le silure glane : Biologie, écologie, élevage*. Versailles: Éditions Quae.
- Righton, D., Westerberg, H., Feunteun, E., Økland, F., Gargan, P., Amilhat, E., Metcalfe, J., Lobon-Cervia, J., Sjöberg, N., Simon, J., Acou, A., Vedor, M., Walker, A., Trancart, T., Brämick, U., & Aarestrup, K. 2016. Empirical observations of the spawning migration of European eels: The long and dangerous road to the Sargasso Sea. *Science Advances*, 2.
- Simon, J., Berends, K., Doerner, H., Jepsen, N., & Fladung, E. 2012. European silver eel migration and fisheries-induced mortality in the Havel river system (Germany). *River Research And Applications*, 28: 1510–1518.
- Teichert, N., Tétard, S., Trancart, T., Feunteun, E., Acou, A., & de Oliveira, E. 2020. Resolving

- the trade-off between silver eel escapement and hydropower generation with simple decision rules for turbine shutdown. *Journal of Environmental Management*, 261: 110212.
- Trancart, T., Carpentier, A., Acou, A., Charrier, F., Mazel, V., Danet, V., & Feunteun, É. 2020. When “safe” dams kill: Analyzing combination of impacts of overflow dams on the migration of silver eels. *Ecological Engineering*, 145: 105741.
- Trancart, T., Carpentier, A., Acou, A., Danet, V., Elliott, S., & Feunteun, É. 2019. Behaviour of endangered European eels in proximity to a dam during downstream migration: Novel insights using high accuracy 3D acoustic telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*, n/a.
- Trancart, T., Feunteun, E., Danet, V., Carpentier, A., Mazel, V., Charrier, F., Druet, M., & Acou, A. 2017. Migration behaviour and escapement of European silver eels from a large lake and wetland system subject to water level management (Grand-Lieu Lake, France): New insights from regulated acoustic telemetry data. *Ecology of Freshwater Fish*, 1–10.
- Trancart, T., Tétard, S., Acou, A., Feunteun, E., Schaeffer, F., & de Oliveira, E. 2018. Silver eel downstream migration in the River Rhine, route choice, and its impacts on escapement: A 6-year telemetry study in a highly anthropized system. *Ecological Engineering*, 123: 202–211.
- Travade, F., Larinier, M., Subra, S., Gomes, P., & De-Oliveira, E. 2010. Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*.
- Verbiest, H., Breukelaar, A., Ovidio, M., Philippart, J.-C., & Belpaire, C. 2012. Escapement success and patterns of downstream migration of female silver eel *Anguilla anguilla* in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 395–403.
- Verhelst, P., Reubens, J., Buysse, D., Goethals, P., Van Wichelen, J., & Moens, T. 2021. Toward a roadmap for diadromous fish conservation: the Big Five considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19: 396–403.
- Wahlberg, M., Westerberg, H., Aarestrup, K., Feunteun, E., Gargan, P., & Righton, D. 2014. Evidence of marine mammal predation of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) on its marine migration. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 86: 32–38.
- Waldman, J. R., & Quinn, T. P. 2023. North American diadromous fishes: Drivers of decline and potential for recovery in the Anthropocene. *Science Advances*, 8: eabl5486.
- Westerberg, H., Amilhat, E., Wahlberg, M., Aarestrup, K., Faliex, E., Simon, G., Tardy, C., & Righton, D. 2021. Predation on migrating eels (*Anguilla anguilla* L.) from the Western Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 544: 151613.
- Winter, J. D. 1996. *Advances in underwater biotelemetry*. (B. R. Murphy & D. W. Willis, Eds.). Bethesda: American Fisheries Society.
- Wysujack, K., Westerberg, H., Aarestrup, K., Trautner, J., Kurwie, T., Nagel, F., & Hanel, R. 2015. The migration behaviour of European silver eels (*Anguilla anguilla*) released in open ocean conditions. *Marine and Freshwater Research*, 66: 145–157.



Prédation des lamproies marines *Petromyzon marinus* et des anguilles argentées *Anguilla anguilla* par le silure glane *Silurus glanis* sur une zone restreinte autour d'un ouvrage

ETUDE GLANISPOMI

Auteurs : Emma ROBIN^{1*}, Thomas TRANCART^{1*}, Anthony ACOU², Associations agréées des pêcheurs professionnels³, Catherine BOISNEAU⁴, Alexandre CARPENTIER⁵, Julien DUBLON⁶, Éric FEUNTEUN¹, Philippe JUGE⁴, Jézabel LAMOUREUX¹, Pablo RAULT¹, Romain ROY⁷, Frédéric SANTOUL⁸, Structures associatives agréées de la pêche loisir⁹, Nils TEICHERT¹

Affiliations :

* Auteurs correspondants

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Office Français de la Biodiversité

³ Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de Loire Atlantique, Association Agréée des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce du Bassin Loire Bretagne

⁴ Université de Tours

⁵ Université de Rennes 1

⁶ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁷ EDF R&D

⁸ Université de Toulouse

⁹ Fédération Nationale de la Pêche en France, Union de Bassin Loire Bretagne, Fédérations Départementales pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique 37 – 41 – 86

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Robin, E., Trancart, T., Acou, A., Associations agréées des pêcheurs professionnels, Boisneau, C., Carpentier, A., Dublon, J., Feunteun, É., Jugé, P., Lamoureux, J., Roy, R., Santoul, F., Structures associatives agréées de la pêche loisir, Teichert, N., 2023. Prédation des lamproies marines *Petromyzon marinus* et des anguilles argentées *Anguilla anguilla* par le silure glane *Silurus glanis* sur une zone restreinte autour d'un ouvrage, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	259
1.1	Les migrateurs amphihalins en déclin dans le monde et localement sur le bassin de la Loire	259
1.2	Les ruptures de connectivité comme cause de déclin des amphihalins.....	260
1.3	Effet cumulatif et synergique entre ouvrage et prédation ?	262
1.4	Objectif : Etude de la prédation des lamproies marines <i>Petromyzon marinus</i> et des anguilles argentées <i>Anguilla anguilla</i> par le silure glane <i>Silurus glanis</i> , sur une zone restreinte autour d'un ouvrage.....	263
1.5	Limitations des biais post-opérateurs et comportementaux	263
2	MATERIEL ET METHODES.....	264
2.1	Site d'étude	264
2.2	Protocole expérimental	264
2.2.1	Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques utilisés	264
2.2.2	Localisation des récepteurs fixes.....	265
2.2.3	Capture des individus	266
2.2.4	Transport des individus	266
2.2.5	Marquage des individus	267
2.2.6	Relève des récepteurs fixes.....	267
2.2.7	Recherche active des émetteurs et des zones de frayères de lamproies marines	268
2.3	Analyse de données	269
2.3.1	Nombre d'individus prédatés.....	269
2.3.2	Timing corrigé et spatialisation de la prédation.....	269
2.3.3	Franchissement du seuil de Saint-Laurent-Nouan	269
3	RESULTATS.....	270
3.1	Lamproies marines.....	270
3.1.1	Franchissement	270
3.1.2	Prédation	270
3.1.3	Timing des actes de prédation	271
3.1.4	Temps de suivi / mouvements globaux.....	272
3.1.5	Identifications, dénombrements et localisations des frayères sur la période d'étude	272
3.2	Anguilles argentées.....	272

4	DISCUSSION	273
5	CONCLUSION.....	277
6	BIBLIOGRAPHIE	277

1 INTRODUCTION

1.1 Les migrateurs amphihalins en déclin dans le monde et localement sur le bassin de la Loire

Les amphihalins dans le monde

Depuis maintenant plusieurs décennies, le nombre d'espèces marines en danger d'extinction est en continuelle progression (Kappel, 2005). Parmi elles, les espèces estuariennes et migratrices amphihalines sont particulièrement concernées (Limburg & Waldman, 2009; Verhelst et al., 2021; Waldman & Quinn, 2023). En effet, ces espèces sont caractérisées par une utilisation alternée de deux biomes : la mer et les eaux douces continentales. Pour rejoindre ces deux biomes, ces espèces sont donc obligées de traverser les estuaires. Ces caractéristiques rendent donc ces espèces particulièrement vulnérables, car elles subissent les pressions exercées sur les milieux marins, les milieux estuariens et les milieux dulçaquicoles. Les causes du déclin des migrateurs amphihalins sont largement renseignées, même s'il existe des variations interspécifiques et géographiques qui ne permettent pas de classer ces facteurs de manière globale et consensuelle. En tout état de cause, les facteurs comme la surpêche, la dégradation des habitats, les ruptures de connectivité, les différents types de pollution et les impacts des espèces exotiques envahissantes sont considérées comme les causes principales du déclin des amphihalins.

Les lamproies marines et les anguilles, en Europe, sur la Loire

Dans les rivières européennes, les populations de lamproies marines *Petromyzon marinus* ont diminué au cours des 30 dernières années (Hansen et al., 2016). La chute est d'autant plus impressionnante sur le bassin de la Loire et notamment sur les bassins de la Vienne et de la Creuse, où les effectifs dénombrés aux stations de comptage situées en amont sont passés d'environ 55 000 individus en 2015, à 10 000 en 2018 puis à 20 individus en 2019. En 2020, environ 34000 individus sont dénombrés mais dès 2021, ce ne sont plus que 4000 individus (Association LOGRAMI, 2022). Cette raréfaction des lamproies marines est constatée aussi sur les secteurs amont de la Loire depuis 2017. Par exemple, aucune lamproie marine n'a été observée à Decize sur la Loire depuis 2018. Les effectifs sont également très faibles sur l'Allier avec aucune lamproie depuis 2014. Compte tenu de ces signaux d'alerte forts, observés aussi sur de nombreux autres bassins versants européen, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) a classé la lamproie marine « en danger (EN) » dans sa liste rouge en 2019 en France.

L'anguille européenne, est classée en danger critique d'extinction en 2014 par l'Union internationale pour la conservation de la nature (Jacoby D & Gollock M, 2014). Cette espèce est protégée au niveau européen par un règlement anguille visant à réduire les impacts anthropiques qui menacent cette espèce afin d'atteindre l'objectif commun d'un échappement à la mer d'au moins 40 % de la biomasse d'anguilles argentées (règlement UE n° 1100/2007, Commission européenne, 2007). Plusieurs mesures ont été mises en place, dont la réduction de l'activité des pêches commerciale et de loisir, l'arrêt temporaire des turbines hydroélectriques, l'amélioration de la continuité écologique et la restauration des habitats (ICES, 2022). Mais d'autres facteurs, pourtant fréquemment cités dans les causes des déclin des espèces marines ou amphihalines,

n'ont pas ou peu été étudiés chez cette espèce. C'est le cas par exemple de la prédation des anguilles.

Intérêt du suivi de la prédation sur le bassin de la Loire

Le bassin de la Loire, en tant que plus grand bassin versant français et possédant une importante population de lamproies marines, est donc d'intérêt majeur pour cette espèce. Une étude a donc été réalisée en 2020 pour suivre leur migration de montaison génésique sur le bassin de la Vienne (Trancart, Rault, et al., 2022a), le sous-bassin-versant de la Loire où les densités de lamproies marines étaient historiquement les plus importantes. Cette étude a mis en évidence d'importantes pertes d'individus sur des linéaires de cours d'eau pourtant exempts de pêche et de barrage. Cette perte en ligne pourrait être expliquée par un fort taux de prédation des lamproies par les silures, mais cela n'a pas pu être confirmé de manière ferme et définitive.

Dans cette étude, la phase argentée des anguilles européennes a été priorisée car elle concerne les futurs géniteurs au début de leur migration génésique, et donc l'impact sur le succès reproducteur est direct et facilement appréhendable. Toujours sur la Loire, une étude a estimé la baisse de l'abondance des anguilles argentées entre 35 et 66 % sur les 32 dernières années (Bastien Bourillon et al., 2021). Seul l'impact des pêcheries professionnelles a été estimé (11 % entre 2002 et 2020). En revanche, la prédation des anguilles au stade argenté en Loire n'a pas été étudiée. Au stade anguille jaune (phase de croissance la plus longue), la prédation a longtemps été considérée comme négligeable, en raison de l'écologie de cette espèce (espèce lucifuge et utilisant des caches). Cependant, depuis l'arrivée, du silure glane *Silurus glanis* dans de nombreuses rivières d'Europe de l'Ouest, cette hypothèse devrait être à nouveau vérifiée car le silure est un prédateur potentiel des anguilles (Copp et al., 2009; Guillerault et al., 2017). De plus, la propagation du silure est susceptible de se poursuivre en raison de l'extension naturelle de l'aire de répartition du silure liée au changement climatique (Cucherousset et al., 2018), associée à des introductions volontaires, notamment pour la pêche récréative à la ligne. Ainsi, il apparaît important d'évaluer et de prendre en compte cette éventuelle pression.

1.2 Les ruptures de connectivité comme cause de déclin des amphihalins

Les impacts écologiques négatifs des ouvrages sur les poissons diadromes ont été bien documentés (Lassalle, Crouzet, & Rochard, 2009; Liermann et al., 2012; Cote et al., 2013). Les barrages ont été désignés comme l'une des plus fortes menaces, si ce n'est la plus forte, pour la biodiversité des eaux douces à l'échelle mondiale (Vörösmarty et al., 2010). L'altération de la connectivité par les ouvrages réduit la colonisation des rivières à partir des zones en aval, et les habitats appropriés en amont peuvent rester inaccessibles pour les populations diadromes (McDowall, 1998).

Une synthèse des données sur les obstructions et les caractéristiques des poissons indique que des taxons tels que les lamproies (*Lampetra* spp.), les anguilles (*Anguilla* spp.) et les aloses (*Alosa* spp.) sont particulièrement menacés (Liermann et al., 2012). Les barrages peuvent induire des blocages totaux, des effarouchements, ou bien des retards à la migration des espèces migratrices. En fonction du type d'ouvrage, des blessures ou des mortalités peuvent être aussi dues aux

barrages producteurs d'électricité. Actuellement, de nombreuses passes à poissons sont présentes sur les ouvrages pour s'approcher au maximum d'un maintien de la continuité écologique.

Les lamproies marines et les anguilles européennes sont deux migrateurs amphihalins anguilliformes. Lors de leur migration de montaison, ces espèces ont tendance à utiliser les zones à faible vitesse dans les rivières, créées par des lits de cours d'eau hydrauliquement rugueux (par exemple, Jellyman, 1977 Reid & Goodman, 2016). Pour permettre la migration de montaison de ces espèces au niveau des ouvrages, les passes à poissons doivent répondre à des critères spécifiques (Larinier et al., 1994). Les anguilles, au stade argenté, dévalent les rivières et ont à ce stade un franchissement différent, lors de forts débits. Cependant, il est à noter que même une passe à poissons adaptée aux anguilliformes ne garantit pas forcément le franchissement des lamproies marines en migration de montaison. En Irlande, seulement 8 % des lamproies marines anadromes disponibles ont franchi des déversoirs en pente modifiés avec des sections de carreaux cloutés (Rooney et al., 2015), spécifiquement conçus pour leur mode de nage et relâchées proche des ouvrages. Par conséquent, il existe des aspects de l'interaction de la lamproie avec les surfaces des passes à poissons adaptées que nous ne comprenons pas encore complètement et qui vont certainement au-delà de la seule capacité de nage (Castro-Santos, Shi, & Haro, 2017; Goodman et al., 2017; Kirk et al., 2017).

Les ouvrages sont donc un des facteurs expliquant la diminution de la population de lamproies marines (Almeida, Silva, & Quintella, 2000; Almeida, Quintella, & Dias, 2002; Quintella, Póvoa, & Almeida, 2009; Arthington et al., 2016; Silva et al., 2019), notamment les premiers obstacles rencontrés lors de leur migration de montaison. Ces individus particulièrement sensibles aux obstacles, même de faible hauteur (généralement de hauteur < 5 m) en raison notamment de leur capacité de nage relativement faible (Lucas et al., 2009), sont généralement obligées de rester en aval de ces structures mais continuent néanmoins d'essayer de les franchir (Andrade et al., 2007). De plus, les dénivellations augmentent en période de faibles précipitations (Andrade et al., 2007), et actuellement, les périodes de fortes précipitations se rarifient lors des périodes de migration des lamproies marines. Les barrages modifient également les régimes d'écoulement et peuvent atténuer les indices abiotiques (courant, température) habituellement associés aux capacités d'orientation des lamproies marines adultes durant leur migration (Hardisty, 1979; Almeida, Quintella, & Dias, 2002). La zone du seuil de Saint-Laurent-Nouan est d'ailleurs présentée comme un verrou migratoire aux lamproies marines lors de débits modérés (une lamproie sur 25 suivies a franchi le seuil) (Trancart, Rault, et al., 2022b).

L'anguille européenne au stade argenté est aussi impactée par les ouvrages, notamment hydroélectriques. Suivant les types d'ouvrage, ils peuvent causer des blessures (Bruijs & Durif, 2009), une mortalité directe (H. V Winter, Jansen, & Bruijs, 2006; Bruijs & Durif, 2009), des retards dans la migration (Behrmann-Godel & Eckmann, 2003), et entravent la migration en aval (Durif C., 2003). Les barrages qui ne sont pas équipés de turbines ont également un impact sur la migration des anguilles argentées, entraînant, par exemple, des retards dans la migration (Larinier, 2000; Larinier & Travade, 2002), voire des blessures et mortalités (Trancart et al., 2020). L'effet du seuil de Saint-Laurent-Nouan sur les anguilles argentées n'a pas encore été étudié.

1.3 Effet cumulatif et synergique entre ouvrage et prédation ?

La partie de la présente étude GLANISPOMI sur la prédation des lamproies marines sur le bassin de la Vienne a mis en évidence un taux de prédation de 88 % sur un tronçon libre et de 82 % n'ayant pas eu le temps de se reproduire. Ces lamproies marines ont été prédatées en moins de 72 heures. La zone étudiée, en Vienne et en Creuse, était bornée par deux barrages en amont, celui de Châtellerault et celui de Descartes. L'étude de ces deux ouvrages devait être complétée par ce présent volet de l'étude, concentré particulièrement sur la zone de l'ouvrage de Saint-Laurent-Nouan sur la Loire pour observer les liens entre les ouvrages et la prédation sur trois sites différents. Contrairement à l'objectif initial, la prédation très rapide en Vienne et en Creuse n'a pas permis le suivi d'un assez grand nombre d'individus jusqu'aux ouvrages à l'amont du site d'étude. Ce volet de l'étude sur la Loire représente donc la seule zone comportant un ouvrage suivi d'aussi près dans l'étude GlanisPomi. Cet ouvrage est le premier ouvrage hydraulique à la mer de la Loire. Cet ouvrage est un seuil déversant sur 200 mètres de large, équipé d'une passe à poissons en rive gauche d'une largeur de 20 mètres. La zone du seuil a été présentée comme un potentiel verrou migratoire lors de la montaison génésique des lamproies marines en 2020 lors d'un suivi en télémétrie acoustique, avec un franchissement quasiment nul (une seule lamproie a franchi le seuil sur 18 arrivées juste en aval de celui-ci) et une perte en ligne très importante (95.6 % de perte d'individus suivis sur la zone complète dont 28 % sur les 8.25 km en tronçon libre avant le seuil) (Trancart, Rault, et al., 2022b). Cette perte en ligne pourrait être expliquée par des difficultés de franchissement et/ou un fort taux de prédation des lamproies par les silures, mais cela n'a pas pu être évalué en 2020. De plus, des silures glanes sont observés en quantités importantes à l'aval immédiat du seuil de Saint-Laurent Nouan, notamment lors des épisodes migratoires de mulets porcs. Le seuil de Saint-Laurent-Nouan est donc un exemple d'ouvrage avec une certaine densité de prédateurs en aval et un franchissement de la zone connu extrêmement bas par les lamproies marines lors de débits modérés. La présente étude a donc été mise en place pour quantifier la pression de prédation des silures sur les lamproies marines sur une zone restreinte autour de ce seuil et l'effet synergique qu'il pourrait y avoir entre ces deux pressions (seuil et prédation) sur l'espèce.

Concernant les anguilles, l'étude GLANISPOMI a mis en évidence un taux de prédation de 5 % des anguilles argentées en migration de dévalaison génésique en aval du barrage de Châtellerault sur la Vienne. La qualification de ces prédatations pré ou post mortem n'a pas pu être évaluée car l'usine hydroélectrique était en fonctionnement lors de ces dévalaisons et constituait une voie de passage possible. Les anguilles ont majoritairement franchi le barrage de Châtellerault très rapidement mais un taux de mortalité dû au barrage reste possible. L'ouvrage de Saint-Laurent-Nouan constitué d'un seuil et d'une passe à poissons ne devrait induire aucune mortalité sur les anguilles dévalantes mais il peut potentiellement induire un retard et une accumulation en amont lors de ces migrations de dévalaison. Cette accumulation face à un ouvrage où de nombreux prédateurs semblent présents pourrait impliquer une pression de prédation sur les anguilles au stade argenté. La présente étude a été mise en place pour la quantifier.

Cette partie de l'étude GlanisPomi vise à connaître le taux de prédation des lamproies marines et des anguilles argentées en migration sur une zone restreinte de la Loire où est localisé le premier ouvrage à la mer, le seuil de Saint-Laurent-Nouan, comportant une passe à poissons. L'effet potentiellement synergique des pressions de prédation et des ralentissements ou accumulations pour le franchissement d'un ouvrage y est étudié.

1.4 Objectif : Etude de la prédation des lamproies marines *Petromyzon marinus* et des anguilles argentées *Anguilla anguilla* par le silure glane *Silurus glanis*, sur une zone restreinte autour d'un ouvrage

Le présent volet avait pour objectif de quantifier la prédation exercée sur les lamproies marines et les anguilles européennes au niveau d'un seuil en Loire, pendant leur phase de migration génésique.

Pour cela, un lot de 39 lamproies marines et un lot de 40 anguilles européennes ont été marqués avec des émetteurs acoustiques et relâchés sur une zone d'étude couvrant une petite partie de la Loire autour du seuil de Saint-Laurent-Nouan. La zone d'étude débutait 2,3 km en aval du seuil et 1,8 km en amont pour le suivi des lamproies, et 6,7 km en aval du seuil et 2,4 km en amont pour le suivi des anguilles. Chaque marque acoustique utilisée émettait un identifiant unique, permettant de suivre individuellement chaque individu relâché dans le milieu naturel. De plus, les marques acoustiques avaient un capteur spécial capable de réagir avec l'acidité de l'estomac d'éventuels prédateurs et donc d'identifier des événements de prédation. Grâce à un réseau de récepteurs acoustiques disposés le long du site d'étude, les individus ont été localisés lors de leur migration de montaison pour les lamproies et de dévalaison pour les anguilles. Ainsi, la prédation a pu être quantifiée, tout comme le franchissement de la zone du seuil de Saint-Laurent-Nouan.

1.5 Limitations des biais post-opératoires et comportementaux

L'étude s'est déroulée dans le cadre de l'Etablissement Utilisateur Faune Sauvage Non-Hébergée du Muséum (EU-MNHN-UAE-FSNTC, agrément A750536), validé par le comité d'éthique en expérimentation animale n°068, comité Cuvier, et autorisé par le ministère de l'enseignement supérieur, de la recherche et de l'innovation (APAFIS#28855-2021030816211708v1).

Le transport des individus a eu lieu dans des véhicules agréés, dans de grands viviers oxygénés. Les viviers étaient remplis par l'eau du milieu où ont été prélevés les individus. Le protocole chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2018), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux. La chaîne de prophylaxie a été respectée avec attention pour chaque individu. Avant la relâche des individus sur la zone d'étude, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée.

De nombreux facteurs ont été suivis en parallèle : le débit, la température, et les lieux de reproduction après les marquages des lamproies marines. Tous les résultats de ce suivi ont été présentés et discutés à l'ensemble des membres du consortium de l'étude GLANISPOMI. Les conclusions de ce rapport ont été validées par l'ensemble du consortium.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 Site d'étude

Le site d'étude a été défini en fonction des résultats de l'étude lamproie Loire menée en 2020 qui avait permis d'identifier de très faibles portées de détection en aval immédiat du seuil. Le premier récepteur acoustique en aval du seuil était donc à 1 km pour le suivi des lamproies et à 2,3 km pour le suivi des anguilles. Le réseau de récepteurs acoustiques couvrait une zone autour du seuil de Saint-Laurent-Nouan mais ne pouvait pas discriminer les différentes voies de passage des individus suivis au niveau du seuil (seuil, passe à poissons). L'efficacité réelle du dispositif de franchissement de Saint Laurent ne pouvait donc pas être évaluée avec précision. La zone d'étude couvrait un total de 4,1 km incluant le seuil de Saint-Laurent-Nouan pour le suivi des lamproies marines au printemps (2,3 km en aval et 1,8 km en amont) et un total de 9,1 km pour le suivi des anguilles en hiver (6,7 km en aval et 2,4 km en amont).



Figure 1: Localisation générale du site d'étude (a) et vue centrée sur le site de Saint-Laurent Nouan (b).

2.2 Protocole expérimental

2.2.1 Caractéristiques des récepteurs et émetteurs acoustiques utilisés

Dans cette étude, les individus ont été suivis dans le milieu naturel à l'aide d'émetteurs acoustiques implantés dans leur cavité générale (Vemco V9D-2X-69 kHz, 31.5 mm de long, 9 mm de diamètre, 5 g, 151 dB). Ces marques étaient équipées avec des capteurs de prédation, capables de détecter un événement de prédation en réagissant avec l'acidité de l'estomac des prédateurs. Pour les lamproies marines, le délai moyen inter-émissions était de 40 secondes pendant 30 jours

puis 150 secondes pendant les 30 jours suivants. Pour les anguilles, le délai moyen inter-émissions était de 60 secondes pendant 120 jours puis 90 secondes pendant les 53 jours suivants.

Les signaux acoustiques issus de ces émetteurs ont été enregistrés par des récepteurs acoustiques (Vemco VR2W-69 kHz) qui peuvent être installés dans le milieu naturel d'une manière totalement autonome pendant plus de 12 mois.

2.2.2 Localisation des récepteurs fixes

Un réseau de sept récepteurs acoustiques a été déployé sur la Loire, autour du seuil de Saint-Laurent-Nouan. Leur positionnement a été défini afin d'effectuer l'évaluation spatio-temporelle de la prédation des lamproies marines et des anguilles argentées ainsi que de suivre leur franchissement de la zone du seuil de Saint-Laurent-Nouan (**Figure 2**).

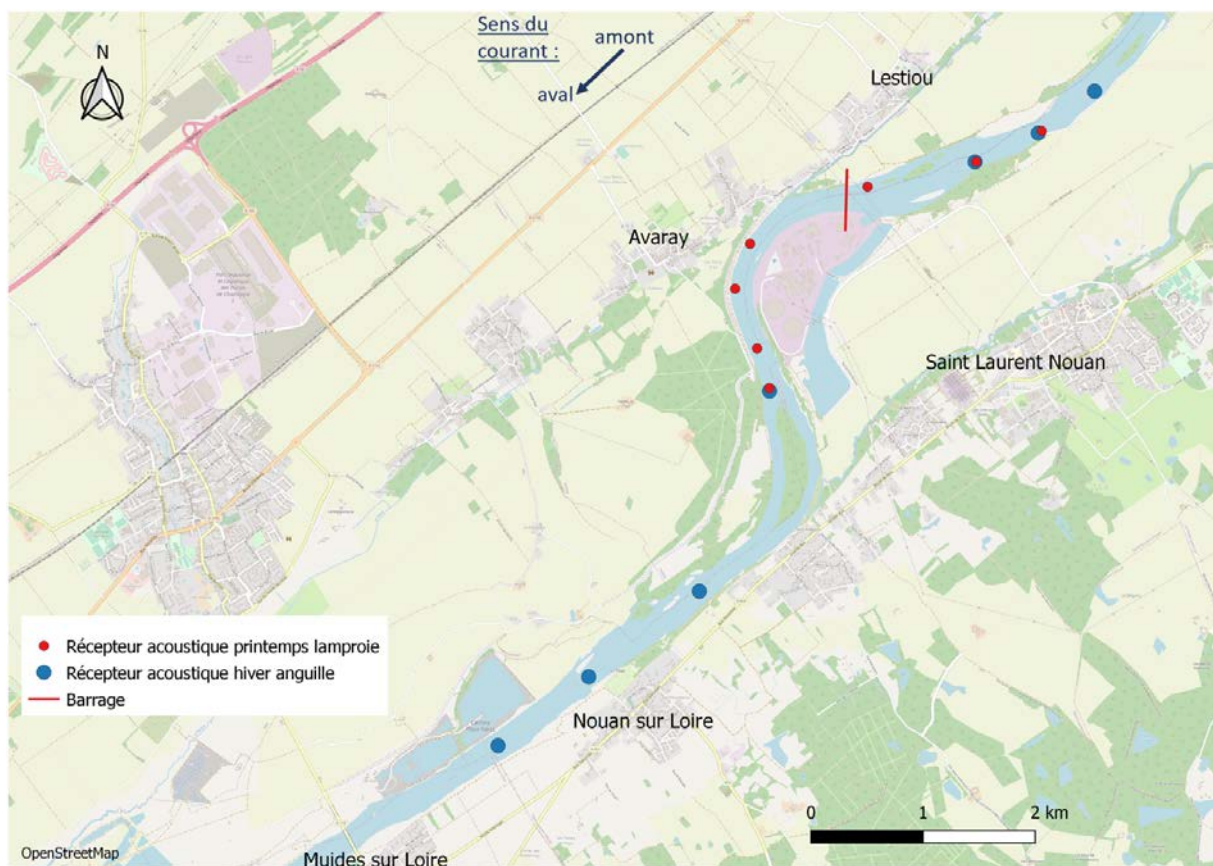


Figure 2 : Localisation des récepteurs acoustiques sur la zone d'étude Loire à Saint-Laurent-Nouan.

Les récepteurs acoustiques ont été déployés une première fois pour le suivi des lamproies marines en avril (à environ 500 m les uns des autres) et une deuxième fois pour le suivi des anguilles en décembre (à environ 1 km les uns des autres). Les anguilles dévalent en période de crue ce qui engendre des qualités de détections plus faibles à ces moments précis. La disposition des récepteurs a été de ce fait plus éloignée du seuil que pour le suivi des lamproies et les récepteurs ont été plus espacés entre eux. Des profils bathymétriques transversaux ont été réalisés pour choisir l'emplacement des récepteurs et obtenir les meilleures probabilités de réception de signaux.

2.2.3 Capture des individus

Les lamproies marines ont été capturées en aval du bassin de la Loire, en amont immédiat de Nantes, par une pêcherie professionnelle. Cette localisation très en aval a permis de collecter uniquement des individus en début de migration de reproduction, sans caractères sexuels secondaires différenciés. Les lamproies ont été capturées avec des filets trémails (34 mm), le 25 avril 2021. Ces individus ont été stabulés pour une période maximale de 48 h dans un grand vivier avec un renouvellement d'eau permanent en provenance de la Loire, au sein des locaux des pêcheurs professionnels (**Figure 3**).



Figure 3 : Vivier employé pour la stabulation des lamproies marines.

Afin d'obtenir des effectifs suffisants pour une étude scientifique de qualité, les anguilles argentées dévalantes ont été capturées aux guideaux par les pêcheries professionnelles ciblant cette espèce, en aval du bassin de la Loire, entre Nantes et Angers. Elles ont été pêchées entre le 11 et le 13 décembre. Ces individus ont ensuite été stabulés le temps d'organiser les sessions de marquage, pour une période maximale de 72 h dans des viviers immergés en Loire, au sein des bateaux des pêcheurs professionnels.

2.2.4 Transport des individus

Pour chaque session de marquage, les lamproies marines et les anguilles ont été transportées depuis le lieu de prélèvement (en amont de Nantes) jusqu'au lieu de marquage et de relâche situé à 270 km en amont pour les lamproies et 280 km en amont pour les anguilles, sur les bords de la Loire à Nouan. Ces transports ont eu lieu dans des véhicules agréés, dans de grands viviers oxygénés remplis avec l'eau du site de capture. Avant chaque transfert des individus entre différents viviers ou en rivière, la température des différents milieux a été surveillée et une acclimatation progressive a été effectuée en cas de différentiel de température supérieur à 2°C.

2.2.5 Marquage des individus

Les individus à marquer ont été sélectionnés afin d'éviter les individus présentant des pathologies, des plaies importantes. Les lamproies marines ont été aussi sélectionnées afin d'éviter des signes avancés d'une reproduction imminente (caractères sexuels secondaires : bourrelet dorsal, bourrelet anal, pseudo nageoire anale, opacité des yeux et rigidité corporelle, **Figure 4**).

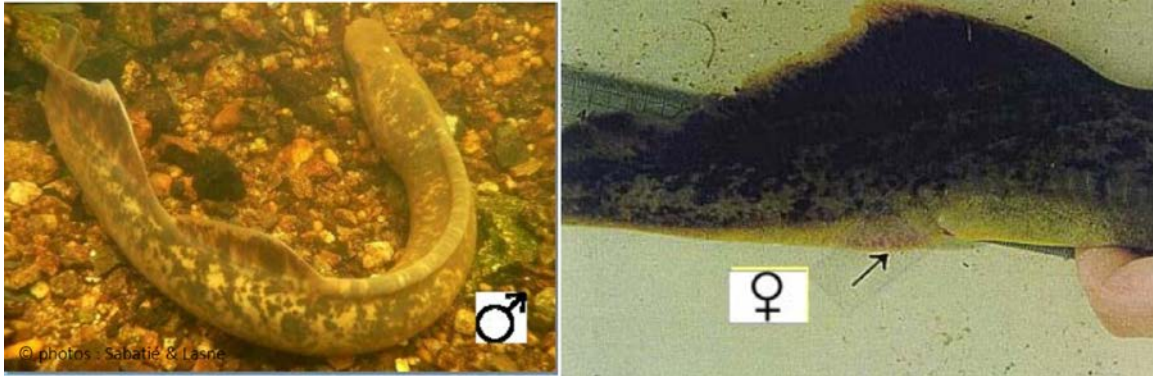


Figure 4 : Photos de caractères sexuels secondaires différenciés chez les lamproies marines (@Sabatié et Lasne).

Les lamproies marines et les anguilles européennes ainsi sélectionnées ont été marquées avec des émetteurs acoustiques placés dans la cavité péritonéale par insertion chirurgicale sous anesthésie générale (Aquacen Benzocaina, 50 mg.l⁻¹ pour les lamproies et 100 mg.l⁻¹ pour les anguilles). Les individus ont ensuite été transférés dans un bac de réveil individuel jusqu'à dissipation de tout effet de l'anesthésiant, puis transférés dans un vivier post-opératoire localisé dans la rivière, jusqu'au moment de leur relâche dans le milieu naturel. Les émetteurs utilisés ne dépassaient 2 % du poids total de l'individu marqué, comme classiquement recommandé (J. D. Winter, 1996). Le protocole chirurgical utilisé, mis au point par la station marine de Dinard, a été utilisé de nombreuses fois depuis plusieurs années (Trancart et al., 2018), avec à chaque fois une absence de mortalité et de comportements post-opératoires anormaux.

Le lot de 39 lamproies marines a été marqué et relâché le 26 avril à 20 heures, 2.5 km en aval du premier récepteur acoustique.

Les 40 anguilles argentées ont été marquées le 14 décembre. Les individus marqués ont été relâchés à deux endroits différents à l'amont du seuil et par lot de 20 individus pour éviter une accumulation d'individus marqués en amont du seuil, ce qui aurait pu entraîner une baisse notable des capacités de réception des récepteurs, à cause du phénomène de collision acoustique. Le premier lot de 20 individus a été relâché le 15 décembre à 16 h, 4 km en amont du seuil et le deuxième lot à 17 h, 7 km en amont du seuil.

2.2.6 Relève des récepteurs fixes

Les récepteurs acoustiques ont été relevés le 13 mai pour le suivi des lamproies marines et les 07 et 08 janvier 2022 pour le suivi des anguilles argentées. Les forts débits d'hiver, les importantes hauteurs d'eau et surtout les fortes turbidités ont créé des difficultés lors de la dernière relève des récepteurs acoustiques. Des recherches additionnelles ont été réalisées les 03, 17 et 18 mars 2022

pour la récupération de récepteurs acoustiques ensablés en amont du seuil. Un récepteur acoustique était encore le sujet de recherches actives en automne 2022.

2.2.7 Recherche active des émetteurs et des zones de frayères de lamproies marines

Un protocole complémentaire de recherche d'émetteurs acoustiques a été mis en place afin de retrouver d'éventuels émetteurs de lamproies marines situés hors de portée entre deux récepteurs fixes. Ces recherches actives ont eu lieu 29 jours puis 52 jours après la relâche (25 mai et 16 juin), et ont été réalisées avec une embarcation légère et deux récepteurs mobiles (Vemco VR100 et VR2W, **Figure 5**). A chaque session, l'intégralité de la zone d'étude a été prospectée en rive droite puis en rive gauche.



Figure 5 : Matériel utilisé pour le suivi acoustique mobile et le comptage de frayères : récepteur VR100 à l'avant du canoë (a), récepteur VR2W sous le flotteur en palette (b).

En parallèle, la recherche et la géolocalisation des zones de reproduction avérées (présence de nids de lamproies marines) a été effectuée. Ces zones ont été identifiées suivant des critères sédimento-morphologiques (radiers et plats courants à granulométrie grossière (Taverny & Elie, 2010), **Figure 6**). Chaque nid a été géolocalisé afin d'établir une cartographie précise des zones de reproduction.

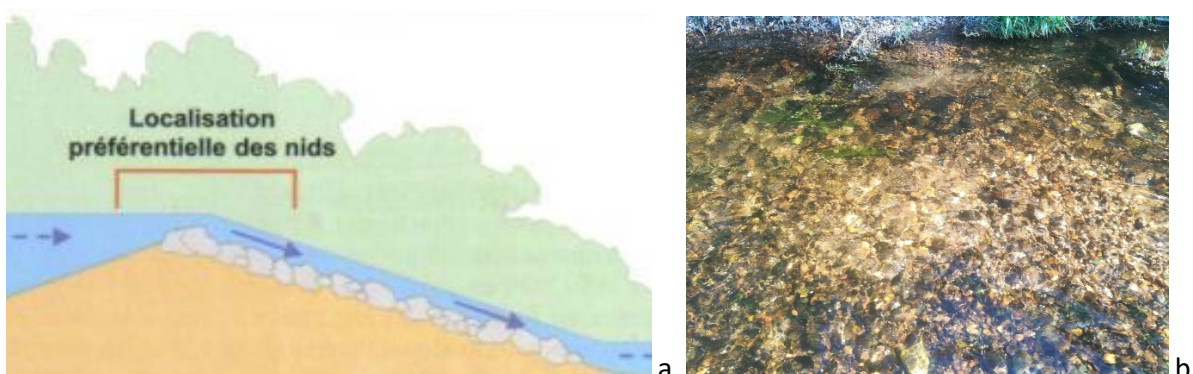


Figure 6 : Schéma de localisation des nids de lamproie (Taverny & Elie, 2010) (a) et vue d'une frayère de la Creuse observée en 2021 (b).

2.3 Analyse de données

2.3.1 Nombre d'individus prédatés

La proportion d'individus prédatés a été calculée en utilisant le nombre d'individus marqués dont la marque avec capteur de prédation a détecté un évènement de prédation, rapporté au nombre total d'individus marqués et entendus sur la zone.

2.3.2 Timing corrigé et spatialisation de la prédation

En cas d'activation d'un capteur prédation, le moment précis (jour et heure) de cette activation est enregistré et transmis par la marque acoustique. Ce moment d'activation est différent du moment exact de la prédation car le capteur va mettre un certain temps à s'activer. Ce délai varie en fonction de la proie (et donc de la quantité et du type de matière organique à digérer), du prédateur (différence de métabolisme entre espèce ou individu) et de la température de l'eau (temps de digestion négativement corrélé avec la température de l'eau). Pour les lamproies marines, un test interne réalisé avant cette étude a mis en évidence un décalage d'environ 24 h entre le moment de la prédation d'une lamproie marine adulte et le moment de l'activation du capteur dans un silure, à 20°C. Il n'existe pas d'étude spécifique sur les temps d'activation de ce genre de capteurs de prédation en ce qui concerne les anguilles prédatées par des silures. Toutefois, le temps de digestion par les silures a été mesuré dans une eau allant de 5 à 25°C, pour une alimentation et une gamme de taille des silures non précisées (Proteau & Schlumberger, 2008). Un délai d'activation comparable au temps de digestion à la température à laquelle le capteur a été activé a été pris en compte lors de l'analyse des données. Le timing corrigé d'une prédation a donc été rétrocalculé comme le moment de l'activation moins le délai d'activation à la température de l'eau lors de l'évènement de prédation.

Le moment précis (jour et heure) de l'activation d'un capteur de prédation est enregistré et transmis par la marque acoustique jusqu'à 35 jours après son activation. Passé ce délai, l'enregistrement reste bloqué à 35 jours et il ne permet plus de connaître le moment précis de l'activation.

2.3.3 Franchissement du seuil de Saint-Laurent-Nouan

Afin d'estimer le taux de **lamproies marines** ayant franchi le seuil de Saint-Laurent-Nouan, le nombre total d'individus entendus par les récepteurs en amont du seuil est rapporté au nombre total d'individus entendus par les récepteurs situés au plus proche en aval du seuil.

Pour estimer le taux de franchissement du seuil par les **anguilles**, le nombre total d'individus entendus par les récepteurs en aval du seuil est rapporté au nombre total d'individus entendus par les récepteurs en amont du seuil.

3 RESULTATS

3.1 Lamproies marines

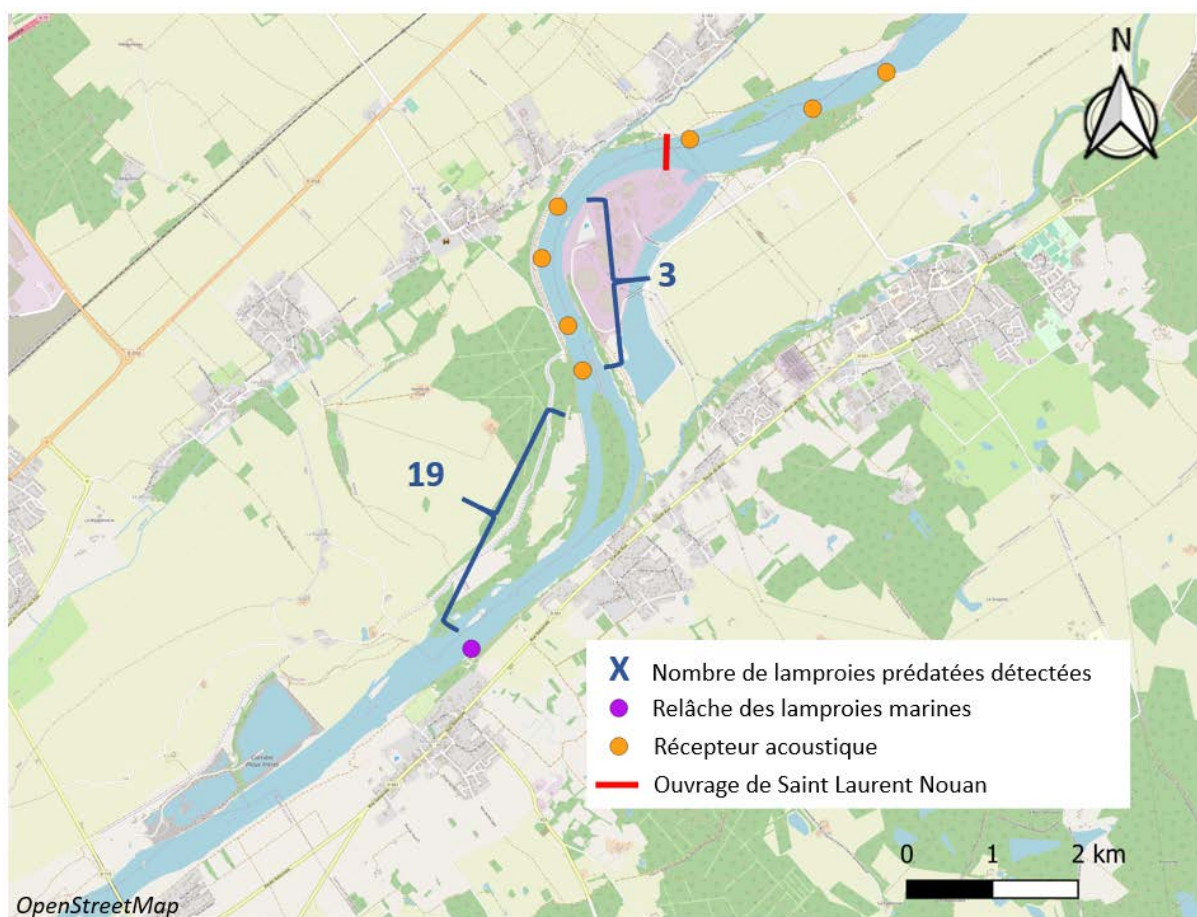
3.1.1 Franchissement

Aucune des lamproies marines marquées n'a été entendue à l'amont du seuil.

3.1.2 Prédation

Le réseau de récepteurs fixes et les recherches mobiles ont détecté **32 lamproies marines sur les 39 marquées, soit 82% de l'effectif marqué**. Sept individus marqués n'ont jamais été entendus soit 18 % des individus marqués.

Au total, les capteurs de prédation ont été activés pour **22 lamproies marines, soit 68.75 % de l'effectif détecté**. La grande majorité de ces capteurs de prédation activés ont été enregistrés lors des suivis mobiles (19 individus, soit 86 % des individus avec capteur de prédation activé), localisés entre le point de relâche des individus et le réseau de récepteurs fixes (à 2.5 km du point de relâche) (**Figure 7**).



Les trois autres capteurs de prédation activés ont été enregistrés plus en amont par les récepteurs fixes (un capteur activé entendu par des récepteurs fixes a aussi été entendu aussi lors du suivi mobile sur la même zone).

3.1.3 Timing des actes de prédation

La deuxième session de recherche active, 51 jours après la relâche, a enregistré pour la première fois **dix individus** avec leur capteur de prédation activé depuis plus de 35 jours. La donnée transmise par ces émetteurs indique donc un acte de prédation à 35 jours, soit 15.6 jours après la relâche, mais cela signifie seulement que la prédation a eu lieu il y a au moins 35 jours. (35 + 15.6 = 50.6) (**Tableau 1**).

Tableau 1 : Timing des actes de prédation des lamproies marines suivies (actes de prédation non connus notés NC).

ID	Date et heure de la relâche	Date et heure de l'activation du capteur de prédation	Nombre de jours entre la relâche et l'activation du capteur de prédation	Date et heure entre la relâche et l'acte de prédation	Jours entre la relâche et l'acte de prédation
2112	26/04/2021 20:00	28/04/2021 00:53	1.2	27/04/2021 00:53	0.2
2144	26/04/2021 20:00	28/04/2021 00:44	1.2	27/04/2021 00:44	0.2
2135	26/04/2021 20:00	28/04/2021 02:05	1.3	27/04/2021 02:05	0.3
2121	26/04/2021 20:00	28/04/2021 11:11	1.6	27/04/2021 11:11	0.6
2141	26/04/2021 20:00	28/04/2021 11:25	1.6	27/04/2021 11:25	0.6
2137	26/04/2021 20:00	28/04/2021 17:26	1.9	27/04/2021 17:26	0.9
2122	26/04/2021 20:00	29/04/2021 02:27	2.3	27/04/2021 02:27	0.3
2133	26/04/2021 20:00	29/04/2021 05:27	2.4	27/04/2021 05:27	1.4
2107	26/04/2021 20:00	29/04/2021 08:56	2.5	27/04/2021 08:56	1.5
2115	26/04/2021 20:00	29/04/2021 06:54	2.5	27/04/2021 06:54	1.5
2114	26/04/2021 20:00	29/04/2021 11:15	2.6	27/04/2021 11:15	0.6
2118	26/04/2021 20:00	30/04/2021 11:24	3.6	29/04/2021 11:24	2.6
2117	26/04/2021 20:00	12/05/2021 09:57	<15.6	11/05/2021 09:57	NC
2125	26/04/2021 20:00	12/05/2021 09:55	<15.6	11/05/2021 09:55	NC
2126	26/04/2021 20:00	12/05/2021 10:00	<15.6	11/05/2021 10:00	NC
2134	26/04/2021 20:00	12/05/2021 09:52	<15.6	11/05/2021 09:52	NC
2143	26/04/2021 20:00	12/05/2021 09:23	<15.6	11/05/2021 09:23	NC
2130	26/04/2021 20:00	12/05/2021 13:35	<15.6	11/05/2021 13:35	NC
2136	26/04/2021 20:00	12/05/2021 13:29	<15.6	11/05/2021 13:29	NC
2139	26/04/2021 20:00	12/05/2021 13:32	<15.6	11/05/2021 13:32	NC
2145	26/04/2021 20:00	12/05/2021 13:03	<15.6	11/05/2021 13:03	NC
2116	26/04/2021 20:00	12/05/2021 15:25	<15.6	11/05/2021 15:25	NC

Pour les **douze autres** individus avec capteur de prédation activé (enregistrés par le réseau de récepteurs fixes et lors de la première session de recherche active, moins de 35 jours après l'activation), le moment précis de l'activation est connu. L'acte de prédation a été calculé pour chacun d'entre eux en retranchant 24 heures à partir du moment de l'activation de l'émetteur (approximant le temps qu'un silure mettrait à digérer une lamproie marine dans une eau à 20°C).

L'acte de prédation a eu lieu pour ces douze lamproies **en moins de trois jours après leur relâche** (entre 0.2 et 2.6 jours, avec une moyenne de 0.9 jour et une médiane de 0.6 jour).

3.1.4 Temps de suivi / mouvements globaux

La majorité des individus marqués n'ont pas atteint le réseau de récepteurs fixes à 2.5 km du lieu de relâche, ce qui correspond à 67 % (26 individus dont 7 jamais détectés) de l'effectif total des individus marqués (39) et à 59 % (19 individus enregistrés prédatés lors des suivis mobiles) de l'effectif total des individus détectés (32).

Le réseau de récepteurs fixes a donc été atteint par 13 lamproies détectées dont trois individus avec leur capteur de prédation activé. Les dix individus dont le capteur de prédation ne s'est pas activé ont été suivis de 1h30 à 2 jours après leur relâche, tous en migration de montaison. Ils ont été enregistrés pour la dernière fois en aval du seuil, par les deux récepteurs les plus proches à 1 km et 1.5 km du seuil.

Les trois individus avec capteur de prédation activé ont été enregistrés par le réseau de récepteurs fixes avant que leur capteur ne s'active, parcourant la même migration de montaison que les dix individus non prédatés. Ils ont ensuite été réentendus par le réseau de récepteurs fixes 3 à 4 jours plus tard avec leur capteur activé.

3.1.5 Identifications, dénombrements et localisations des frayères sur la période d'étude

Sur les deux campagnes de recensement réalisées juste après le marquage, aucune frayère n'a été trouvée sur l'ensemble du site d'étude.

3.2 Anguilles argentées

Aucune anguille argentée marquée dans cette étude n'a été entendue par le réseau de récepteurs. Aucun suivi mobile n'a été effectué après la relâche des anguilles européennes en raison des conditions environnementales et de la zone d'étude qui auraient rendu dangereuse cette opération. Cependant, il faut noter que les récepteurs ont enregistré des émissions aux mêmes fréquences que les marques acoustiques implantées dans les anguilles, mais le nombre et la qualité de ces signaux n'ont pas permis d'atteindre le niveau minimum nécessaire à l'identification individuelle des anguilles (**Figure 8**). Pendant toute la période du suivi, les récepteurs n'ont pas enregistré d'autres émissions à ces fréquences de 69 kHz.

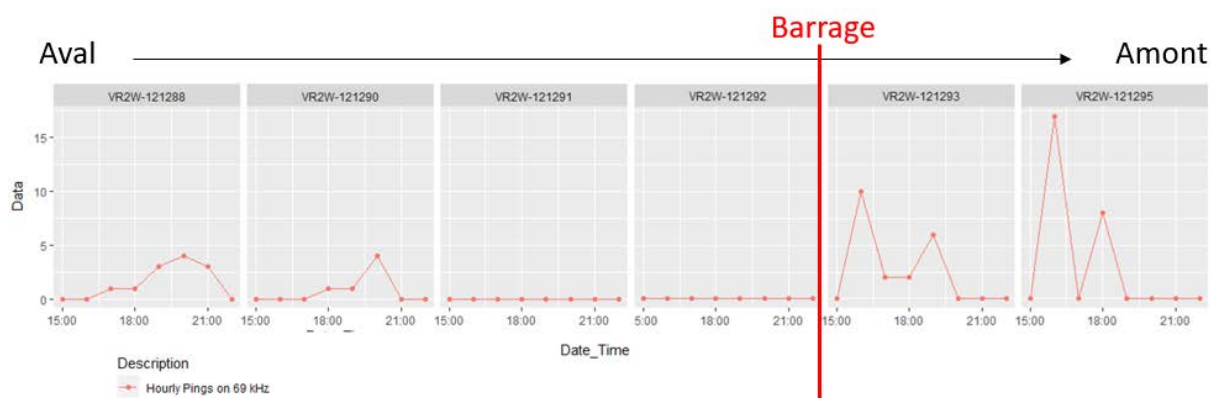


Figure 8 : Détections de pings à 69kHz sur les récepteurs acoustiques en fonction de l'heure (UTC) après la relâche des anguilles argentées.

Les récepteurs acoustiques ont enregistré un pic d'activité le jour de la relâche entre 17 heures et 20 heures en amont du seuil et entre 18 heures et 22 heures en aval de celui-ci. Le temps de dévalaison le plus long possible pourrait donc être de 5 heures (de 17 heures à 22 heures).

4 DISCUSSION

Aucune lamproie marine marquée n'a été détectée à l'amont du seuil de Saint-Laurent-Nouan lors de cette étude et un minimum de 69 % a été vraisemblablement prédaté par des silures (22/32 détectées). Pourtant, elles ont été relâchées à seulement 5 km en aval du seuil. En 2020, lors d'un suivi dans la partie aval de la Vienne, 26 % les lamproies marines marquées ont parcouru l'intégralité de la Vienne aval, soit 47 km. En 2021, lors du suivi effectué en parallèle sur la partie supérieure de la Vienne et sur la Creuse, malgré un taux de prédation très élevé (de 88 %) et très rapide (82 % de prédation en moins de 72h), 30 % des individus relâchés en Vienne aval ont quand même parcouru une distance supérieure à 7 km, et 4 % des individus ont même parcouru plus de 15 km. A Saint-Laurent-Nouan, aucun individu n'a parcouru les 5 km qui séparaient le lieu de la relâche et l'amont du seuil. La grande majorité des lamproies marines suivies sur la Loire n'ont même pas atteint le réseau de récepteurs fixes, à 2.5 km du point de relâche (59 % des individus enregistrés et 67 % des individus marqués). La seule différence notable entre les suivis en Vienne / Creuse et le suivi sur la Loire à Saint-Laurent-Nouan est la présence du seuil de Saint-Laurent-Nouan. Compte tenu de la faible distance entre la zone de relâche et le seuil, et compte tenu des pertes en lignes observées dans les études précédentes, cette absence de franchissement pose donc question.

Le seuil de Saint-Laurent-Nouan possédant un seuil déversant de 200 m de long associé à une passe à poissons en rive gauche, est théoriquement franchissable pour les lamproies marines. Il est acquis que les espèces aux modes de nage anguilliformes (comme les anguilles et les lamproies) ne bénéficient pas pleinement des passes à poissons (Hume et al., 2020). Cependant, les suivis sur la passe à poissons du barrage de Decize sur la Loire en amont de Saint-Laurent-Nouan pouvaient dénombrer certaines années plusieurs milliers de lamproies marines en migration de montaison avant 2009 (Association LOGRAMI, 2022). Cela confirme que ce seuil est bien franchissable par cette espèce. De plus, la lamproie marine est une espèce qui n'est pas réputée pour ses bonnes capacités de nage et de franchissement. Elle franchit les zones de

passage difficile en alternant des périodes d'activité de nage intense avec des périodes de repos, fixée à des structures pratiques du substrat au moyen de sa ventouse buccale (Quintella et al., 2004), ce qui engendre des vitesses de franchissement assez faibles et la rend donc facilement détectable par des récepteurs acoustiques positionnés près des barrages.

Un soin particulier avait été apporté à la pose des trois récepteurs en amont du seuil de Saint-Laurent-Nouan. Le premier, très proche du seuil (200 m) a été positionné dans une veine d'eau afin d'obtenir une profondeur importante, et dans la zone la plus calme possible auprès du seuil, en aval d'une petite île. Ces deux critères (forte profondeur et absence de bruit) garantissent une bonne portée de détection. Les deux autres récepteurs ont été beaucoup plus éloignés pour s'affranchir du bruit du seuil (à 1 km et 1.5 km), et positionnés à des profondeurs importantes, avec une vérification des profils bathymétriques latéraux au préalable. La capacité de détection sur ces deux récepteurs était donc en théorie supérieures à celle du récepteur localisé plus en aval.

Comme tenu de l'ensemble de ces éléments, il semble donc que la probabilité pour une lamproie marine de franchir le seuil de Saint-Laurent-Nouan sans être détectée par le réseau de récepteur, au moins en amont, est extrêmement faible. L'ensemble des individus a donc été en toute vraisemblance bloqué ou prélevé en aval.

La disparition des lamproies marines suivies ne peut être imputée aux pêcheries (professionnelles ou amateurs) car elles ne sont pas pratiquées sur la zone d'étude pour cette espèce.

Un arrêt (naturel ou forcé) sur une zone de frayère pourrait aussi expliquer cette absence de franchissement. Mais les recensements effectués sur l'ensemble du linéaire du tronçon suivi n'ont mis en évidence aucune zone de reproduction en 2021, ainsi qu'en 2020 lors de l'étude précédente (Trancart, Rault, et al., 2022b). En 2021, le recensement des nids de lamproies marines a pourtant été effectué à deux reprises, et en effectuant à chaque fois deux descentes pour prospecter correctement l'ensemble de la largeur de la Loire (une descente en rive gauche, une descente en rive droite). De plus, dans un rayon de 5 km autour du seuil, seules une frayère à chabot et deux frayères à brochet ont été dénombrées en 2018 par l'ONEMA (EDF/DIPDE & THEMA Environnement, 2018). En 2017, un recensement effectué par le bureau d'étude Biotope, sur une zone allant de 3.3 km en aval et 1 km à l'amont du seuil, n'a mis en évidence aucun site potentiel pour la reproduction des lamproies marines (in : EDF/DIPDE & THEMA Environnement, 2018). Enfin, comme pour l'ensemble des volets de l'étude GlanisPomi ayant trait aux lamproies marines, les individus suivis ont été sélectionnés pour ne pas présenter de caractères sexuels secondaires différenciés afin d'éviter une reproduction précoce qui aurait biaisé l'étude. ***Il semble donc extrêmement peu probable que le non-franchissement du seuil de Saint-Laurent soit lié à une reproduction naturelle en aval du seuil.***

La prédation reste donc la cause la plus probable du blocage observé sur le site de Saint-Laurent-Nouan.

Dans cette étude, 69 % des individus suivis ont été prédatés. Trois de ces individus ont été entendus sur les récepteurs fixes, successivement d'aval en amont, avant de quitter la zone des

récepteurs et de rejoindre le tronçon d'un kilomètre non suivi pour des raisons techniques à l'aval du seuil. En effet, la zone juste à l'aval du seuil, avait été suivie en 2020 et elle présentait de gros problèmes de détection, c'est pourquoi, en 2021, le premier récepteur en aval se situait à 1 km du seuil. Les trois individus arrivés dans cette zone ont ensuite été réentendus de trois à quatre jours plus tard sur ce même réseau de récepteurs fixes situé en aval du seuil, mais avec un capteur de prédation activé. Les dix-neuf autres individus prédatés n'ont même pas atteint cette zone et ont été détectés lors de suivis mobiles entre la zone de relâche et le réseau de récepteurs fixes (à moins de 2.5 km du lieu de relâche). La fiabilité des marques prédation ne peut être remise en cause car les actes de prédation, lorsqu'ils étaient calculables, ont tous eu lieu en moins de trois jours après leur relâche (en moyenne en 0.9 jour). Le délai entre relâche et prédation ainsi que l'absence de zone de frayère confirme que ces lamproies n'ont pas pu participer à la reproduction. **Le succès reproducteur est donc nul pour l'ensemble des lamproies marines prédatées, soit pour 69 % des individus suivis dans cette étude.**

Les dix individus suivis bloqués à l'aval du seuil (entre les derniers récepteurs et le seuil) et jamais réentendus ont pu eux aussi se faire prédateur et leurs émetteurs être rendus inaudibles après leur excrétion du prédateur, dans cette zone juste en aval du seuil où les conditions de détection sont très mauvaises. **Ces individus bloqués n'ont certainement pas pu non plus se reproduire.**

Les suivis mobiles et le réseau de récepteurs fixes ont permis d'observer 82 % de l'effectif marqué. Cela signifie que 18 % des individus marqués n'ont jamais été entendu, ni par le réseau de récepteur fixe ni par les recherches mobiles. Ces individus n'ont pas franchi le seuil, et ils n'ont pas non plus été enregistrés prédatés en aval. La majeure partie des observations de prédation s'est effectuée juste en aval de la zone des récepteurs située en aval du seuil. Il est possible que ces individus jamais observés aient aussi été prédatés en aval du réseau de récepteurs fixes et que les marques aient été rapidement excrétées ou rejetées, les rendant rapidement inaccessibles aux suivis mobiles en raison d'un enfouissement par les sédiments mobiles de la zone. **Pour ces individus jamais observés, il n'y a donc aucune certitude sur leur prédation, mais cela reste une hypothèse possible, voire probable au regard des résultats sur la prédation des individus suivis.**

Il est aussi possible que ces individus aient dévalé vers l'aval, en réaction de fuite liée au marquage et à la manipulation en général. Cependant, cette hypothèse, bien que possible, semble peu probable. En effet, le protocole utilisé dans cette étude est rigoureusement le même que celui employé depuis plusieurs années par les équipes du MNHN. Il a été développé en collaboration avec des spécialistes des lamproies marines, et validé par le comité d'éthique Cuvier du MNHN. Dans toutes les études réalisées avec ce protocole de marquage, les taux de reprise de la migration vers l'amont sont très élevés, par exemple 79.9 % pour un marquage en zone tidale en 2015 (Trancart et al., soumis), 91.6 % pour le marquage de la Vienne en 2020 (Trancart, Rault, et al., 2022a) et 100 % pour le marquage Vienne en 2021 (Chapitre I – « Impact de la prédation du silure glane *Silurus glanis* sur la population des lamproies marines *Petromyzon marinus* du bassin de la Vienne »), 100 % en Loire en 2022 (Etude Bellevue, données en cours de valorisation). Un effet massif du marquage amenant à un phénomène massif de dévalaison expliquant cette disparition de 18 % de l'effectif marqué semble très peu probable.

Dans tous les cas, les faciès de la zone, l'absence de nids recensés en 2020 et 2021 et la sélection des individus ne présentant pas de caractères sexuels secondaires différenciés permettent de penser que ces individus non détectés n'ont pas non plus pu se reproduire.

La population suivie reste faible avec seulement 39 individus marqués dans ce volet de l'étude. Les silures de grande taille, qui ont été suivis étudiés dans d'autres volets de l'étude (Chapitre E – « Déplacements et activité des silures glanes *Silurus glanis* (> 120 cm) dans le bassin de la Vienne »), sont visiblement opportunistes mais présentent des spécialisations saisonnières sur le bassin de la Vienne, ciblées notamment sur la lamproie marine au printemps. Cependant, que les lamproies soient abondantes ou absentes de la zone d'étude en Loire, les silures présents sur la zone n'ont très probablement pas pu remarquer spécialement les lamproies marquées en 2021 et cibler ces dernières comme proies préférentielles. Dans le cas où un faible effectif de lamproies serait présent sur la zone, cela pourrait même induire une plus faible prédation. En effet, par exemple lors du suivi des lamproies marines en Vienne, la proportion des mortalités est beaucoup plus importante lorsque l'effectif est important. La courbe de survie des individus suivis en Vienne correspond à une courbe tangentielle du nombre d'individus prédatés en fonction du linéaire parcouru, avec une fin de courbe correspondant à la résistance, traduite par une faible densité d'individus avec une plus grande chance de survie, pouvant alors parcourir plus de linéaire de cours d'eau.

Ce verrou migratoire est donc très probablement causé par une interaction synergique entre une forte prédation et la présence du seuil. Il est nécessaire de prendre en considération ces deux facteurs pour la gestion et la conservation des lamproies marines sur cette zone locale et sur les zones comparables.

Les anguilles argentées n'ont pas été enregistrées par le réseau de récepteurs acoustiques. Des individus ont, en toute vraisemblance, franchi le seuil, mais les problèmes de réception n'ont pas permis l'identification de ces individus et donc aucune analyse quantitative n'est possible. Les quelques enregistrements présentent une dévalaison de la zone entre 17 h et 22 h, juste après la relâche (effectuée ce même jour à 16h puis 17h). La présence de silures en amont de du seuil est connue, notamment identifiée lors de pêches électriques effectuées par le bureau d'étude AQUASCOP, ainsi que récemment par le bureau d'étude Fish-Pass, autour de la centrale de Saint-Laurent, où la biomasse était dominée notamment par le silure et les anguilles en amont du seuil(EDF/DIPDE & THEMA Environnement, 2018 ; Fish-Pass pour EDF, 2022). Il resterait donc intéressant de savoir s'il y a de la prédation par le silure sur ces anguilles argentées dévalantes qui semblent franchir le seuil en quelques heures.

Le matériel acoustique utilisé dans cette étude n'est sans doute pas adapté à ce type de suivi des anguilles argentées. Les récepteurs disponibles ne permettaient que de travailler à des fréquences de 69 KHz, qui sont très adaptées aux autres suivis de cette étude. Les portées de détection retrouvées lors de ce suivi d'anguilles argentées en Loire sont tout de même remarquablement basses. Les forts débits peuvent provoquer de fortes perturbations mais les zones choisies étaient pourtant les plus calmes et assez éloignées du seuil. Cette très forte perturbation du réseau de récepteur indique que le milieu est très bruyant (bruits et ou vibrations). Ce bruit ambiant très important dans toute cette zone pourrait lui aussi être un élément important à suivre pour le franchissement de la zone par les poissons migrateurs, souvent cité comme potentiel facteur de blocage de la migration des anguilles argentées (Trancart et al., 2017; Bolland et al., 2019; van

Keeken et al., 2020, 2021). Dans l'estuaire de la Rance en Bretagne, il a été émis l'hypothèse que le bruit du barrage de l'usine marémotrice bloquerait la migration des anguilles argentées, provoquant un taux de franchissement de seulement 36 %, pour une perte en ligne totale de 64 % sur 10 km, avec un effet ressenti visiblement sur plusieurs kilomètres (Trancart, Teichert, et al., 2022).

5 CONCLUSION

L'étude de la migration de montaison des lamproies marines sur le site de Saint-Laurent-Nouan a révélé (1) une absence de lamproie marquée détectée en amont du seuil, (2) un taux de prédation en aval très important et essentiellement sur le tronçon situé plusieurs kilomètres en aval du seuil et (3) un taux de non-détection d'individus marqués non négligeable.

Un phénomène de dévalaison massive qui expliquerait le fort taux d'individus marqués jamais détectés est possible mais jugé peu probable en raison des taux très élevés d'individus ayant repris leur migration dans les études portant sur le même modèle biologique, avec le même protocole scientifique.

Compte tenu des données sur ce site, ainsi que des observations de l'étude sur la Vienne et la Creuse menée en parallèle en 2021, l'hypothèse la plus probable reste qu'une part significative des non-détections et du non-franchissement soit liée à la prédation des lamproies marines par les silures sur ce site, et que cette prédation ait eu lieu avant la zone des récepteurs fixes, située en aval du seuil. En tout état de cause, ces observations semblent être liées à la synergie entre la présence du seuil et la prédation. Les conséquences sont fortes car cela entrave la migration de montaison des lamproies marines, donc l'accès à des zones de reproduction et pour conclure, diminue le stock de lamproies marines produit par la Loire.

Il est difficile d'estimer si la raréfaction des lamproies marines observée en Loire amont ces dernières années est directement liée à la problématique sur ce secteur mais il semble important de poursuivre les études sur l'impact des populations de prédateurs en Loire aval.

Il est impossible de conclure sur le comportement ou la prédation des anguilles argentées lors de leur migration de dévalaison au niveau du seuil de Saint-Laurent-Nouan car aucun individu n'a pu être identifié malgré les signaux enregistrés. Il serait nécessaire d'investiguer des études complémentaires pour connaître l'impact du silure glane sur les anguilles argentées dévalantes sur une zone restreinte autour d'un ouvrage.

6 BIBLIOGRAPHIE

Almeida, P. R., Quintella, B. R., & Dias, N. M. 2002a. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). In: E. B. Thorstad, I. A. Fleming, & T. F. Næsje, eds. Aquatic Telemetry: Proceedings of the Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe. Springer Netherlands: Dordrecht, pp. 1–8.

- Almeida, P. R., Quintella, B. R., & Dias, N. M. 2002b. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). In: E. B. Thorstad, I. A. Fleming, & T. F. Næsje, eds. *Aquatic Telemetry: Proceedings of the Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe*. Springer Netherlands: Dordrecht, pp. 1–8.
- Almeida, P. R., Silva, H. T., & Quintella, B. R. 2000. The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in river Mondego (Portugal). In: Moore & Russel, eds. *Advances in fish telemetry*. CEFAS, Lowestoft: Suffolk, pp. 99–108.
- Andrade, N. O., Quintella, B. R., Ferreira, J., Pinela, S., Póvoa, I., Pedro, S., & Almeida, P. R. 2007. Sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) spawning migration in the Vouga river basin (Portugal): poaching impact, preferential resting sites and spawning grounds. *Hydrobiologia*, 582: 121–132.
- Arthington, A. H., Dulvy, N. K., Gladstone, W., & Winfield, I. J. 2016. Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 838–857.
- Association LOGRAMI. 2022. PROGRAMME DE RECHERCHES APPLIQUEES EN FAVEUR DES POISSONS MIGRATEURS 2021. Recueil de données biologiques 2021 sur les poissons migrants du bassin Loire, 499 p.
- Bastien Bourillon, Mathieu Bodin, Anthony Acou, Laure-Sarah Virag, Thomas Trancart, Catherine Boisseau, & Eric Feunteun. 2021. Suivi et estimation du flux d'échappement des anguilles argentées de la Loire fluviale de 2002 à 2020.
- Behrmann-Godel, J., & Eckmann, R. 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 196–202.
- Bolland, J. D., Murphy, L. A., Stanford, R. J., Angelopoulos, N. V., Baker, N. J., Wrigh, R. M., Reeds, J. D., & Cows, I. G. 2019. Direct and indirect impacts of pumping station operation on downstream migration of critically endangered European eel. *Fisheries management and ecology*, v. 26: 76-85–2019 v.26 no.1.
- Brujjs, M. C. M., & Durif, C. M. F. 2009a. Silver Eel Migration and Behaviour. *Spawning Migration of the European Eel*, 65–95.
- Brujjs, M. C. M., & Durif, C. M. F. 2009b. Silver eel migration and behaviour. In: *Spawning Migration of the European Eel: Reproduction index, a useful tool for conservation management*. Springer: pp. 75–95.
- Castro-Santos, T., Shi, X., & Haro, A. 2017. Migratory behavior of adult sea lamprey and cumulative passage performance through four fishways. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74: 790–800.
- Copp, G. H., Robert Britton, J., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakenas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges*. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.

- Cote, D., Gregory, R. S., Morris, C. J., Newton, B. H., & Schneider, D. C. 2013. Elevated habitat quality reduces variance in fish community composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 440: 22–28.
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. 2018. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 177–190.
- Durif C. 2003. La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* : caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles (Thèse de doctorat). Université de Toulouse III.
- EDF/DIPDE, & THEMA Environnement. 2018. Dossier de demande d'autorisation environnementale unique de curage des ouvrages de prises d'eau du CNPE de Saint-Laurent-Des-Eaux.
- FISH-PASS. 2022. Suivi du peuplement piscicole de la Loire - Site d'implantation du CNPE de Saint-Laurent-des-Eaux pour EDF, 69 p
- Goodman, D. H., Reid, S. B., Reyes, R. C., Wu, B. J., & Bridges, B. B. 2017. Screen Efficiency and Implications for Losses of Lamprey *Macrophthalmia* at California's Largest Water Diversions. *Changed publisher: Wiley*, 37: 30–40.
- Guillerault, N., Bouletreau, S., Iribar, A., Valentini, A., & Santoul, F. 2017. Application of DNA metabarcoding on faeces to identify European catfish *Silurus glanis* diet. *Wiley Online Library*, 90: 2214–2219.
- Hansen, M., Madenjian, C. P., Slade, J. W., Steeves, T. B., Almeida, P., & Quintella, B. 2016. Population ecology of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) as an invasive species in the Laurentian Great Lakes and an imperiled species in Europe. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26: 509–535.
- Hardisty, M. W. 1979. *Biology of the cyclostomes* / M. W. Hardisty. London : New York: Chapman and Hall ; distributed by Halsted Press.
- Hume, J. B., Lucas, M. C., Reinhardt, U., Hrodey, P. J., & Wagner, C. M. 2020. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) transit of a ramp equipped with studded substrate: Implications for fish passage and invasive species control. *Ecological Engineering*, 155: 105957.
- ICES. 2022. EU request for technical evaluation of the Eel Management Plan progress reports.
- Jacoby D, & Gollock M. 2014. *Anguilla anguilla* (European Eel).
- Jellyman, D. J. 1977. Invasion of a New Zealand freshwater stream by glass-eels of two *Anguilla* spp. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 11: 193–209.
- Kappel, C. V. 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 275–282.
- Kirk, M., Caudill, C., Syms, J., Engineering, D. T.-E., & 2017, undefined. 2017. Context-dependent responses to turbulence for an anguilliform swimming fish, Pacific lamprey, during passage of an experimental vertical-slot weir. *Elsevier*.

- Larinier, M., Porcher, J., Travade, F., & Gosset, C. 1994. Passes à poissons : expertise, conception des ouvrages de franchissement. CSP.
- Larinier, M. 2000. Dams in Fish Migration. In: G. Berkamp McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., Acreman, M., ed. Dams, ecosystem functions and environmental restoration (Vol. Thematic R). Cape Town, pp. 1–23.
- Larinier, M., Porcher, J., Travade, F., & Gosset, C. 1994. Passes à poissons : expertise, conception des ouvrages de franchissement. CSP.
- Larinier, M., & Travade, F. 2002. Downstream migration: Problems and facilities. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 181–207.
- Lassalle, G., Crouzet, P., & Rochard, E. 2009. Modelling the current distribution of European diadromous fishes: an approach integrating regional anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, 54: 587–606.
- Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., & Ng, R. Y. 2012. Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. *BioScience*, 62: 539–548.
- Limburg, K. E., & Waldman, J. R. 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *Bioscience*, 59: 955–965.
- Lucas, M. C., Bubb, D. H., Jang, M. H., Ha, K., & Masters, J. E. G. 2009. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biology*, 54: 621–634.
- McDowall, R. 1998. Fighting the flow: downstream-upstream linkages in the ecology of diadromous fish faunas in West Coast New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 40: 111–122.
- Proteau, J.-P., & Schlumberger, O. 2008. Le silure glane : Biologie, écologie, élevage. Versailles: Éditions Quae.
- Quintella, B. R., Andrade, N. O., Koed, A., & Almeida, P. R. 2004. Behavioural patterns of sea lampreys' spawning migration through difficult passage areas, studied by electromyogram telemetry. *Journal of Fish Biology*, 65: 961–972.
- Quintella, B. R., Póvoa, I., & Almeida, P. R. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 46–54.
- Reid, S. B., & Goodman, D. H. 2016. Free-swimming speeds and behavior in adult Pacific Lamprey, *Entosphenus tridentatus*. *Environmental Biology of Fishes*, 99: 969–974.
- Rooney, S. M., Wightman, G., O'Conchuir, R., & King, J. J. 2015. Behaviour of sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) at man-made obstacles during upriver spawning migration: use of telemetry to assess efficacy of weir modifications for improved passage. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 115B: 125–136.
- Silva, S., Barca, S., Vieira-Lanero, R., & Cobo, F. 2019. Upstream migration of the anadromous sea lamprey (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in a highly impounded river: Impact of low-head obstacles and fisheries. *AQUATIC CONSERVATION-MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS*, 29: 389–396.

- Taverny, C., & Elie, P. 2010. Les lamproies en Europe de l'Ouest: Écophases, espèces et habitats.
- Trancart, T., Carpentier, A., Acou, A., Charrier, F., Mazel, V., Danet, V., & Feunteun, É. 2020. When "safe" dams kill: Analyzing combination of impacts of overflow dams on the migration of silver eels. *Ecological Engineering*, 145: 105741.
- Trancart, T., Feunteun, E., Danet, V., Carpentier, A., Mazel, V., Charrier, F., Druet, M., & Acou, A. 2017. Migration behaviour and escapement of European silver eels from a large lake and wetland system subject to water level management (Grand-Lieu Lake, France): New insights from regulated acoustic telemetry data. *Ecology of Freshwater Fish*, 1–10.
- Trancart, T., Rault, P., Robin, E., Lamoureux, J., Jugé, P., Acou, A., Carpentier, A., Teichert, N., & Feunteun, E. 2022a. Etude de la migration de reproduction des lamproies marines sur le bassin de la Loire 2020-2021 : Dispersion des géniteurs et analyse du comportement de migration et de reproduction sur le bassin de la Vienne. Dinard.
- Trancart, T., Rault, P., Robin, E., Lamoureux, J., Jugé, P., Acou, A., Carpentier, A., Teichert, N., & Feunteun, E. 2022b. Etude de la migration de reproduction des lamproies marines sur le bassin de la Loire 2020-2021 : Evaluation de l'impact du barrage et de la prédation par le Silure glane sur le site de Saint-Laurent Nouan.
- Trancart, T., Teichert, N., Lamoureux, J., Gharnit, E., Acou, A., de Oliveira, E., Roy, R., & Feunteun, E. 2022. A possible strong impact of tidal power plant on silver eels' migration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 278: 108116.
- Trancart, T., Tétard, S., Acou, A., Feunteun, E., Schaeffer, F., & de Oliveira, E. 2018. Silver eel downstream migration in the River Rhine, route choice, and its impacts on escapement: A 6-year telemetry study in a highly anthropized system. *Ecological Engineering*, 123: 202–211.
- van Keeken, O. A., van Hal, R., Volken Winter, H., Tulp, I., & Griffioen, A. B. 2020. Behavioural responses of eel (*Anguilla anguilla*) approaching a large pumping station with trash rack using an acoustic camera (DIDSON). *Fisheries Management and Ecology*, 27: 464–471.
- van Keeken, O. A., van Hal, R., Winter, H. V., Wilkes, T., & Griffioen, A. B. 2021. Migration of silver eel, *Anguilla anguilla*, through three water pumping stations in The Netherlands. *Fisheries Management and Ecology*, 28: 76–90.
- Verhelst, P., Reubens, J., Buysse, D., Goethals, P., Van Wichelen, J., & Moens, T. 2021. Toward a roadmap for diadromous fish conservation: the Big Five considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19: 396–403.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 2010 467:7315, 467: 555–561.
- Waldman, J. R., & Quinn, T. P. 2023. North American diadromous fishes: Drivers of decline and potential for recovery in the Anthropocene. *Science Advances*, 8: eab15486.
- Winter, J. D. 1996. Underwater biotelemetry. In: and D. L. J. L. A. Nielsen, ed. *Fisheries techniques*. American fisheries Society: Bethesda, MD., pp. 555–590.

Winter, H. V, Jansen, H. M., & Bruijs, M. C. M. 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 221–228.



Conclusions générales

GLANISPOMI :

Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire

Auteurs : Thomas TRANCART¹, Alexandre CARPENTIER², Nils TEICHERT¹, Catherine BOISNEAU³, Emma ROBIN¹, Eric FEUNTEUN¹

Affiliations :

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle

² Université de Rennes 1

³ Université de Tours

2023

Groupe d'étude du projet « GLANISPOMI 2021 »

Cette étude est financée par :



Et réalisée par le groupe d'étude :



Ce chapitre du rapport GlanisPoMi doit être cité comme tel :

Trancart, T., Carpentier, A., Teichert, N., Boisneau, C., Robin, E., Feunteun, E., 2023. Conclusions générale, in: Trancart, T., Robin, E., Feunteun, E. (Eds.), GlanisPoMi : Etude globale de la prédation des migrateurs amphihalins par les silures (*Silurus glanis*) sur le bassin de la Loire. MNHN - Rapport d'étude du Muséum National d'Histoire Naturelle.

L'étude GlanisPoMi aura permis, nous l'espérons, de combler certaines lacunes et à apporter des faits nouveaux dans la connaissance sur le silure, en lien entre autre avec l'estimation des densités de population sur le site, les stratégies d'utilisation des habitats par l'espèce ainsi que ses relations trophiques avec le reste de l'écosystème.

Ainsi, dans le volet sur l'estimation des densités, plusieurs avancées ont été réalisées.

Les orthophotos apparaissent comme un outil encore à développer. Les tas de bois sont des habitats de repos privilégiés pour les silures. Enfin, les densités de silures fluctuent selon les saisons.

L'étude s'est ensuite focalisée sur le fonctionnement des populations de silures sur le bassin de la Loire.

A grande échelle, l'analyse de la composition microchimique des otolithes des silures a permis de mettre en évidence des variations significatives au cours de la vie des individus en lien probable avec des changements d'habitats mais qu'il conviendrait de confirmer par une analyse spatio-temporelle de la composition microchimique de l'eau plus fine.

Les grandes tendances suggèrent une dispersion plus importante des jeunes stades. Les grands silures auraient un comportement plus sédentaire qu'il ne serait pas ailleurs pas lié à leur stratégie trophique (i.e. les individus ayant consommés des amphihalins ne sont pas plus mobiles que les autres).

A une échelle plus réduite, au niveau des rivières Vienne et Creuse, l'étude s'est avant tout focalisée sur les silures de grande taille (> 120 cm).

Le suivi télémétrique de 38 individus a montré des mouvements de faible amplitude, entraînant une dispersion sur le site limitée et des densités pouvant être localement importantes.

Bien que limitées, des variations saisonnières ont été mises en évidence au niveau des densités d'individus. Ainsi, si certains sites restent attractifs toute l'année, une majorité d'entre eux ont présenté une différenciation saisonnière, les silures étant en plus fortes densités lors du printemps et l'été (jusqu'à août) que lors du reste de l'année (à partir de septembre). Cette variabilité pourrait être expliquée par des déplacements d'ordre trophique (déplacement vers les frayères à lamproies et à aloses au printemps par exemple) ou pour la reproduction (déplacement vers les sites de reproduction en été).

Il ressort aussi que même si les mouvements des individus suivis semblent diminuer en hiver, il n'est pas possible de parler stricto sensu d'hivernation car les individus gardent un certain niveau d'activité (observé via les données d'accélération) pendant toute cette période.

Des mouvements d'individus en dehors de la zone d'étude ont également été observés. Ces phénomènes de dispersion, s'ils devaient être effectués par l'ensemble de la population locale avec le même ordre de grandeur que sur la population suivie, pourraient avoir un effet local important.

L'étude s'est ensuite concentrée sur les silures de taille inférieure (< 100 cm) dans le bassin de la Vienne.

Nos résultats montrent que des silures de petite taille sont susceptibles d'avoir été la proie d'individus plus grands, avec toutefois une possibilité de biais technique. Cette prédation, si elle est réelle, est

cependant limitée (< 10 %) et concerne uniquement les plus petits des individus marqués (de 40 à 50 cm). Même limitée aux plus jeunes individus, une prédation de cet ordre de grandeur pourrait cependant représenter un facteur de régulation non négligeable, à prendre en compte dans le cadre d'étude sur la dynamique des populations de l'espèce.

Ces silures de petite taille ont aussi montré des déplacements de faible amplitude, avec des taux de sédentarité élevés, suggérant au moins à ce stade une compétition intraspécifique limitée pour les ressources trophiques et l'utilisation de l'espace.

Enfin, un dernier chapitre de ce volet s'est concentré sur le métabolisme des silures.

Ce travail préliminaire montre des résultats intéressants mais sur un nombre trop réduit de mesures. Il ouvre cependant la voie pour poursuivre sur la question de l'estimation du métabolisme en milieu naturel notamment grâce aux capteurs d'accélération en télémétrie. A terme, cette méthode pourrait permettre l'estimation des besoins énergétiques et donc de nourriture nécessaire par unité de temps et par unité de poids de silure.

Pour finir, l'attention a été portée sur les relations trophiques entre les silures et les autres espèces, notamment les espèces amphihalines.

Le premier chapitre visait à décrire le régime alimentaire et les conditions physiologiques des silures et renseigner sur d'éventuelles différences spatio-temporelles.

Dans ce chapitre, l'étude du régime alimentaire et de la condition physiologique des silures de Loire amont, Vienne et Creuse a montré que l'espèce semble consommer un large spectre de proies selon la taille des individus (< ou > 120 cm), indépendamment du site de prélèvement

Une partie des individus de taille supérieure à 120 cm semble profiter de l'arrivée des lamproies marines au printemps, observations confirmées à la fois sur la base des contenus stomacaux et de l'observation de signatures biochimiques marines dans les tissus des silures (isotopes stables).

La condition physiologique des silures, si elle ne varie pas avec la taille, est dépendante de la saison en lien potentiel avec le cycle de reproduction et l'éventuel bénéfice des apports de ces sources marines notamment au printemps.

Le second chapitre visait à quantifier l'impact de la prédation du silure sur la population des lamproies marines du bassin de la Vienne

Notre étude a démontré que 82 % des lamproies marines suivies en 2021 ont été prédatées avant d'avoir pu se reproduire (valeur minimum).

Malgré un protocole actualisé avec une relâche des individus proche des sites de frayère, la prédation au niveau des ouvrages de Châtellerault et de Descartes n'a pas pu être évaluée car trop peu d'individus ont franchi l'ouvrage.

Les conditions hydrologiques particulières en 2021 et notamment un fort étiage sont désormais la norme sur le Vienne et laissent à penser que cette étude reste représentative du fonctionnement actuel du bassin.

L'absence de homing chez cette espèce en lien avec son caractère panmictique, associés à un cycle de vie où la durée des phases larvaires et marines est variable, sont probablement les principaux facteurs permettant le maintien actuel de l'espèce sur le site, mais pour une durée indéterminée.

Le même protocole a ensuite été appliqué pour étudier la prédation lors de la migration de dévalaison des anguilles argentées sur le bassin de la Vienne

Cette étude fait apparaître une possible mais faible (< 10 %) prédation des anguilles argentées lors de leur migration de dévalaison au niveau des ouvrages rencontrés.

Il est cependant impossible de déterminer si cette prédation a eu lieu sur des individus vivants, et non sur des individus morts ou moribonds en lien avec un passage à travers des turbines.

En revanche, la prédation sur tronçons libres ne semble pas du tout significative. La vitesse élevée de déplacement ainsi que des conditions environnementales favorables (limitant notamment les arrêts migratoires) lors de la dévalaison des anguilles argentées pourraient être les facteurs qui limitent une éventuelle prédation.

Seules les anguilles argentées ont été étudiées dans cette étude. Il conviendrait donc, pour assurer une vision exhaustive de l'impact du silure sur l'anguille, d'étudier aussi la potentielle prédation des silures sur les anguilles jaunes et sur les anguillettes.

Enfin, l'effet synergique éventuel entre la présence d'un ouvrage et le niveau de prédation des lamproies marines et des anguilles argentées par le silure a été recherché au niveau du barrage de Saint-Laurent Nouan.

L'étude des migrations de montaison génésique des lamproies marines sur cette zone restreinte autour d'un ouvrage a montré une perte s'élevant à 100 % des individus au bout de 5 km, contre 30 % des individus suivis à 7 km et 4 % à plus de 15 km sur un tronçon de rivière libre d'obstacle.

Le taux de prédation évaluée grâce aux marques à capteurs de prédation est particulièrement fort et rapide (69 % des individus suivis tous prédatés en moins de trois jours). Ce taux est par ailleurs minimum avec de fortes présomptions pour l'ensemble du reste des individus marqués. La conjonction du seuil et de la prédation sur cette petite zone de Loire représenterait donc un réel blocage pour l'espèce.

La zone de Saint-Laurent-Nouan est trop bruyante pour le matériel employé pour l'étude et n'a pas permis d'évaluer la prédation sur les anguilles argentées dévalantes qui effectuent leur migration lors des crues hivernales. Cependant les quelques détections enregistrées posent l'hypothèse d'un retardement possible du passage des anguilles et donc implique la nécessité d'étudier plus finement cette problématique.



Etude GlanisPoMi – MNHN - 2023