



**HAL**  
open science

# Suivi temporel de l'écologie trophique du silure glane et de l'anguille européenne dans un canal de drainage en Camargue. Analyses isotopiques de janvier 2017 à janvier 2019

Camille Musseau, Pascal Contournet, Stephane Mutel, S Nahon, Delphine Nicolas

## ► To cite this version:

Camille Musseau, Pascal Contournet, Stephane Mutel, S Nahon, Delphine Nicolas. Suivi temporel de l'écologie trophique du silure glane et de l'anguille européenne dans un canal de drainage en Camargue. Analyses isotopiques de janvier 2017 à janvier 2019. Convention de subvention OFB, Rapport final, Tour du Valat. 2024. hal-04725098

**HAL Id: hal-04725098**

**<https://hal.science/hal-04725098v1>**

Submitted on 8 Oct 2024

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

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

## Suivi temporel de l'écologie trophique du silure glane et de l'anguille européenne dans un canal de drainage en Camargue

Analyses isotopiques de janvier 2017 à janvier 2019

Rapport final – 2024



# Suivi temporel de l'écologie trophique du silure glane et de l'anguille européenne dans un canal de drainage en Camargue

Analyses isotopiques de janvier 2017 à janvier 2019

Rapport final – 2024

Maître d'ouvrage



Financement externe



Contributeurs :

- Conception du projet : Camille Musseau (IGB / Berlin) et Delphine Nicolas
- Echantillonnage et prélèvements : Pascal Contournet, Florian Leborne, Dorian Milesi, Stéphane Mutel
- Analyse des données : Camille Musseau (IGB / Berlin), Stéphane Mutel et Delphine Nicolas
- Rédaction : Delphine Nicolas, Camille L. Musseau (IGB / Berlin) et Sarah Nahon (INRAE MARBEC / Sète)

Musseau, C., Contournet, P., Mutel, S., Nahon, S., Nicolas, D. (2024). Suivi temporel de l'écologie trophique du silure glane et de l'anguille européenne dans un canal de drainage en Camargue. Analyses isotopiques de janvier 2017 à janvier 2019. Convention de subvention OFB, Rapport final, Tour du Valat.

## Table des matières

Résumé .....	4
Mots-clés.....	4
Avant-propos .....	5
1. Introduction .....	6
2. Méthodologie.....	8
2.1. Site de l'étude .....	8
2.2. Echantillonnage.....	9
2.3. Analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote .....	11
2.4. Analyses statistiques.....	12
2.4.1. Variabilité des signatures isotopiques du silure glane.....	12
2.4.2. Positions trophiques du silure glane.....	12
2.4.3. Niches isotopiques du silure glane et de l'anguille européenne .....	12
2.4.4. Modèles de mélange et reconstruction du régime alimentaire .....	13
3. Résultats.....	13
3.1. Variabilité de la position trophique du silure glane.....	13
3.2. Chevauchement des niches isotopiques entre silures et anguilles .....	17
3.3. Composition du régime alimentaire .....	19
4. Discussion.....	21
4.1. Plasticité trophique du silure glane .....	21
4.2. Compétition trophique entre le silure et l'anguille européenne .....	24
4.3. Conclusion.....	25
Références .....	26
Annexes.....	31
Annexe 1 : Récapitulatif des échantillons prélevés pour les proies .....	31
Annexe 2 : Biomasse du silure glane, de l'anguille européenne et de leurs proies .....	36

## RESUME

Le silure glane (*Silurus glanis*) est un top prédateur introduit dans de nombreux cours d'eau et lacs français à des fins récréatives depuis les années 1970. L'introduction de ce prédateur opportuniste de grande taille, ayant un très large spectre de proies, soulève des questions quant à son impact sur les espèces natives. Cette étude examine le régime alimentaire et les interactions trophiques du silure glane dans un canal du sud de la France, en particulier avec un autre top prédateur, l'anguille européenne, une espèce native et en danger critique d'extinction (*Anguilla anguilla*). Durant deux années consécutives (de janvier 2017 à janvier 2019), ces deux espèces et leurs proies potentielles, notamment les écrevisses de Louisiane, les poissons d'eau douce et les poissons saumâtres, ont été échantillonnées à chaque saison. Les tissus des prédateurs et des proies potentielles ont été échantillonnés afin d'étudier le réseau trophique grâce aux analyses des isotopes stables du carbone ( $\delta^{13}\text{C}$ ) et de l'azote ( $\delta^{15}\text{N}$ ). La variabilité saisonnière des niches isotopiques (tailles et chevauchements) et des régimes alimentaires du silure et de l'anguille ont été particulièrement étudiés. L'utilisation de modèles de mélange bayésiens ont été utilisés pour estimer les quantités relatives de proies consommées. Les résultats de cette étude mettent en évidence une forte variabilité saisonnière et ontogéniques pour le régime alimentaire du silure. Les plus grands individus consomment plus d'espèces de poissons saumâtres. Une forte compétition intra-spécifique, c'est-à-dire entre les classes de taille (<30 cm ; 31-50 cm ; 51-80 cm et >80 cm), a été observée. A ce stade, cette étude ne montre pas un effet de prédation significatif du silure sur l'anguille européenne. Un chevauchement de niche substantiel (> 80%) indique que les deux prédateurs consomment souvent préférentiellement les mêmes proies, en particulier l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*). Notre étude souligne l'importance de comprendre les interactions trophiques intra- et inter-spécifiques sur le long terme pour mieux prédire les répercussions de l'introduction de nouvelles espèces.

## MOTS-CLES

Silure glane – *Silurus glanis* ; Anguille européenne - *Anguilla anguilla* ; isotopie ; niche isotopique ; canal méditerranéen

## AVANT-PROPOS

Les objectifs de la présente étude visaient à caractériser, à l'aide d'analyses isotopiques, les régimes trophiques de deux top-prédateurs opportunistes, le silure glane et l'anguille européenne, au cours d'une année complète au sein d'un canal de drainage en Camargue. Des prélèvements de tissus sur l'ensemble des proies potentielles ont été réalisés tous les 3 mois (janvier, avril, juillet et octobre) de janvier 2017 à janvier 2019. Les anguilles et les silures ont été échantillonnés en continu durant toute cette période. Initialement, ce projet avait pour but de comparer deux portions du canal, l'une où le silure était régulé - de 2009 à 2018 - avec un effort de pêche conséquent et quasi-constant (à l'aide de verveux et de filets maillants), et une autre, située en aval de la première, sans régulation de silure. Les effets de la régulation du silure n'ont pas permis de constater de différences majeures entre les deux secteurs, certainement trop proches pour permettre de dissocier le potentiel effet de la régulation (qui fut donc maintenu pendant la majeure partie de cette étude). D'autres variables environnementales, notamment liées aux conditions hydrologiques et physico-chimiques, peuvent également expliquer des différences entre les deux secteurs ciblés (et notamment du point de vue de la salinité). Dans le présent rapport, les aspects de régulation du silure n'ont pas été étudiés.

Du 3 avril au 28 septembre 2018, Stéphane Mutel (Université de Tours, Ecole Polytechnique IMACOF) a fait son stage de Master 2, intitulé « Etude de la variabilité temporelle de l'écologie trophique du silure glane et de l'anguille européenne dans un canal de drainage en Camargue ». Il a réalisé une analyse exploratoire des échantillons récoltés entre janvier et octobre 2017. Il a produit un rapport de stage, un poster et une présentation orale (fournis avec ce rapport d'avancement). Ce stage s'est déroulé durant 3 mois à la Tour du Valat et durant 3 mois à l'IGB à Berlin. Un voyage aller-retour a été financé dans le cadre de la convention (260 €).

Initialement, la récolte des échantillons aurait dû se dérouler uniquement pendant l'année 2017. La récolte des échantillons sur l'année 2018 s'est poursuivie, étant donné que (i) l'année 2017 fut une année spécialement sèche, avec des niveaux du canal longtemps très bas surtout pendant l'automne, tandis que l'année 2018 s'est avérée plus humide, permettant de comparer l'évolution des régimes trophiques dans des conditions inter-annuelles contrastées; (ii) le stade « jeune anguille » n'a pas été prélevé en 2017 alors qu'il peut s'agir d'une proie importante pour les silures, et notamment pour les plus jeunes ; (iii) aucune anguille n'a été capturée durant la période de juin à août, ce qui peut induire un biais de non-consommation de l'anguille par le silure pendant cette période.

## 1. INTRODUCTION

Les invasions biologiques figurent parmi les cinq principales causes du déclin de la biodiversité (IPBES, 2019). Les introductions de nouvelles espèces de poissons d'eau douce sont particulièrement courantes, que ce soit par des lâchers accidentels d'espèces ornementales, les échappements issues de l'aquaculture ou le lâcher intentionnel à des fins récréatives (Bernery et al., 2022; Dickey et al., 2023). L'introduction d'espèces non natives peut engendrer des modifications de niche écologique chez les populations natives (Bohn & Amundsen, 2001), des modifications génétiques et phénotypiques (Zaccara et al., 2021), une diminution de la condition physique individuelle (Irons et al., 2007), des altérations dans les réseaux trophiques (Sagouis et al., 2015), et des perturbations des cycles biogéochimiques (Flood et al., 2020).

Le silure glane (*Silurus glanis*) est un top prédateur de grande taille qui a été délibérément introduit à des fins récréatives dans la plupart des pays d'Europe occidentale et méridionale à partir des années 1960 (Copp et al., 2009; Cucherousset et al., 2018). Le silure glane est une espèce de grande taille (pouvant atteindre plus de 2,7 m, Boulêtreau & Santoul, 2016) et un prédateur généraliste et opportuniste (Vejřík et al., 2017). Son régime alimentaire comprend des crustacés (Martino et al., 2011), des mollusques (Conéjéro et al., 2020), des oiseaux terrestres et aquatiques (Cucherousset, Boulêtreau, et al., 2012 ; Milardi et al., 2022), des mammifères (Syväranta et al., 2010) et des poissons (Guillerault et al., 2017; Syväranta et al., 2010; Vagnon et al., 2022). Parmi les espèces de poissons migrateurs, des analyses génétiques effectuées sur des fécès, des analyses de contenus stomacaux et des observations visuelles ont montré une prédation du silure glane sur l'aloise feinte (*Alosa fallax*), le mulot porc (*Chelon ramada*), le saumon atlantique (*Salmo salar*), la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) et l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, Boulêtreau et al., 2018, 2020; Guillerault et al., 2017). Des analyses isotopiques ont en outre révélé que les poissons migrateurs peuvent représenter jusqu'à 70% du régime alimentaire de grands silures (supérieur à 1,2 m, Guillerault et al., 2019; Syväranta et al., 2009). Par conséquent, la prédation du silure glane constitue une menace réelle pour les espèces indigènes, en particulier pour les espèces de poissons migrateurs (Cucherousset et al., 2018). Les études précédentes reposent généralement sur des données récoltées pendant une durée de temps limitée, apportant des informations ponctuelles sur le régime alimentaire de l'espèce. De telles études fournissent des informations précieuses mais ne tiennent pas compte des variations potentielles dans les préférences alimentaires du silure glane européen au fil du temps, des années, des saisons. Cette dimension temporelle ajoute de la complexité à notre compréhension des interactions écologiques entre le silure glane et d'autres espèces, en particulier celles dont l'abondance peut fluctuer tout au long de l'année en raison de leur cycle de vie et de leur phénologie.

L'anguille européenne est une espèce catadrome qui grandit dans les eaux continentales européennes et nord-africaines, classée en danger critique d'extinction par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) depuis 2008 (Pike et al., 2020). Son stock a dramatiquement diminué depuis les années 1980 (ICES, 2021) en raison de multiples impacts anthropiques tels que la perte d'habitat, les barrages hydroélectriques, la pollution, les invasions biologiques, la surpêche et les changements océaniques. La région méditerranéenne est l'une des plus touchées en termes de perte d'habitat pour l'espèce (16% de perte entre 1975 et 2010, Bevacqua et al., 2015). L'introduction d'espèces invasives complique davantage les efforts de conservation pour cette espèce en danger critique. Par exemple, le parasite invasif *Anguillicoloides crassus*, introduit au début des années 1980, affecte significativement les anguilles européennes en endommageant leur vessie natatoire, ce qui peut impacter leur flottaison et leur capacité de migration, diminuer la survie globale et le succès reproducteur (Lefebvre et al., 2004; Sjöberg et al., 2009). L'introduction du silure européen dans les zones de croissance d'eau douce de l'anguille constitue une menace supplémentaire pour cette espèce.

L'anguille européenne et le silure glane présentent des similitudes dans leur comportement alimentaire, se nourrissant tous deux de poissons et d'invertébrés benthiques, près du fond plutôt que dans les eaux libres (Barak & Mason, 1992; Cucherousset et al., 2018; Dörner et al., 2006; Vagnon et al., 2022). De plus, ces deux espèces sont principalement des prédateurs nocturnes avec une activité accrue à l'aube et au crépuscule, ce qui doit augmenter les probabilités de rencontre entre les deux espèces et donc le risque de prédation, notamment pour l'anguille. Par conséquent, de nombreuses questions ont été soulevées concernant l'impact potentiel du silure glane en tant que prédateur de l'anguille européenne. En effet, Martino et al. (2011) ont montré que les espèces d'origine marine, y compris l'anguille européenne, peuvent contribuer jusqu'à 5 % du régime alimentaire du silure. Par ailleurs, ces deux espèces se nourrissant principalement d'écrevisses (Aquiloni et al., 2010; Martino et al., 2011; Musseau et al., 2015), une compétition pourrait être engendrée entre l'anguille européenne et le silure glane. Etudier la compétition trophique entre ces deux prédateurs permettrait de mieux prédire les impacts potentiels du silure sur l'anguille lorsqu'ils coexistent dans le même écosystème.

Le silure glane a été introduit dans le delta du Rhône dans les années 1980 (Rosecchi, Poizat, Crivelli, et al., 1997). La sous-population d'anguilles a diminué après l'introduction de cette nouvelle espèce dans la région (COGEPOMI, 2006), suscitant des interrogations quant aux impacts potentiels du silure glane sur l'anguille. En utilisant les analyses des isotopes stables du carbone ( $\delta^{13}\text{C}$ ) et de l'azote ( $\delta^{15}\text{N}$ ), la présente étude a pour objectifs de :

- 1) caractériser la variabilité intra- et interannuelle de la position trophique et du régime alimentaire du silure glane pendant deux années consécutives ;
- 2) déterminer si les niches isotopiques du silure glane et de l'anguille européenne se chevauchent ;

3) estimer la prédation du silure sur l'anguille.

Ainsi, de janvier 2017 à janvier 2019, des prélèvements de tissus ont été réalisés sur le silure glane, l'anguille européenne et leurs principales proies potentielles (essentiellement crustacés et téléostéens) dans un canal de drainage en Camargue, le canal du Fumemorte pour réaliser les analyses isotopiques.

## 2. METHODOLOGIE

### 2.1. Site de l'étude

Le bassin de Fumemorte, qui couvre une surface de 68 km<sup>2</sup>, est situé dans le delta du Rhône, dans le sud-est de la France (Figure 1). Ce bassin est principalement alimenté en eau douce par le Grand Rhône via du pompage d'irrigation à des fins agricoles. Les eaux de drainage du bassin sont collectées par le canal de Fumemorte, qui se déverse dans l'étang du Vaccarès par gravité. Le canal de Fumemorte mesure 14,6 km de long, avec une hauteur d'eau variant entre 0,5 et 2,5 mètres et une largeur entre 10 et 15 mètres (Chauvelon, 1996). Le canal est en permanence en eau douce ; cependant, en fonction de l'approvisionnement en eau douce (irrigation et précipitations), du niveau d'eau et des conditions de vent, les eaux saumâtres de l'étang du Vaccarès (situé à son exutoire) peuvent remonter dans le canal sur plusieurs kilomètres. Cette remontée d'eaux saumâtres à salées s'est accentuée depuis 2012, après la destruction d'un barrage à sel qui existait auparavant à l'embouchure du canal (Figure 1).

Le canal de Fumemorte abrite une grande diversité d'espèces d'eau douce, saumâtre ou marines, y compris l'anguille européenne et le silure glane. L'anguille européenne est une espèce de poisson catadrome endémique dans cet hydrosystème. Les civelles colonisent principalement le delta du Rhône en février et mars (Bouchard et al., 2022). Les civelles deviennent des anguilles jaunes et résident au sein du delta pendant plusieurs années avant d'atteindre le stade argenté. Dans le canal de Fumemorte, la plupart des individus produits sont des femelles qui atteignent le stade argenté en 7 à 9 ans (Acou et al., 2003). Un suivi mensuel à long terme est mené par l'Institut Tour du Valat dans ce canal (Figure 1) depuis 1993 afin de veiller à l'évolution de la structure des peuplements piscicoles et carcinologiques. Ce suivi révèle un déclin significatif de cette sous-population d'anguilles (stades jaune et argenté) depuis 2001 par rapport aux années 1990 (COGEPOMI, 2006).

Le silure glane a été introduit accidentellement pour la première fois dans le canal du Fumemorte en 1993 (Bevacqua et al., 2011 ; Martino et al., 2011). Une population autochtone s'est établie avec une forte augmentation de la densité dès les premiers événements de reproduction survenus à la fin des années 1990.

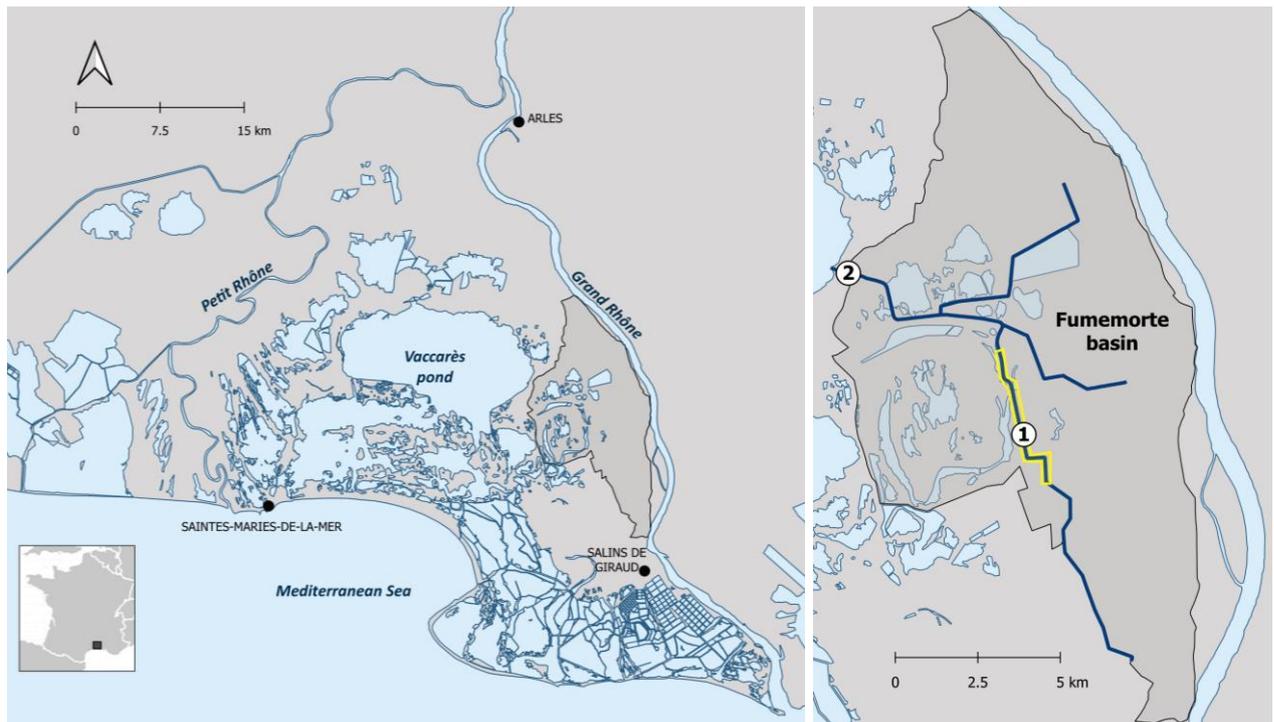


Figure 1 – Localisation du bassin de Fumemorte à l'intérieur du delta du Rhône et description de la zone d'étude : (encadré jaune) la section du canal où les communautés ont été échantillonnées pour les analyses isotopiques, (1) localisation de la station de suivi long terme des peuplements piscicoles et carcinologiques depuis 1993, et (2) emplacement de l'ancien barrage à sel retiré en 2012.

## 2.2. Echantillonnage

Les individus ont été capturés par piégeage passif à l'aide de verveux (mailles de 1,5 et 6 mm) installés sur 2 à 8 sites, sur une portion de 5 km du canal de Fumemorte (Figure 1). Dix sites supplémentaires ont été équipés de filets maillants de 80 mm de maille pour capturer plus spécifiquement les silures. Le silure glane et l'anguille européenne ont été échantillonnés de janvier 2017 à janvier 2019, de façon continue. Leurs proies potentielles ont été échantillonnées à chaque saison : en janvier (hiver), avril (printemps), juillet (été) et octobre (automne), sur deux secteurs principaux, amont et aval, séparés d'environ 2 kilomètres (Figure 1). Le secteur aval a présenté une plus grande variation de salinité que le secteur amont. Pour tenir compte de cette disparité dans nos analyses, nous avons traité l'identité du secteur comme un facteur aléatoire dans les modèles statistiques (voir section statistique ci-dessous).

Chaque organisme capturé a été identifié au niveau du genre ou de l'espèce, dénombré, et la longueur totale (LT, mm) et le poids (P, g) ont été relevés. Un échantillon de nageoire pelvienne a été prélevé sur chaque silure et sur chaque anguille pour les analyses d'isotopes stables. A partir de l'exploration des données de régulation du silure sur la portion du canal ciblé de 2009 à 2016, quatre classes de longueur totale de silure ont été considérées : inférieure à 30 cm, de 30 à 50 cm, de 50 à 80 cm et supérieure à 80 cm. Au cours de la première année d'échantillonnage (2017), seules les anguilles supérieures à 30 cm ont été prises en compte. Pour la deuxième année (2018), des anguilles de plus petite taille (à partir

de 10,9 cm) ont également été échantillonnées comme proies potentielles pour les silures. De plus, tous les 3 mois, un large spectre de proies potentielles a été échantillonné dans les deux secteurs (amont et aval) étudiés. Les espèces de proies ont été par la suite, après exploration des résultats isotopiques, regroupées en 4 catégories (Tableau 1 et voir section 2.4.4.). Pour chaque taxon, par saison, un maximum de 5 individus ont été prélevés : un morceau de nageoire pelvienne pour les poissons, du muscle pour les écrevisses et les crabes et un individu entier pour les autres crustacés (crevettes, gammarus). Tous les échantillons ont été soigneusement rincés à l'eau distillée et congelés pendant au moins 48 heures. Au total, des tissus de nageoires ont été échantillonnés sur 666 silures et 343 anguilles, et 1151 prélèvements de proies ont été réalisés (Tableau 1 et Annexe 1).

**Tableau 1: Classification des espèces de proies potentielles en 4 groupes et totaux des effectifs prélevés pendant la globalité du projet**

<b>Groupe de proies</b>	<b>Taxon</b>	<b>Nb total d'individus prélevés</b>
Ecrevisse de Louisiane	<i>Procambarus clarkii</i>	142
Autres crustacés	<i>Atyaephyra desmarestii</i>	15
	<i>Carcinus maenas</i>	17
	<i>Crangon crangon</i>	25
	Palaemonidae	68
	<i>Gammarus</i> sp.	85
Poissons d'eau douce	<i>Alburnus alburnus</i>	89
	<i>Ameiurus melas</i>	62
	Breams ( <i>Abramis brama</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> )	89
	<i>Carassius carassius</i>	53
	<i>Cyprinus carpio</i> (juvénile)	22
	<i>Cyprinus carpio</i> (adulte)	7
	<i>Gambusia holbrooki</i>	10
	<i>Gobio gobio</i>	8
	<i>Lepomis gibbosus</i>	60
	<i>Pseudorasbora parva</i>	86
	<i>Rhodeus amarus</i>	10
	<i>Rutilus rutilus</i>	17
	<i>Sander lucioperca</i>	62
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	
Poissons saumâtres	<i>Atherina</i> sp.	62
	<i>Chelon aurata</i>	2
	<i>Chelon ramada</i>	49
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	3
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	63
	<i>Mugil cephalus</i>	2
	Mugilidae	22
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	26
	<i>Pomatoschistus</i> sp.	48
	<i>Syngnathus abaster</i>	30

### 2.3. Analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote

Les isotopes stables du carbone ( $\delta^{13}\text{C}$ ) et de l'azote ( $\delta^{15}\text{N}$ ) sont, un outil puissant et informatif pour explorer l'impact d'un prédateur non indigène sur la structure du réseau trophique et son interaction avec les proies indigènes (McCue et al., 2020). Les isotopes stables sont couramment utilisés pour déterminer les sources alimentaires des poissons (Cucherousset, Bouletreau, et al., 2012). Le  $\delta^{13}\text{C}$  d'un organisme est un bon indicateur de ses sources alimentaires (Fry, 2006). Il peut permettre de distinguer l'origine géographique des sources primaires (par exemple producteurs primaires d'origine marine ou terrigène). Le  $\delta^{15}\text{N}$  d'un organisme permet de déterminer son niveau au sein du réseau trophique (Post, 2002a). Les signatures isotopiques des organismes fournissent une image intégrée dans le temps de l'écologie trophique des organismes (de quelques jours à plusieurs mois selon la taille et le métabolisme des individus).

Avant les analyses des isotopes stables, les échantillons ont été séchés au four à  $60^\circ\text{C}$  pendant 48h puis broyés jusqu'à obtenir une fine poudre homogène à l'aide d'un moulin (Spex Certiprep 6750 Freezer/Mill). Les ratios des isotopes stables du carbone ( $\delta^{13}\text{C}$ ) et de l'azote ( $\delta^{15}\text{N}$ ) ont été mesurés avec un analyseur élémentaire (Carlo Erba NC2500a) couplé à un spectromètre de masse à ratio isotopique (Thermo Finnigan MAT Delta XP). Les rapports  $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$  ou  $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$  sont exprimés en notation delta conventionnelle par mille (‰) en référence aux niveaux de  $^{13}\text{C}$  dans la bélemnite de Pee Dee de Vienne et de  $^{15}\text{N}$  dans l'air atmosphérique. Des étalons de travail, calibrés selon les normes de l'Agence internationale de l'énergie atomique, ont été utilisés pour un étalonnage robuste. Les mesures répétées sur les étalons ont montré une précision de  $\pm 0,2\text{‰}$  pour les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ . Toutes les analyses des isotopes stables ont été réalisées au Cornell Isotope Laboratory, Cornell University, États-Unis.

Pour tenir compte de la variabilité spatiale et saisonnière naturelle des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des producteurs primaires, nous avons prévu d'utiliser une moyenne des valeurs d'un consommateur primaire pélagique et d'un consommateur primaire benthique comme référence. Initialement, l'anodonte asiatique (*Sinanodonta woodiana*) était ciblée en tant que consommateur primaire pélagique, mais suite à une remontée d'eau salée au printemps 2017, toutes les anodontes du secteur d'échantillonnage ont succombé et plus que quelques rares moules vivantes ont pu être trouvées par la suite, en nombre insuffisant (Tableau 2). Les gammares (*Gammarus spp.*), en tant que consommateurs primaires benthiques, ont donc été utilisés seuls comme référence (Tableau 2). Ces producteurs primaires ont été collectés facilement dans les deux secteurs (en amont et en aval de la zone d'échantillonnage) pour chaque saison. Comme les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  des gammares de base différaient significativement entre les saisons et les sites d'échantillonnage, les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  des individus de silure et d'anguille ont été corrigées par rapport à la référence comme suit :

$$\delta^{13}C_{corr_i} = \frac{\delta^{13}C_i - \delta^{13}C_{gam}}{CR_{gam}} \text{ (Eq. 1)}$$

Où  $\delta^{13}C_{corr_i}$  est la valeur corrigée de  $\delta^{13}C$  pour l'individu  $i$ ,  $\delta^{13}C_i$  est la valeur de  $\delta^{13}C$  pour l'individu  $i$ ,  $\delta^{13}C_{gam}$  est la valeur moyenne de *Gammarus spp.*, et  $CR_{gam}$  est l'intervalle de  $\delta^{13}C$  ( $\delta^{13}C_{max} - \delta^{13}C_{min}$ ) pour chaque saison et chaque secteur (Olsson et al., 2009).

## 2.4. Analyses statistiques

### 2.4.1. Variabilité des signatures isotopiques du silure glane

Les effets de la saison et de la longueur totale (TL) sur la variabilité des signatures isotopiques stables (valeurs de  $\delta^{13}C_{corr_i}$  et  $\delta^{15}N$ ) du silure ont été estimés à l'aide de modèles linéaires mixtes (fonction `lme`, package “nlme”, Pinheiro, J. et al., 2017). Les modèles ont été exécutés pour chaque année avec les variables explicatives : “Saison”, “TL” et l'interaction “Saison :TL” (facteurs fixes). Le terme d'interaction a été supprimé lorsqu'il n'était pas significatif. Le facteur “secteur” a été ajouté aux modèles comme facteur aléatoire pour tenir compte de son influence lors de l'estimation des effets des prédicteurs fixes. L'adéquation des modèles a été évaluée à l'aide du  $R^2$  marginal ( $R^2M$ ), qui est la proportion de la variance totale expliquée par les facteurs fixes, et du  $R^2$  conditionnel ( $R^2C$ ), qui est la proportion de la variance totale expliquée à la fois par les facteurs aléatoires et fixes (Nakagawa & Schielzeth, 2013).

### 2.4.2. Positions trophiques du silure glane

Les positions trophiques (PT) de chaque classe de taille de silure glane pour une saison donnée ont été déterminées à l'aide du package R *trophicPosition*, qui met en œuvre un cadre bayésien pour estimer la PT des consommateurs en combinant la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCMC) (Quezada-Romegialli et al., 2018). Le calcul bayésien des PT a été réalisé en utilisant une approche à ligne de base unique avec *Gammarus spp.*. Les paramètres MCMC ont été définis comme suit :  $n.adapt = 20\ 000$ ,  $n.init = 20\ 000$ ,  $burn-in = 10\ 000$ .

### 2.4.3. Niches isotopiques du silure glane et de l'anguille européenne

La niche trophique décrit l'espace écologique occupé par une espèce ou un individu en fonction des isotopes présents dans son corps, ce qui peut indiquer son régime alimentaire, sa position trophique, et les variations géographiques ou environnementales dans l'utilisation des ressources. Nous avons utilisé une méthode probabiliste pour estimer la probabilité de chevauchement de niche trophique entre le silure glane et l'anguille européenne (package *nicheROVER*, Swanson et al., 2015). Cette méthode est peu sensible à la taille de l'échantillon et génère les distributions *a posteriori* de  $\mu$  (moyenne) et  $\Sigma$  (variance) pour les valeurs isotopiques ( $\delta^{15}N$  et  $\delta^{13}C_{corr}$ ) de chaque groupe (c'est-à-dire chaque groupe de taille par espèce et par saison) avec le Prior par défaut. Cette méthode permet d'estimer, par groupe, dans l'espace bidimensionnel la région de niche dans laquelle un individu a une probabilité  $\alpha =$

0,95 de se trouver, en se basant sur des individus choisis au hasard dans un groupe donné ( $n = 1000$ ). Nous avons ensuite calculé *a posteriori* la taille de la niche par groupe, en utilisant les paramètres  $\mu$  et  $\Sigma$  estimés. Les chevauchements de niche par paires entre deux groupes ont été estimés comme la probabilité qu'un individu du groupe A se trouve dans la région de niche du groupe B. Les métriques de chevauchement ont été estimées à partir de simulations Monte Carlo ( $n = 1000$ ). Cette procédure a été réalisée pour chaque saison.

#### **2.4.4. Modèles de mélange et reconstruction du régime alimentaire**

Les modèles de mélange bayésiens ont été réalisés à l'aide du package R *MixSIAR* (Stock et al., 2018). Ces modèles estiment la proportion des différentes proies du régime alimentaire des consommateurs (silure glane et anguilles). Pour le silure, les proies potentielles ont été regroupées en cinq catégories en fonction des communautés échantillonnées dans chaque secteur du canal pour chaque période d'échantillonnage : (1) *P. clarkii* ; (2) autres crustacés, y compris *Carcinus maenas*, *Palaemonetes* spp. et *Gammarus* spp. ; (3) poissons d'eau douce ; (4) poissons saumâtres ; (5) anguille européenne (Tableau 1 et Annexe 1). L'anguille est davantage limitée par la taille de son ouverture buccale que le silure. Les proies potentielles pour l'anguille ont donc été regroupées en quatre catégories modifiées telles que : (1) *P. clarkii* ; (2) autres invertébrés ; (3) poissons d'eau douce inférieurs à 80 mm ; et (4) poissons saumâtres inférieurs à 100 mm. Les facteurs de discrimination trophique du carbone et de l'azote utilisés étaient respectivement de  $1,0 \pm 1,0\text{‰}$  et  $3,3 \pm 1,0\text{‰}$  (Post, 2002b).

Pour tous les modèles *MixSIAR*, les paramètres de la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCMC) ont été initialement définis comme suit : longueur de chaîne = 100 000, burn-in = 50 000, thin = 50, chaînes = 3. Ces paramètres correspondent à l'exécution par défaut fournie par la fonction *run\_model* du package *MixSIAR*. La convergence de chaque modèle a été évaluée à l'aide des tests de diagnostic de Gelman-Rubin et Geweke (voir le package R 'MixSIAR'). La classe de taille du silure glane et la saison ont été ajoutées comme facteurs fixes, et le facteur « secteur » a été ajouté comme facteur aléatoire dans les modèles. Les modèles ont été exécutés indépendamment pour les 2 années (2017 et 2018). Les proportions de chaque sources alimentaires assimilés par le silure glane et l'anguille européenne rapportées dans la section 'Résultats' sont les médianes des simulations bayésiennes (avec des intervalles de confiance à 95 %).

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R (version 4.1.0, Mai 2021).

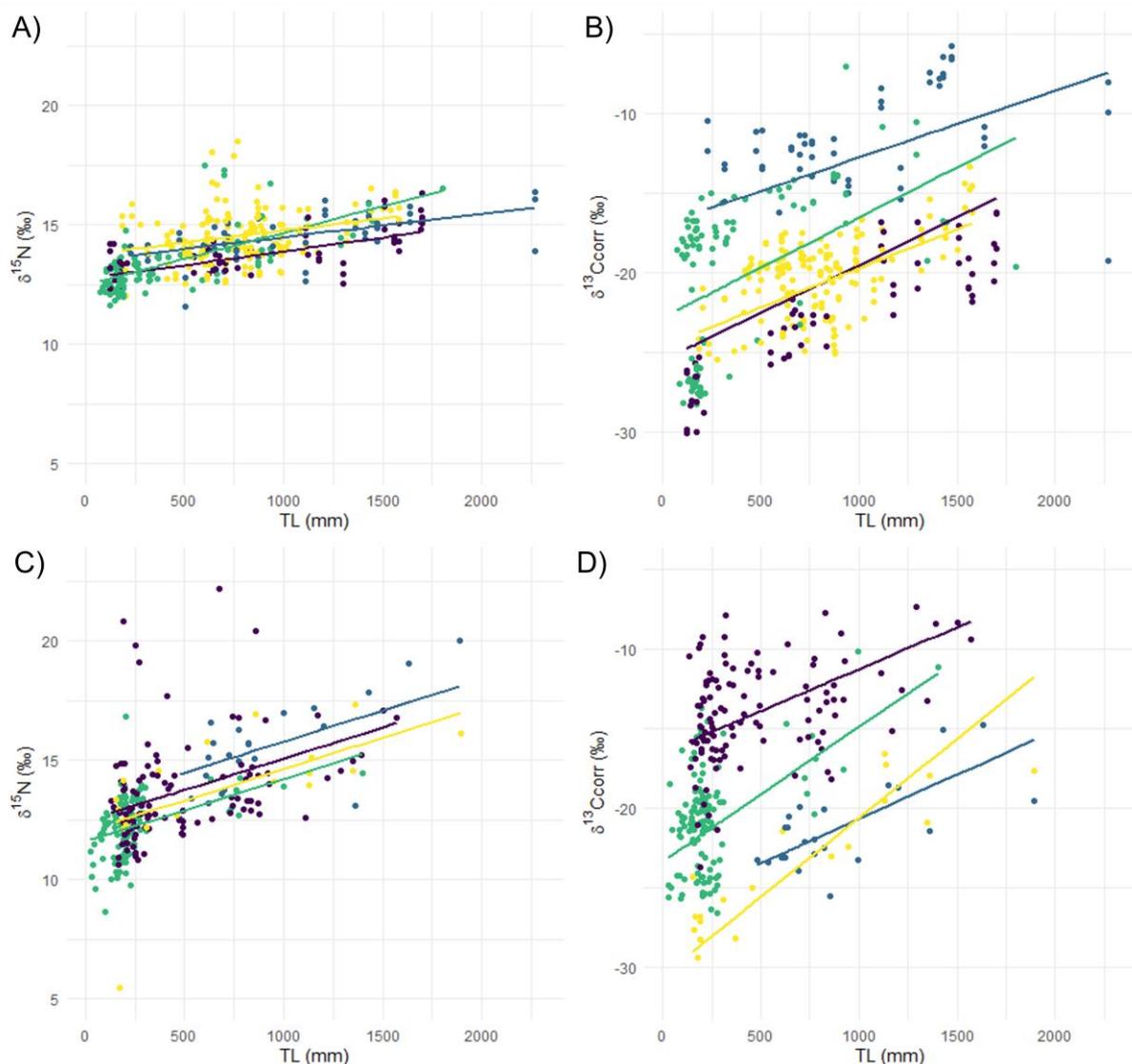
### **3. RÉSULTATS**

#### **3.1. Variabilité de la position trophique du silure glane**

La longueur totale (TL), la saison et l'interaction Saison :TL expliquent une grande partie de la variance des signatures isotopiques du silure glane ( $R^2_M = 0,43$  en 2017 et  $R^2_M = 0,39$  en 2018, Figure 2).

Pour le  $\delta^{15}N$ , la variance est significativement expliquée par la TL, la saison et l'interaction Saison :TL en 2017 ( $F_{1, 354} = 199,26$ ,  $p < 0,001$ ,  $F_{3, 354} = 17,28$ ,  $p < 0,001$  et  $F_{3, 354} = 5,53$  respectivement), et par la TL et la saison en 2018 ( $F_{1, 266} = 154,03$ ,  $p < 0,001$  et  $F_{3, 266} = 6,94$ ,  $p < 0,001$ , respectivement). La TL est le principal facteur explicatif pour les deux années.

Pour le  $\delta^{13}C_{corr}$ , en 2017, une grande partie de la variance ( $R^2_M = 0,54$ ) est significativement expliquée par la TL, la saison et l'interaction Saison :TL ( $F_{1, 354} = 604,25$ ,  $p < 0,001$ ,  $F_{3, 354} = 153,89$ ,  $p < 0,001$  et  $F_{3, 354} = 3,14$ ,  $p = 0,025$ , respectivement). La TL constitue à nouveau le facteur explicatif le plus important. En 2018, la saison a le pouvoir explicatif principal ( $F_{3, 263} = 287,92$ ,  $p < 0,001$ ), suivie par la TL ( $F_{1, 263} = 214,37$ ,  $p < 0,001$ ). L'interaction avait un effet mineur mais significatif ( $F_{3, 263} = 7,25$ ,  $p < 0,001$ ). Les trois termes expliquent collectivement la majeure partie de la variance isotopique du carbone ( $R^2_M = 0,71$ ).



**Figure 2** – Relations entre la longueur totale (TL) du silure glane et  $\delta^{15}\text{N}$  (A, C) et  $\delta^{13}\text{C}_{\text{corr}}$  (B, D) en 2017 (A et B) et 2018 (C et D). Chaque couleur correspond à une saison : l'hiver en jaune, le printemps en bleu, l'été en vert et l'automne en violet.

Le silure glane présente de grandes variations de ses positions trophiques, entre les groupes de taille, les saisons, mais aussi au sein d'un même groupe de taille (Tableau 2). Les positions trophiques varient de 2,42 (IC-95% 2,10-2,74) en été 2018 pour les individus de moins de 30 cm à 4,87 (2,00-9,30) en hiver pour les individus mesurant entre 50 et 80 cm.

**Tableau 2 – Médiannes (CI-95%) des distributions postérieures des valeurs de positions trophiques pour le silure glane par année, par classe de taille et par saison**

<b>Année</b>	<b>Classe de taille</b>	<b>Hiver</b>	<b>n</b>	<b>Printemps</b>	<b>n</b>	<b>Été</b>	<b>n</b>	<b>Automne</b>	<b>n</b>
2017	< 30 cm	3.58 (3.10-4.08)	7	3.42 (2.00-7.12)	2	3.08 (2.73-3.43)	64	3.83 (3.01-4.65)	33
	30 cm – < 50 cm	3.42 (3.19 – 3.68)	16	3.40 (3.11-3.74)	5	3.16 (2.80-3.53)	12	-	6
	50 cm – < 80 cm	3.57 (3.33-3.82)	58	3.33 (3.06-3.59)	15	3.54 (3.00-4.12)	11	3.85 (3.09-4.56)	17
	80 cm	3.62 (3.40-3.86)	75	3.62 (3.37-3.88)	28	3.62 (3.24-4.03)	15	4.17 (3.36-4.92)	30
2018	< 30 cm	2.61 (2.00 – 3.22)	8	-	0	2.42 (2.12 – 2.74)	108	2.74 (2.53 – 2.96)	51
	30 cm – < 50 cm	2.94 (2.00 – 4.52)	3	4.66 (2.00 – 9.33)	1	2.69 (2.00 – 4.10)	3	2.88 (2.66 – 3.11)	25
	50 cm – < 80 cm	4.87 (2.00 – 9.30)	1	3.17 (2.86 – 3.49)	11	2.83 (2.42 – 3.23)	13	3.23 (2.70 – 3.77)	6
	80 cm	3.54 (3.14 – 3.97)	8	3.75 (3.24 – 4.25)	10	3.07 (2.47 – 3.74)	3	3.26 (2.97 – 3.57)	21

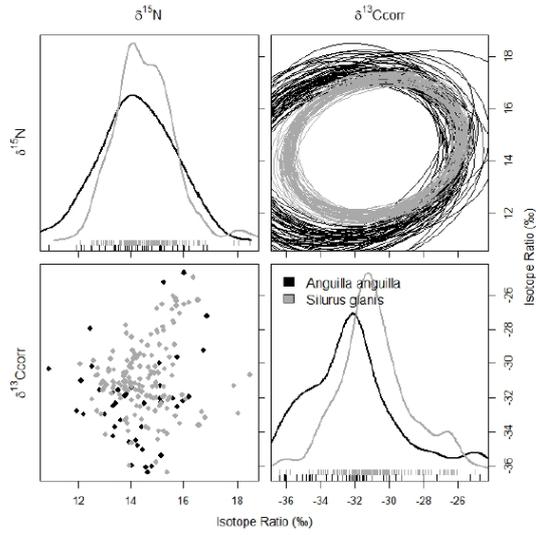
### 3.2. Chevauchement des niches isotopiques entre silures et anguilles

Nos résultats montrent un chevauchement de niches isotopiques entre le silure et l'anguille, avec des probabilités de chevauchement qui varient en fonction de l'année et de la saison (Figure 3). Les comparaisons par paires révèlent que le silure partage de manière constante la niche isotopique de l'anguille, avec des probabilités variant de 0,67 au printemps 2017 à 0,97 l'hiver 2017 (Tableau 3). La probabilité que l'anguille occupe la même niche isotopique que le silure varie également dans le temps, de 0,47 l'été 2018 à 0,87 le printemps 2017 et l'hiver 2018 (Figure 3, Tableau 3).

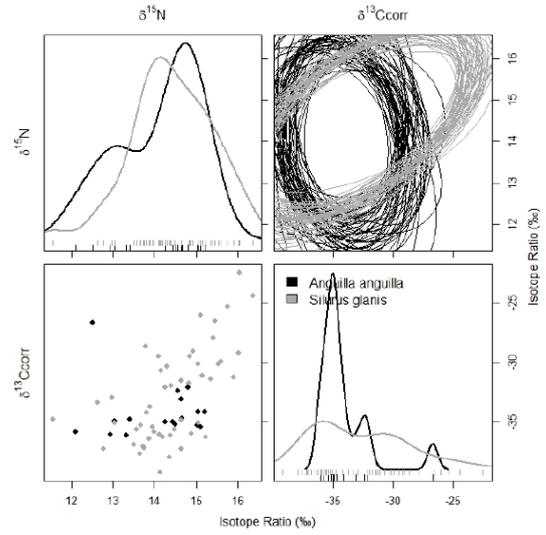
**Tableau 3 – Probabilités de chevauchement (médiane, CI 95%) de niche isotopique d'une espèce donnée sur une autre, par saison**

Année	Saison	N <sub>silure</sub>	N <sub>anguille</sub>	<i>A. anguilla</i>	<i>S. glanis</i>
				chevauchant sur <i>S. glanis</i>	chevauchant sur <i>A. anguilla</i>
2017	Hiver	156	43	0.97 (0.92 – 0.99)	0.78 (0.67 – 0.89)
	Printemps	50	17	0.67 (0.49 – 0.84)	0.87 (0.69 – 0.97)
	Eté	102	2	-	-
	Automne	86	2	-	-
2018	Hiver	20	56	0.72 (0.55 – 0.87)	0.87 (0.73 – 0.97)
	Printemps	22	63	0.83 (0.63 – 0.95)	0.51 (0.37 – 0.67)
	Eté	120	44	0.81 (0.59 – 0.95)	0.47 (0.33 – 0.60)
	Automne	110	108	0.86 (0.76 – 0.93)	0.82 (0.74 – 0.90)

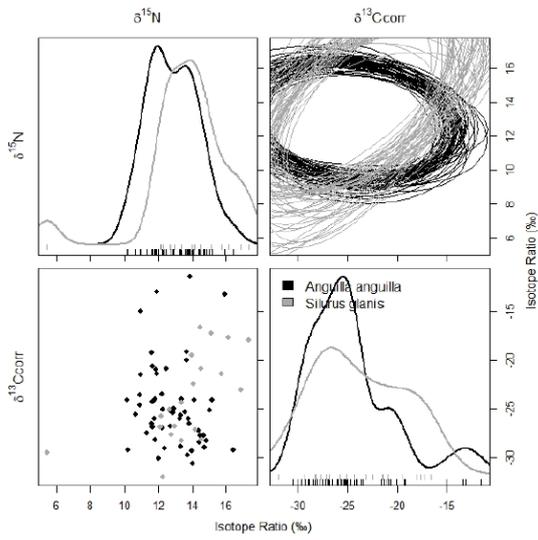
### Hiver 2017



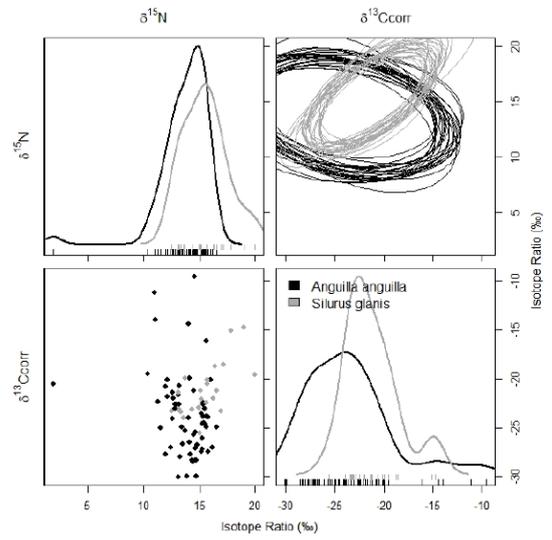
### Printemps 2017



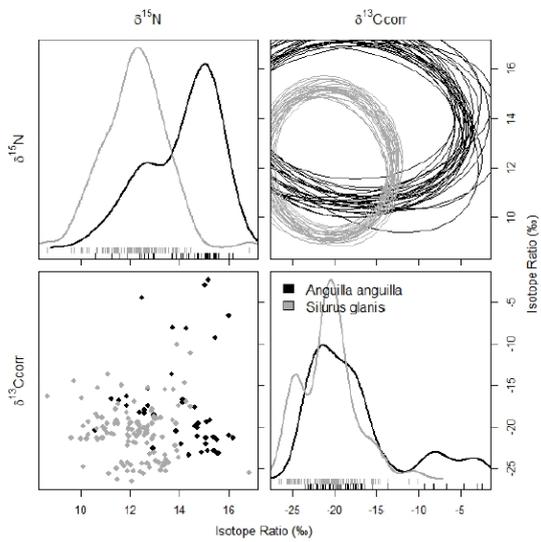
### Hiver 2018



### Printemps 2018



### Été 2018



### Automne 2018

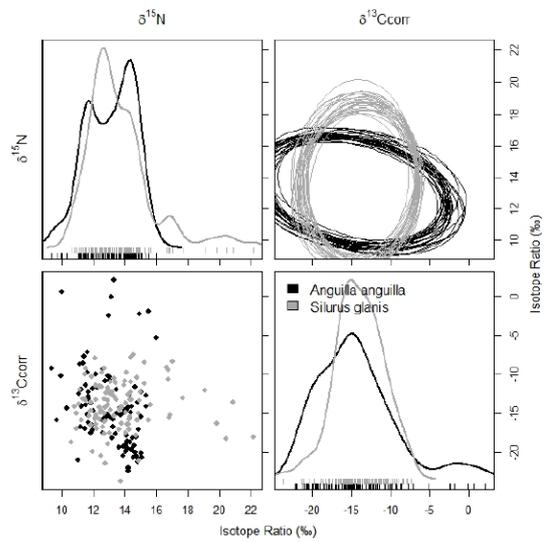


Figure 3 – Graphiques représentant les simulations des niches isotopiques (n = 30, graphiques elliptiques), de la distribution de densité de  $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{13}\text{C}$  et de bi-plots isotopiques stables (chaque point représentant un poisson) pour les six saisons considérées pour comparer les chevauchements de niche (hiver et printemps 2017, hiver, printemps, été et automne 2018). Les anguilles européennes sont en noir et les silures glanes en gris.

### 3.3. Composition du régime alimentaire

Le silure glane s'alimente principalement de *P. clarkii*, en particulier pendant l'hiver, où cette écrevisse envahissante représente jusqu'à 50% de la nourriture assimilée par les plus grands individus et jusqu'à 90% pour les plus petits. Les poissons saumâtres constituent également une ressource importante pour les individus de plus de 80 cm tout au long de l'année, représentant plus de 40% de la source assimilée en automne et en hiver, et plus de 60% au printemps et en été. En général, la contribution des espèces-proies de poissons saumâtres était plus élevée en 2018 par rapport à 2017. En été 2018, la proportion des autres crustacés était plus élevée que lors des autres saisons. La contribution de l'anguille au régime alimentaire du silure glane est extrêmement faible (inférieure à 5 %) tout au long de l'étude (Figure 4).

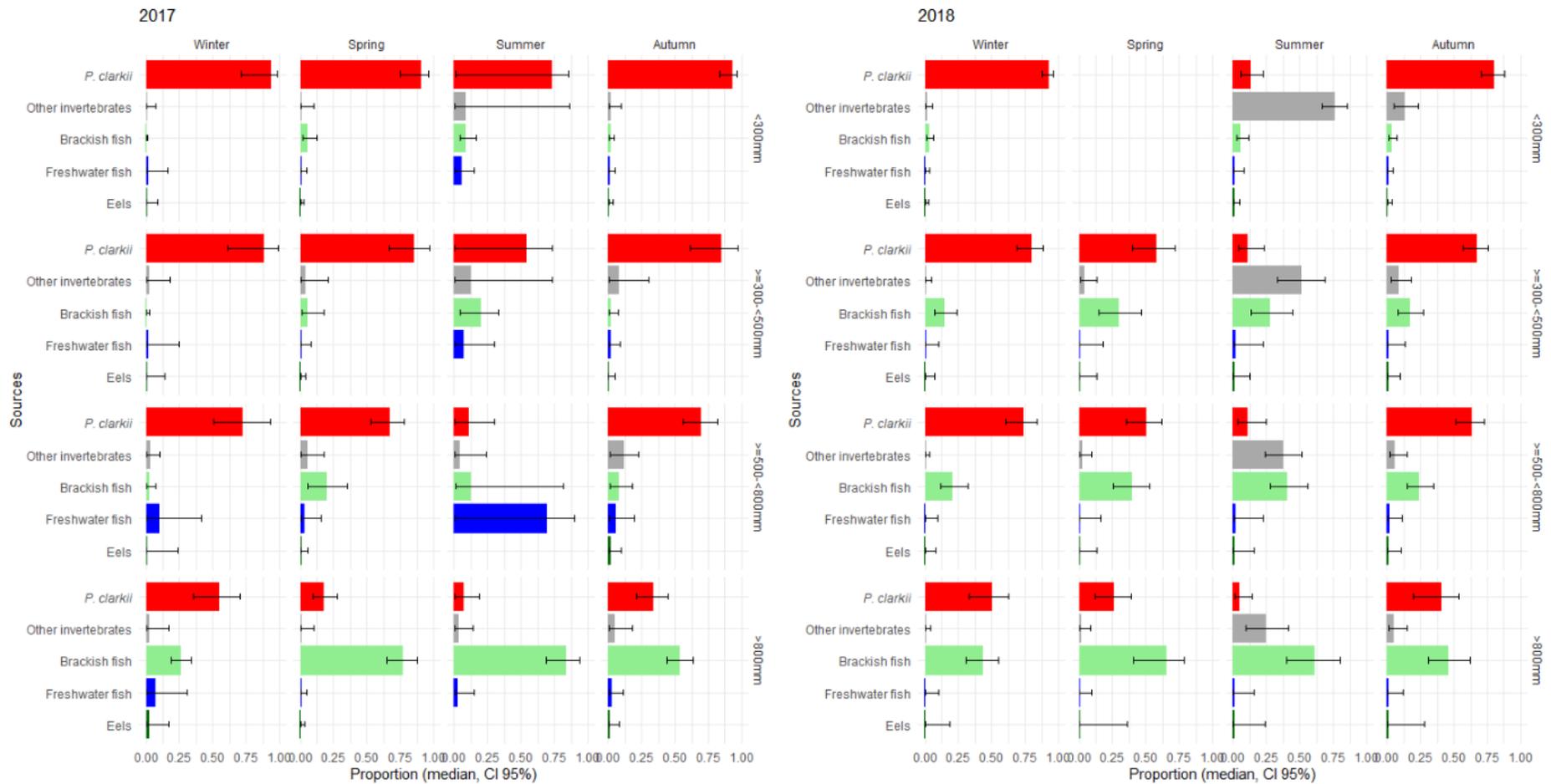


Figure 4 – Proportion de chaque groupe de proie dans le régime alimentaire du silure par classe de taille (médiane et intervalles de confiance à 95 % des sorties des modèles bayésiens) pour l'hiver, le printemps, l'été et l'automne en 2017 et 2018.

En 2017, l'anguille européenne consomme principalement *P. clarkii* tout au long de l'année (aucune anguille n'a été échantillonnée en été), avec une proportion atteignant 66% au printemps (Figure 5). La proportion de poissons d'eau douce varie de 24% à l'automne à 44% en hiver. En 2018, *P. clarkii* est une proie importante pour l'anguille européenne, en particulier en hiver et à l'automne, tandis qu'elle a davantage consommé des poissons d'eau douce au printemps (48%). De même que chez le silure, la proportion des autres crustacés a augmenté en 2018 par rapport à 2017, atteignant 53% en été 2018.

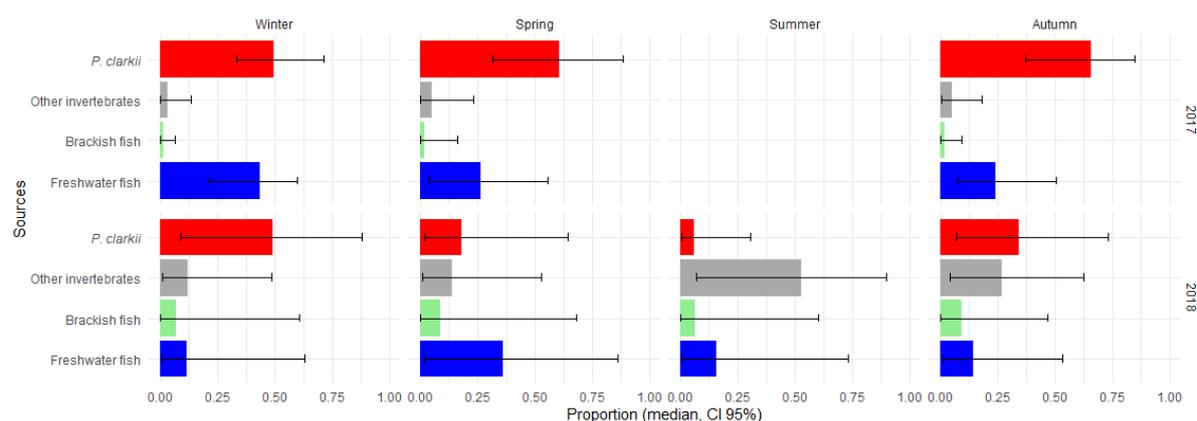


Figure 5 – Proportion de chaque groupe de proie dans le régime alimentaire de l'anguille européenne (médiane des intervalles de confiance à 95 % des sorties des modèles bayésiens) pour les quatre saisons en 2017 et 2018.

## 4. DISCUSSION

En se basant sur un suivi des signatures isotopiques de deux années, les dynamiques temporelles de la position trophique du silure glane dans un canal de drainage méditerranéen ont été ici étudiées. Cette étude visait à caractériser la variabilité du régime alimentaire du silure glane en fonction de la saison et de la taille des individus ainsi qu'à évaluer ses interactions trophiques avec l'anguille. Les chevauchements de niches isotopiques et la composition des régimes alimentaires obtenus ont montré une variabilité temporelle et ontogénique du régime alimentaire du silure glane et une forte interaction trophique avec l'anguille européenne, une espèce endémique en danger critique d'extinction.

### 4.1. Plasticité trophique du silure glane

Chez le silure glane, nos résultats ont révélé que l'ontogénèse joue un rôle crucial dans les variations des signatures isotopiques stables ( $\delta^{13}C_{corr}$  et  $\delta^{15}N$ ). Conformément aux études précédentes, nous avons constaté que les valeurs de  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  augmentaient avec la longueur totale des individus (Martino et al., 2011; Syväranta et al., 2010). Fait intéressant, la relation entre les valeurs des isotopes stables et la taille des individus variait selon les saisons, soulignant l'intérêt d'étudier l'écologie trophique des espèces envahissantes sur de longues périodes pluri-saisonnières et pluriannuelles. Les plus grands silures ont présenté des positions

trophiques plus élevées par rapport aux plus petits individus, indiquant des changements ontogéniques dans les préférences alimentaires et des modifications du rôle trophique au sein de l'écosystème, comme le confirment les résultats de la reconstruction des régimes alimentaires. Toutes les classes de taille de silures ont présenté une forte consommation de l'espèce envahissante *P. clarkii*, ce qui pourrait suggérer, si la quantité d'écrevisses devenait limitante, une compétition intraspécifique entre juvénile et adulte au sein de l'écosystème. Les plus petits silures se nourrissent principalement de *P. clarkii* à l'automne et en hiver, ce qui pourrait correspondre à une consommation au printemps / début d'été, et fin d'automne / début d'hiver, respectivement. À mesure que les silures grandissent, un changement significatif dans les préférences alimentaires s'opèrent, avec une proportion croissante de poissons saumâtres.

Le régime alimentaire du silure était différent entre 2017 et 2018, avec une augmentation significative de la proportion de la catégorie 'autres crustacés' durant l'été 2018 et une diminution de la proportion de *P. clarkii* pour toutes les classes de taille. En 2018, la proportion de poissons saumâtres a augmenté dans les deux classes de taille intermédiaires du silure (de 300 à 500 mm et de 500 à 800 mm) par rapport à 2017. L'étude de l'évolution des abondances des groupes de proie à travers le suivi piscicole sur le long terme dans le canal du Fumemorte n'a pas permis de constater l'augmentation nette d'une espèce de crustacés en particulier entre 2017 et 2018. Par contre, une augmentation significative des poissons saumâtres est observée entre 2017 et 2018, notamment avec une hausse en hiver 2018 (Annexe 2).

Le silure est connu pour prédater des espèces d'origine marine remontant les rivières (Boulêtreau et al., 2018, 2020; Guillerault et al., 2017; Syväranta et al., 2009). Dans notre étude, les espèces de poissons saumâtres constituent une part significative du régime alimentaire du silure, particulièrement chez les individus supérieurs à 80 cm de long (26 à 77% selon l'année et la saison). Une préférence pour les poissons saumâtres a été constaté alors que, d'après le suivi long-terme, les poissons d'eau douce étaient plus abondants (Annexe 2). Martino et al. (2011) ont rapporté une contribution beaucoup plus faible des poissons saumâtres (*A. anguilla*, *Chelon ramada*, et *Mugil cephalus*) avec une proportion de seulement 5% du régime alimentaire (modèle de mélange bayésien appliqué aux signatures isotopiques) et en rapportant une fréquence de 7% de mulets dans les contenus stomacaux de silure. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette divergence de résultats : (1) nous avons utilisé une nouvelle génération de modèles de mélange bayésiens, mais il est peu probable que cela soit à l'origine d'une différence aussi substantielle, étant donné la robustesse des modèles alors utilisés pour discriminer de telles sources dans le régime alimentaire des consommateurs ; (2) notre étude a catégorisé les proies potentielles en cinq groupes, englobant une plus grande variété d'espèces, y compris les anchois, gobies, épinoche, syngnathe à gorge claire, athérines, mulot porc et mulot à grosse tête, sous la catégorie 'proies saumâtres' ; (3) Martino et al. (2011) ont utilisé seulement une saison d'échantillonnage (printemps 2019) ; (4) En 2012, la barrière anti-sel endommagée à l'embouchure du canal de Fumemorte, initialement construite pour

limiter l'entrée d'eau salée de l'étang du Vaccarès dans le canal du Fumemorte, a été enlevée, facilitant la circulation des poissons de l'étang de Vaccarès à l'intérieur du canal de Fumemorte (Figure 1), ce qui a pu entraîner une plus grande disponibilité de proies, en particulier de mulets. L'année 2017 a été marquée par les premiers enregistrements de salinités supérieures à 15 g l<sup>-1</sup> dans la zone d'échantillonnage. En mai 2017, une introduction ponctuelle d'eaux salées (salinité supérieure à 30 g l<sup>-1</sup>) provenant de l'étang de Vaccarès a causé la mortalité de l'anodonte chinoise (*Sinanodonta woodiana*), espèce invasive, dans la totalité de la section du canal étudié. De plus, l'automne 2017 a été caractérisé par une sécheresse sévère et de longue durée, qui s'est traduite par de faibles apports d'eau douce, un faible niveau d'eau et une remontée des eaux saumâtres de l'étang du Vaccarès. Les deux événements relatifs à une hausse de salinité, au printemps et plus particulièrement d'octobre à décembre, ont été accompagnés d'une augmentation de l'abondance des mulets (y compris *Chelon ramada* et *Mugil cephalus*). Des concentrations élevées de mulets pendant la période de fin d'été sont couramment observées dans les lagunes méditerranéennes, à la fois dans les parties salées, saumâtres et d'eau douce (Autem, 1979). Comme le montrent nos résultats, le silure glane, espèce opportuniste, s'est vraisemblablement tourné vers cette proie abondante à cette époque de l'année.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus dans d'autres études utilisant également l'analyse des isotopes stables pour quantifier les régimes alimentaires des silures. En particulier, dans une étude portant sur deux barrages, Guillerault et al. (2019) ont montré que le régime alimentaire du silure comprenait en moyenne environ 50% d'alose feinte ou de lamproie marine. La part de ces deux espèces anadromes augmentait avec la taille des prédateurs, atteignant jusqu'à 70% chez les individus les plus grands. De plus, Syväranta et al. (2009) ont montré que certains silures dans la Garonne présentaient une spécialisation alimentaire, avec plus de 50% de leur régime constitué de proies anadromes. Le silure glane est connu pour prédateur diverses espèces migratrices amphihalines qui pénètrent dans les environnements d'eau douce, y compris des espèces très menacées comme l'alose feinte (Guillerault et al., 2017), le saumon atlantique (Boulêtreau et al., 2018) et la lamproie marine (Boulêtreau et al., 2020; Guillerault et al., 2017, 2019). Dans notre système méditerranéen, la lamproie marine est devenue très rare (Audran et al., 2024). Quelques juvéniles d'alose feinte du Rhône sont régulièrement observés dans le canal aux mois de mai-juin, ces derniers étant happés par les systèmes de pompage au Rhône (Crivelli & Poizat, 2001). Celles-ci y auraient donc pu constituer une proie pour le silure. Cependant, cette espèce n'a pas été prélevée au cours de cette étude du fait de sa rareté. Il est en effet utile de noter que certaines espèces ou certaines classes de taille d'individus ont pu ne pas être prélevées alors qu'elles faisaient partie du régime alimentaire du silure (et/ou de l'anguille).

Dans notre étude, l'anguille européenne n'est pas apparue comme une proie significative pour le silure, conformément aux résultats de Martino et al. (2011). Ces résultats n'affirment pas que le silure ne consomme pas d'anguille, mais que les modèles réalisés n'ont pas été en mesure de la détecter de manière significative dans la plupart des cas, suggérant

ainsi que l'anguille représentait une très faible proportion du régime alimentaire du silure. Néanmoins, le déclin de l'anguille européenne dans le système du Fumemorte a déjà été lié au déclin du recrutement en civelles et, dans une moindre mesure, à la présence du silure (Bevacqua et al., 2011). De plus, la prédation du silure sur l'anguille européenne est connue dans la région de la Camargue, du fait d'observations visuelles directes (silure de ~80 cm avec une anguille de ~60cm dans la gueule, printemps 2022, Grandes Cabanes du Vaccarès Sud, pers. Comm. B. Girard / OFB), du contenu stomacal d'un silure constitué de trois anguilles (mars 2011, Fumemorte, P. Contournet / TDV), et par le fait que les anguilles étaient l'appât préféré des pêcheurs de silure dans le Rhône (désormais appât interdit). La faible représentation de l'anguille en tant que proie pour le silure pourrait également refléter le fait que la densité de l'anguille n'ait pas suffisamment élevée pour fournir une proie facilement disponible pour le silure.

#### 4.2. Compétition trophique entre le silure et l'anguille européenne

Les conséquences potentielles de l'invasion du silure glane sont souvent explorées sous l'angle de la prédation ; cependant, cette espèce opportuniste et de grande taille peut également constitué un compétiteur trophique important dans les écosystèmes envahis, avec des effets négatifs sur les communautés natives (Vagnon et al., 2022). Nos résultats montrent une probabilité élevée de chevauchement des niches isotopiques de silures avec celles des anguilles à toutes les saisons étudiées, suggérant une potentielle relation de compétition dans le cas où les ressources partagées seraient limitantes. Les chevauchements de niches isotopiques et la composition des régimes alimentaires mettent l'écrevisse de Louisiane en lumière en tant que proie préférentielle pour les deux top prédateurs. Cette espèce exotique envahissante est commune dans les eaux douces de Camargue depuis le début des années 2000 (Meineri et al., 2014; Rosecchi, Poizat, & Crivelli, 1997). L'échantillonnage piscicole réalisé sur le long terme dans le canal du Fumemorte depuis 1993 ne montre pas de déclin particulier de cette espèce et il ne semble donc pas approprié de considérer cette proie comme limitante (comm. pers., 2024). Dans le cadre d'une expérimentation de repeuplement d'anguilles dans un marais fermé de Camargue, la forte densité d'anguilles a conduit à une décimation des écrevisses de Louisiane (Musseau et al., 2015). La disparition de cette proie a même eu des répercussions sur la démographie et la condition physique des anguilles (Panfili et al., 2022). La compétition pour les ressources alimentaires et l'habitat est connue pour être responsable du déclin d'espèces natives en eaux douces (Haubrock, Balzani, et al., 2020).

Au printemps et en été 2018, *A. anguilla* a montré une probabilité plus faible d'occuper la même niche isotopique que *S. glanis*. Cela correspond à la période où les silures ont davantage consommé des poissons saumâtres dont les mulets. L'anguille, qui a une mâchoire beaucoup plus petite que celle du silure, n'est sans doute pas capable de prédater les mulets au stade adulte. Durant ces deux saisons, le printemps et l'été 2018, les prélèvements d'anguille étaient dominés par de petits individus (moins de 300 mm, 29%, n = 62, et 51%, n =

29, respectivement). Cela pourrait donc également expliquer les différences d'occupation de niche isotopique alors observées.

Bien que de nombreuses études aient exploré les impacts du silure glane, principalement en se concentrant sur son comportement de prédateur en tant qu'espèce invasive, en raison de la grande taille des individus matures, les recherches portant sur son impact en tant que compétiteur trophique avec les espèces natives au sein des écosystèmes colonisés sont beaucoup plus rares. La ségrégation des niches isotopiques a été documentée dans quelques études, comme entre le silure glane et le poisson-chat américain (*Ictalurus punctatus*) dans une rivière italienne (Haubrock, Azzini, et al., 2020). Une ségrégation des niches trophique a été observée entre les jeunes silures de l'année, la perche commune (*Perca fluviatilis*) et le sandre (*Sander lucioperca*) dans l'étang des Aulnes (Sud-Est de la France, Westrelin et al., 2023). Dans la rivière du Lot (sud-ouest de la France), un chevauchement des niches isotopiques entre le silure glane et les brochets (*Esox lucius*) natifs relâchés a été constaté (Guillerault et al., 2015). Dans un réservoir en Tunisie, l'analyse de contenus stomacaux suggère une niche alimentaire commune entre le silure glane et le sandre (Djait et al., 2019). Vagnon et al. (2022) ont étudié les impacts négatifs de la compétition imposée par les silures glanes de différentes classes de taille dans un lac alpin récemment colonisé (depuis une dizaine d'années), en utilisant un modèle de niche allométrique. Leurs résultats indiquent des effets négatifs de la compétition des petits silures (< 40 cm) sur les lotidés, les cyprinidés et les ictaluridés, et des effets compétitifs délétères des silures glanes de taille moyenne (85 cm) et grande (150 cm) sur les ésocidés. Notre compréhension de la compétition interspécifique impliquant le silure glane reste limitée. Cette lacune dans la recherche est particulièrement significative lorsque l'on considère les espèces en déclin. Comblé ce déficit dans la recherche souligne l'urgence de politiques et de stratégies de conservation plus complètes.

### 4.3. Conclusion

Déterminer le régime alimentaire d'un prédateur invasif est essentiel pour une compréhension approfondie de ses impacts sur les espèces indigènes et le réseau trophique. Dans notre étude, nous avons révélé des fluctuations temporelles et saisonnières significatives dans les signatures isotopiques, la probabilité de chevauchement des niches isotopiques, et les préférences alimentaires chez le silure. Ce dernier se nourrit principalement de l'espèce invasive *P. clarkii*, quelque soit la classe de taille des silures. Les silures de plus grande taille consomment également une proportion significative d'espèces de poissons saumâtres, indiquant des changements trophiques ontogéniques.

La situation de l'anguille européenne, une espèce en danger critique d'extinction, est particulièrement préoccupante dans le canal du Fumemorte. Les résultats des analyses isotopiques ne permettent pas de montrer un impact significatif de la prédation par le silure sur l'anguille européenne. Ce résultat peut également refléter la faible accessibilité des

anguilles en tant que proies du fait de faibles densités. Il est donc important de considérer le développement futur d'une approche bioénergétique qui permettrait de convertir les 5% trouvé par les modèles bayésiens dans la reconstitution du régime alimentaire en terme de biomasse ingérée. Les silures montrent par contre des chevauchements de niches isotopiques importants, révélant l'exploitation de ressources communes, notamment l'écrevisse de Louisiane. Tant que l'écrevisse de Louisiane reste une proie abondante, la cohabitation de ces deux prédateurs ne semble pas compromettre la population d'anguille européenne. Toutefois, le récent déclin accru de l'anguille européenne dans le canal du Fumemorte, depuis 2022, interroge toujours sur l'impact potentiel du silure en tant que prédateur. A l'automne 2024, un suivi en télémétrie acoustique sur une trentaine d'anguilles européennes argentées, équipées avec des émetteurs prédation, est prévu afin de définir si les anguilles sont consommées par les silures.

Nos résultats mettent en lumière la complexité de la dynamique ontogénique, temporelle et spatiale d'utilisation des ressources entre les deux espèces. Comprendre les interactions trophiques est crucial pour la gestion et la conservation de ces deux prédateurs.

## REFERENCES

- Acou, A., Lefebvre, F., Contournet, P., Poizat, G., Panfili, J., & Crivelli, A. J. (2003). Silvering of female eels (*Anguilla anguilla*) in two sub-populations of the Rhône delta. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 368, 55–68.  
<https://doi.org/10.1051/kmae:2003036>
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., & Gherardi, F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: The European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12(11), 3817–3824. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9774-z>
- Audran, M., Gonin, P., & Rivoallan, D. (2024). *Etude de la lamproie marine (Petromyzon marinus) sur le bassin Rhône-Méditerranée. Campagne d'étude 2023*. (No. 13/16; p. 16). Association Migrateurs Rhône-Méditerranée.
- Autem, M. (1979). *Contributions à l'étude biologique des zones de dilution du littoral méditerranéen (estuaires & étangs lagunaires). I: Les estuaires languedociens et leurs poissons. II: Recherches sur les stratégies d'occupation de ces milieux par les poissons mugilidés. Différenciation génétique, biologie: Vol. Thèse 3ème cycle, Université Sciences Techniques du Languedoc, Ecologie Générale et Appliquée, 1979*. USTL.
- Barak, N. A.-E., & Mason, C. F. (1992). Population density, growth and diet of eels, *Anguilla anguilla* L., in two rivers in eastern England. *Aquaculture Research*, 23(1), 59–70.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1992.tb00596.x>
- Bernery, C., Bellard, C., Courchamp, F., Brosse, S., Gozlan, R. E., Jarić, I., Teletchea, F., & Leroy, B. (2022). Freshwater Fish Invasions: A Comprehensive Review. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 53(1), 427–456.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-032522-015551>

- Bevacqua, D., Andrello, M., Melià, P., Vincenzi, S., De Leo, G. A., & Crivelli, A. J. (2011). Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, *671*(1), 259–265. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0725-1>
- Bevacqua, D., Melià, P., Gatto, M., & De Leo, G. A. (2015). A global viability assessment of the European eel. *Global Change Biology*, *21*(9), 3323–3335. <https://doi.org/10.1111/gcb.12972>
- Bohn, T., & Amundsen, P.-A. (2001). The Competitive Edge of an Invading Specialist. *Ecology*, *82*(8), 2150. <https://doi.org/10.2307/2680222>
- Bouchard, C., Drouineau, H., Lambert, P., Boutron, O., & Nicolas, D. (2022). Spatio-temporal variations in glass eel recruitment at the entrance pathways of a Mediterranean delta. *ICES Journal of Marine Science*, *79*(6), 1874–1887. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac122>
- 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. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62916-w>
- 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*(4), e0196046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196046>
- Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2016). The end of the mythical giant catfish. *Ecosphere*, *7*(11), e01606. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1606>
- Chauvelon, P. (1996). *Hydrologie quantitative d'une zone humide méditerranéenne aménagée: Le bassin de Fumemorte en Grande Camargue, delta du Rhône* [PhD Thesis]. <http://www.theses.fr/1996MON20054>
- COGEPOMI. (2006). *Programme de gestion de l'anguille sur les lagunes méditerranéennes 2006–2008. Direction.*
- Conéjéro, J.-C., Vallée, C., & Santoul, F. (2020). *The European catfish loves Asian clam soup.* <https://doi.org/10.26028/CYBIUM/2020-443-007>
- Copp, G. H., Robert Britton, J., 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*(3), 252–282. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x>
- Crivelli, A. J., & Poizat, G. (2001). Timing of migration and exceptional growth of YOY *Alosa fallax rhodanensis* (Roule, 1924) in a lagoon in Southern France. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, *362/363*, 761–772.
- Cucherousset, J., Boulêtreau, S., Azémar, F., Compin, A., Guillaume, M., & Santoul, F. (2012). “Freshwater Killer Whales”: Beaching Behavior of an Alien Fish to Hunt Land Birds. *PLoS ONE*, *7*(12), e50840. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050840>
- Cucherousset, J., Boulêtreau, S., Martino, A., Roussel, J. -M., & Santoul, F. (2012). Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. *Fisheries Management and Ecology*, *19*(2), 111–119. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00824.x>
- 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*(1), 177–190. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9507-9>

- Dickey, J. W. E., Liu, C., Briski, E., Wolter, C., Moesch, S., & Jeschke, J. M. (2023). Identifying potential emerging invasive non-native species from the freshwater pet trade. *People and Nature*, pan3.10535. <https://doi.org/10.1002/pan3.10535>
- 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)*. *Cybium*. <https://doi.org/10.26028/CYBIUM/2019-431-006>
- Dörner, H., Skov, C., Berg, S., Schulze, T., Beare, D. J., & van der Velde, G. (2006). The diet of large eels (*Anguilla anguilla*) in relation to food availability. *ICES Annual Science Conference Proceedings, JRC34452*, 31.
- Flood, P. J., Duran, A., Barton, M., Mercado-Molina, A. E., & Trexler, J. C. (2020). Invasion impacts on functions and services of aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 847(7), 1571–1586. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04211-3>
- Fry, B. (2006). *Stable isotope ecology, Corrected as of 3rd printing*. (Springer).
- Guillerault, N., Bouletreau, S., Iribar, A., Valentini, A., & Santoul, F. (2017). Application of DNA metabarcoding on faeces to identify European catfish *Silurus glanis* diet. *Journal of Fish Biology*, 90(5), 2214–2219. <https://doi.org/10.1111/jfb.13294>
- Guillerault, N., Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2019). Predation of European catfish on anadromous fish species in an anthropised area. *Marine and Freshwater Research*, 70(5), 682. <https://doi.org/10.1071/MF18206>
- Guillerault, N., Delmotte, S., Poulet, N., & Santoul, F. (2015). *Etudes des interactions du Silure glane (Silurus glanis) avec l'ichtyofaune métropolitaine. Rapport final*.
- Haubrock, P. J., Azzini, M., Balzani, P., Inghilesi, A. F., & 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(1), 4–17. <https://doi.org/10.1111/eff.12481>
- Haubrock, P. J., Balzani, P., Britton, J. R., & Haase, P. (2020). Using stable isotopes to analyse extinction risks and reintroduction opportunities of native species in invaded ecosystems. *Scientific Reports*, 10(1), 21576. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78328-9>
- ICES. (2021). *Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL)*. <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.8143>
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Version 1)*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673>
- Irons, K. S., Sass, G. G., McClelland, M. A., & Stafford, J. D. (2007). Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, U.S.A. Is this evidence for competition and reduced fitness? *Journal of Fish Biology*, 71, 258–273. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01670.x>
- Lefebvre, F., Mounaix, B., Poizat, G., & Crivelli, A. J. (2004). Impacts of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* on *Anguilla anguilla*: Variations in liver and spleen masses. *Journal of Fish Biology*, 64(2), 435–447. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00309.x>
- Martino, A., Syväranta, J., Crivelli, A., Cereghino, R., & Santoul, F. (2011). Is European catfish a threat to eels in southern France? *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(3), 276–281.

- McCue, M. D., Javal, M., Clusella-Trullas, S., Le Roux, J. J., Jackson, M. C., Ellis, A. G., Richardson, D. M., Valentine, A. J., & Terblanche, J. S. (2020). Using stable isotope analysis to answer fundamental questions in invasion ecology: Progress and prospects. *Methods in Ecology and Evolution*, *11*(2), 196–214. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13327>
- Meineri, E., Rodriguez-Perez, H., Hilaire, S., & Mesleard, F. (2014). Distribution and reproduction of *Procambarus clarkii* in relation to water management, salinity and habitat type in the Camargue. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *24*(3), 312–323. <https://doi.org/10.1002/aqc.2410>
- Milardi, M., Green, A. J., Mancini, M., Trotti, P., Kiljunen, M., Torniainen, J., & Castaldelli, G. (2022). Invasive catfish in northern Italy and their impacts on waterbirds. *NeoBiota*, *72*, 109–128. <https://doi.org/10.3897/neobiota.72.80500>
- Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A. J., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., & Santoul, F. (2015). Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, *60*(4), 636–645. <https://doi.org/10.1111/fwb.12510>
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining  $R^2$  from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(2), 133–142. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>
- Olsson, K., Stenroth, P., Nyström, P., & Granéli, W. (2009). Invasions and niche width: Does niche width of an introduced crayfish differ from a native crayfish? *Freshwater Biology*, *54*(8), 1731–1740. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02221.x>
- Panfili, J., Boulenger, C., Musseau, C., & Crivelli, A. J. (2022). Extreme variability in European eel growth revealed by an extended mark and recapture experiment in southern France and implications for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *79*(4), 631–641. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0419>
- Pike, C., Crook, V., & Gollock, M. (2020). *Anguilla anguilla*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020: E.T60344A152845178*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T60344A152845178.en>
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., & R Core Team. (2017). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Post, D. M. (2002a). USING STABLE ISOTOPES TO ESTIMATE TROPHIC POSITION: MODELS, METHODS, AND ASSUMPTIONS. *Ecology*, *83*(3), 703–718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)
- Post, D. M. (2002b). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, *83*(3), 703–718.
- Quezada-Romegialli, C., Jackson, A. L., Hayden, B., Kahilainen, K. K., Lopes, C., & Harrod, C. (2018). tRophicPosition, an R package for the Bayesian estimation of trophic position from consumer stable isotope ratios. *Methods in Ecology and Evolution*, *9*(6), 1592–1599. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13009>
- Rosecchi, E., Poizat, G., & Crivelli, A. J. (1997). Introductions de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue: Historique, origines et modifications des peuplements. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, *344–345*, 221–232. <https://doi.org/10.1051/kmae:1997024>
- Rosecchi, E., Poizat, G., Crivelli, A. J., & Bergot, F. (1997). The introduction of freshwater fish and crayfish species in the Camargue: History, origins and changes in assemblages. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*.

- Sagouis, A., Cucherousset, J., Villéger, S., Santoul, F., & Boulêtreau, S. (2015). Non-native species modify the isotopic structure of freshwater fish communities across the globe. *Ecography*, *38*(10), 979–985. <https://doi.org/10.1111/ecog.01348>
- Sjöberg, N. B., Petersson, E., Wickström, H., & Hansson, S. (2009). Effects of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, *74*(9), 2158–2170. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02296.x>
- Stock, B. C., Jackson, A. L., Ward, E. J., Parnell, A. C., Phillips, D. L., & Semmens, B. X. (2018). Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ*, *6*, e5096. <https://doi.org/10.7717/peerj.5096>
- Swanson, H. K., Lysy, M., Power, M., Stasko, A. D., Johnson, J. D., & Reist, J. D. (2015). A new probabilistic method for quantifying n-dimensional ecological niches and niche overlap. *Ecology*, *96*(2), 318–324. <https://doi.org/10.1890/14-0235.1>
- Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Crivelli, A., Céréghino, R., & Santoul, F. (2010). Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the River Tarn (Garonne River basin), southwest France. *Aquatic Biology*, *8*, 137–144. <https://doi.org/10.3354/ab00220>
- Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Martino, A., Céréghino, R., & Santoul, F. (2009). Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften*, *96*(5), 631–635. <https://doi.org/10.1007/s00114-009-0511-3>
- Vagnon, C., Rohr, R. P., Bersier, L.-F., Cattaneo, F., Guillard, J., & Frossard, V. (2022). Combining food web theory and population dynamics to assess the impact of invasive species. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *10*, 913954. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.913954>
- Vejřík, L., Vejříková, I., Kočvara, L., Sajdlová, Z., Hoang The, S. C., Šmejkal, M., Peterka, J., & Čech, M. (2017). Thirty-Year-Old Paradigm about Unpalatable Perch Egg Strands Disclaimed by the Freshwater Top-Predator, the European Catfish (*Silurus glanis*). *PLOS ONE*, *12*(1), e0169000. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169000>
- Westrelin, S., Balzani, P., Haubrock, P. J., & Santoul, F. (2023). Interannual variability in the trophic niche of young-of-year fish belonging to four piscivorous species coexisting in a natural lake. *Freshwater Biology*, *68*(3), 487–501. <https://doi.org/10.1111/fwb.14041>
- Zaccara, S., Quadroni, S., De Santis, V., Vanetti, I., Carosi, A., Crosa, G., Britton, J. R., & Lorenzoni, M. (2021). Genetic and phenotypic displacement of an endemic *Barbus* complex by invasive European barbel *Barbus barbus* in central Italy. *Biological Invasions*, *23*(2), 521–535. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02379-2>

## ANNEXES

## Annexe 1 : Récapitulatif des échantillons prélevés pour les proies

Groupe de proie	Taxon	Saison	Nombre d'individus	Longueur totale MIN (mm)	Longueur totale MAX (mm)
<i>Procambarus clarkii</i>		Hiver 17	9		
		Printemps 17	17		
		Été 17	5		
		Automne 17	21		
		Hiver 18	16	24	98
		Printemps 18	18	21	109
		Été 18	19	66	101
		Automne 18	26	33	116
		Hiver 19	11	22	103
<b>Total</b>			<b>142</b>		
Other crustaceans	<i>Atyaephyra desmarestii</i>	Été 17	8		
		Automne 17	1		
		Été 18	5	22	35
	<i>Carcinus maenas</i>	Automne 18	1	36	
		Hiver 18	10	49	61
		Printemps 18	2	48	54
		Automne 18	3	45	47
	<i>Crangon crangon</i>	Hiver 19	2	46	51
		Hiver 18	11	49	75
		Printemps 18	2	51	71
		Automne 18	6	49	62
	Palaemonidae	Hiver 19	6	61	69
		Hiver 19	1	44	
		Hiver 17	11		
		Printemps 17	10		
		Été 17	2		
		Automne 17	9		
		Hiver 18	10		
		Printemps 18	10		
	Été 18	5	20	38	
Automne 18	10	23	42		
<b>Total</b>			<b>125</b>		
Poissons d'eau douce	<i>Alburnus alburnus</i>	Hiver 17	10	70	102
		Printemps 17	9	40	78
		Été 17	10	66	97
		Automne 17	10	54	112

	Hiver 18	10	61	137
	Printemps 18	10	48	94
	Eté 18	10	70	89
	Automne 18	10	80	125
	Hiver 19	10	65	115
<i>Abramis brama</i>	Hiver 17	1	235	
	Automne 17	1	332	
	Automne 18	1	424	
<i>Blicca bjoerkna</i>	Hiver 17	4	110	165
	Printemps 17	1	188	
	Eté 17	1	160	
	Automne 17	1	215	
	Hiver 18	1	170	
	Eté 18	1	73	
<i>Rhodeus amarus</i>	Printemps 17	10	44	60
Bream	Hiver 17	5	60	101
	Printemps 17	10	34	102
	Eté 17	9	56	100
	Automne 17	9	36	146
	Hiver 18	9	75	135
	Printemps 18	10	38	96
	Eté 18	10	51	120
	Automne 18	10	57	164
	Hiver 19	5	92	95
<i>Carassius carassius</i>	Hiver 17	5	196	282
	Printemps 17	10	150	322
	Automne 17	9	131	372
	Hiver 18	7	160	265
	Printemps 18	11	150	310
	Automne 18	11	81	345
<i>Cyprinus carpio juvenile</i>	Eté 17	9	35	61
	Eté 18	9	35	62
	Automne 18	4	126	205
<i>Cyprinus carpio adult</i>	Hiver 17	1	320	
	Eté 17	1	392	
	Automne 18	3	130	642
	Eté 18	2	46	47
<i>Gambusia holbrooki</i>	Automne 17	10	26	46
<i>Rutilus rutilus</i>	Hiver 17	8	62	205
	Hiver 18	8	110	150
	Printemps 18	1	146	
<i>Gobio gobio</i>	Eté 18	8	72	86
<i>Lepomis gibbosus</i>	Hiver 17	1	55	
	Printemps 17	10	62	111
	Eté 17	10	18	91
	Automne 17	11	21	115
	Hiver 18	3	55	62
	Printemps 18	5	67	91

		Eté 18	10	59	112
		Automne 18	10	62	109
	<i>Ameiurus melas</i>	Hiver 17	10	150	175
		Printemps 17	12	131	202
		Eté 17	5	62	161
		Automne 17	10	73	241
		Hiver 18	1	94	
		Printemps 18	5	104	225
		Eté 18	10	42	185
		Automne 18	9	53	250
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Hiver 17	11	45	81
		Printemps 17	10	47	64
		Eté 17	10	42	67
		Automne 17	11	51	75
		Hiver 18	10	46	75
		Printemps 18	10	41	62
		Eté 18	10	48	70
		Automne 18	10	54	85
		Hiver 19	4	41	60
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Hiver 19	2	84	127
	<i>Sander lucioperca</i>	Hiver 17	7	161	243
		Printemps 17	3	136	196
		Eté 17	10	66	150
		Automne 17	10	162	245
		Printemps 18	3	675	750
		Eté 18	9	65	91
		Automne 18	10	144	698
		Hiver 19	10	183	226
	<b>Total</b>		<b>577</b>		
Poissons d'eau saumâtre					
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Automne 18	3	50	67
	<i>Atherina sp.</i>	Hiver 17	10	46	69
		Eté 17	6	36	52
		Hiver 18	10	39	58
		Printemps 18	8	42	47
		Eté 18	10	40	62
		Automne 18	8	44	85
		Hiver 19	10	52	82
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Hiver 17	10	39	48
		Printemps 17	9	15	57
		Eté 17	5	19	26
		Automne 17	10	27	42
		Hiver 18	10	37	48
		Printemps 18	6	39	50
		Eté 18	10	22	27
		Automne 18	1	30	
		Hiver 19	2	41	47

	<i>Pomatoschistus sp.</i>	Hiver 17	4	28	52
		Printemps 17	10	33	43
		Eté 17	5	20	26
		Automne 17	10	27	44
		Hiver 18	7	34	45
		Printemps 18	9	31	44
		Eté 18	1	19	
		Automne 18	1	31	
		Hiver 19	1	30	
	<i>Chelon aurata</i>	Hiver 18	1	115	
		Automne 18	1	251	
	<i>Chelon ramada</i>	Hiver 17	1	217	
		Automne 17	3	152	157
		Hiver 18	9	142	162
		Printemps 18	9	159	295
		Eté 18	8	96	372
		Automne 18	10	156	330
		Hiver 19	9	90	135
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Hiver 17	6	60	71
		Printemps 17	2	55	72
		Hiver 18	3	56	61
		Printemps 18	1	49	
		Automne 18	5	30	50
		Hiver 19	9	56	71
	Mugilidae	Printemps 17	9	32	252
		Eté 17	4	105	212
		Automne 17	8	145	215
	Mugilidae juvenile	Hiver 17	1	37	
	<i>Mugil cephalus</i>	Hiver 17	1	205	
		Printemps 18	1	235	
	<i>Syngnathus abaster</i>	Hiver 18	10	60	85
		Printemps 18	10	53	93
		Automne 18	10	50	97
	<b>Total</b>		<b>307</b>		
Others	Amphibien	Printemps 18	4		
	<i>Sinanodonta woodiana</i>	Hiver 17	6	103	511
		Eté 17	2	130	155
		Automne 17	1		
		Hiver 18	3	120	190
		Automne 18	1		
	Insect	Hiver 18	3		
		Printemps 18	2		
	<i>Emys orbicularis</i>	Printemps 17	1		
		Eté 17	1		
		Printemps 18	12	60	155
	<i>Anas platyrhynchos</i>	Hiver 18	1		
		Printemps 18	1		
	<i>Gammarus sp.</i>	Hiver 17	10		

	Printemps 17	10		
	Eté 17	10		
	Automne 17	5		
	Hiver 18	10		
	Printemps 18	10		
	Eté 18	10		
	Automne 18	10		
	Hiver 19	10		
Idotea	Hiver 18	4		
	Printemps 18	8		
Snake	Printemps 17	2	574	619
	Eté 17	3	205	654
	Automne 17	1	545	
	Automne 18	1	364	
<b>Total</b>		<b>142</b>		

## Annexe 2 : Biomasse du silure glane, de l'anguille européenne et de leurs proies

L'abondance est exprimée en tant que biomasse des individus par taxon pour une période de pêche de 24 heures (BPUE, biomasse par unité d'effort). Les indices mensuels de BPUE ont été obtenus en utilisant la somme des prises quotidiennes dans les 2 filets utilisés sur le site de suivi à long terme (Fume 1). Une transformation logarithmique ( $\log(x+1)$ ) des totaux a été appliquée pour éviter l'influence des valeurs extrêmes. Ces valeurs ont ensuite été moyennées par mois. Les intervalles de confiance correspondent à  $1,96 \times SD/\sqrt{\text{nombre de jours de pêche}}$ , où  $SD = \sqrt{\text{var}(\text{moyenne mensuelle}(\log(\text{BPUE}+1)))}$ . Des analyses de variance utilisant le test F ont été réalisées pour tester si ces indices d'abondance étaient significativement différents entre les saisons. Le facteur saison correspond à la période de décembre à février pour l'hiver, de mars à mai pour le printemps, de juin à août pour l'été et de septembre à novembre pour l'automne.

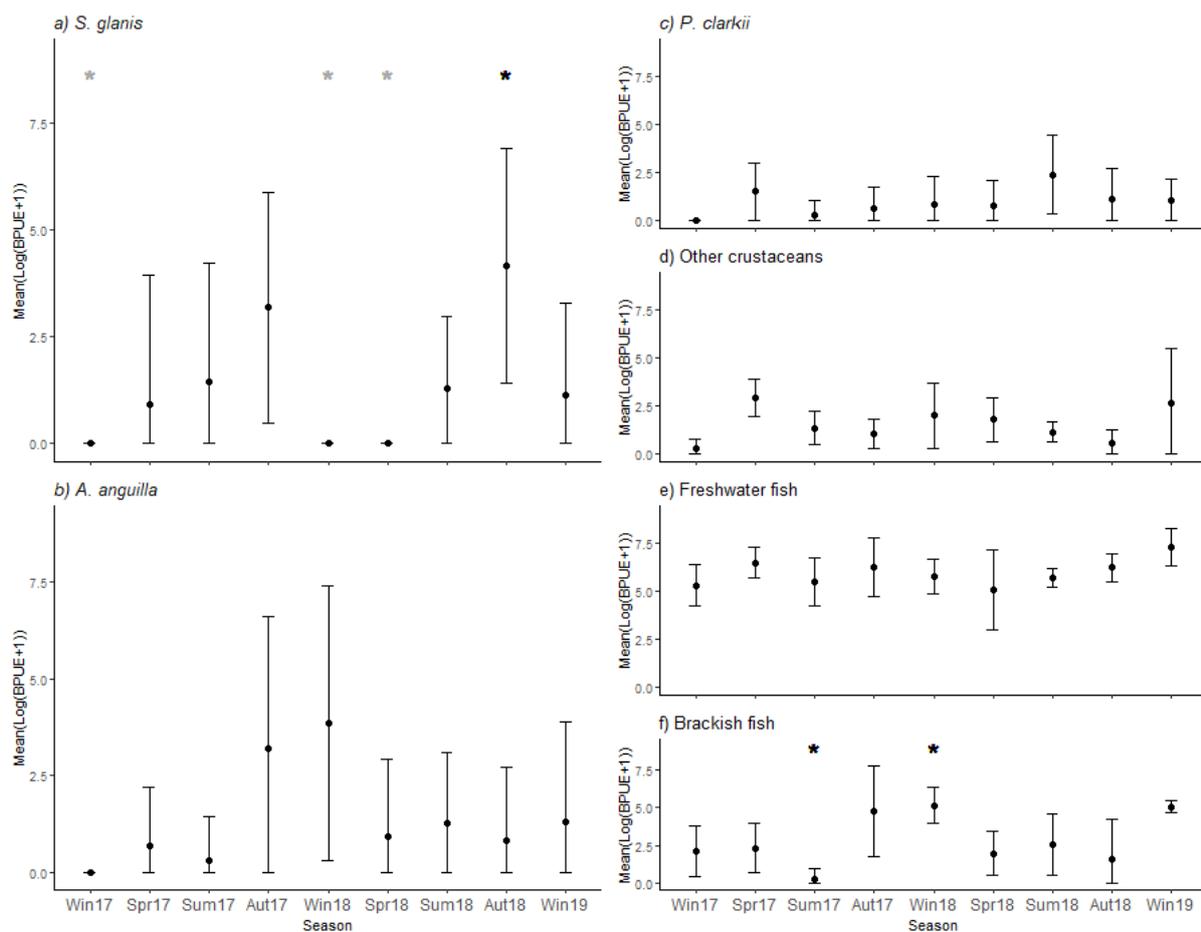


Figure A1 – Tendances de la population en terme de biomasse (moyenne du log BPUE  $\pm$  erreur standard) pour le silure glane (a), l'anguille européenne (b), et leurs proies : *P. clarkii* (c), autres crustacés (d), espèces de poissons d'eau douce (e) et espèces de poissons d'eau saumâtre dans le canal de Fumemorte sur les deux années d'étude, basées sur le suivi à long terme de la station historique (dénommée Fume 1). Les étoiles indiquent les périodes obtenues significativement différentes ( $p$ -value < 0,05) selon l'analyse de variance utilisant le test F. Dans le cas du silure, l'automne 2018 est significativement plus élevé par rapport aux trois saisons durant lesquelles aucun silure n'a été capturé : hiver 2017 et 2018, et printemps 2018.