

Alimentation des poissons dans la partie fluviale de l'estuaire de la Seine en comparaison avec la zone du bouchon vaseux

Complément au projet Seine Aval SARTRE sur l'étude de la chaîne trophique pélagique

Projet Seine-Aval 6
SARTRE

« Seine-Amont : Réseaux trophiques estuariens »

ANNEXE V



RAPPORT DE SYNTHESE À DESTINATION DU GIP SEINE AVAL

Alimentation des poissons dans la partie fluviale de l'estuaire de la Seine en comparaison avec la zone du bouchon vaseux

Complément au projet Seine Aval SARTRE
sur l'étude de la chaîne trophique pélagique

Par
Sylvain DUHAMEL (sylvain.duhamel@csln.fr)

Pour
GIP Seine Aval

Avec la collaboration de :

Alexis CRAMPON : Prélèvements, analyse de contenus stomacaux

Aimy DESODT : Prélèvements, analyse des contenus stomacaux

Elodie MORVAN : Prélèvements, laboratoire

Matia PAVKOVIC : Prélèvements

Ismène PERREIN : Prélèvements, laboratoire

Mélissa REY : Prélèvements, analyse des contenus stomacaux et saisie des données

Version provisoire de septembre 2023

Remerciements au patron et à l'équipage du « VILLE DE PARIS » et à celui du chalutier « FLIPPER » pour la préparation, la mise en œuvre du matériel de prélèvements, leur accueil et la réalisation des campagnes de prélèvements en mer.

SOMMAIRE

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS	5
1.1 Contexte	5
1.2 Etat des connaissances et Objectifs	5
2. MATERIEL ET METHODES.....	6
2.1 zones d'étude et masses d'eau	6
2.1.1 Engin de prélèvement et moyen nautique.....	7
2.1.2 Paramètres hydrologiques	8
2.1.3 Choix des espèces étudiées et périodes d'échantillonnage.....	8
2.1.4 Conditionnement, mesures et extraction des tractus digestifs	9
2.1.5 Détermination du spectre de proies et évaluation des biomasses	9
2.1.6 Expression des résultats.....	9
2.2 Traitement statistique des données	10
2.2.1 Tests non paramétriques	10
2.2.1.1 Normalité des distributions en taille	10
2.2.1.2 Comparaison de deux distributions.....	10
2.2.1.3 Comparaison de deux échantillons.....	10
2.2.2 Classification Ascendante Hiérarchique.....	10
2.2.3 L'analyse factorielle des correspondances	11
3. RESULTATS	13
3.1 Echantillonnage.....	13
3.1.1 Dates et conditions de marée	13
3.1.2 Bathymétrie et nature des fonds	13
3.1.3 Conditions hydrologiques.....	14
3.1.4 Poissons analysés	14
3.1.4.1 Effectifs et tailles moyennes	14
3.1.4.2 Répartition au sein des stations.....	15
3.2 Composition de l'alimentation et Main food index	16
3.2.1 L'éperlan	16
3.2.1.1 Comparaison par classe d'âge à Duclair	16
3.2.1.2 Comparaison par secteur géographique (éperlans G0).....	17
3.2.2 Le flet.....	18
3.2.3 Le gobie tacheté	20
3.3 Effectifs de proies et biomasse ingérée	21
3.3.1 Taux de vacuité des estomacs	21
3.3.2 Effectifs de proies ingérées.....	21
3.3.3 Biomasse : bol alimentaire identifié vs chyme	22
3.4 Variations annuelles.....	22
3.5 Indice de chevauchement des proies	23
4. DISCUSSION	25
4.1 Alimentation des poissons	25
4.2 Répartition de la ressource alimentaire.....	26
4.3 Variabilité du paysage trophique et cinétique d'usage des habitats par les poissons (<i>Match ou mismatch ?</i>).....	28

5. CONCLUSION32

BIBLIOGRAPHIE33

1. Contexte et objectifs

1.1 CONTEXTE

Cette étude s'inscrit dans le projet de recherche SARTRE du programme Seine Aval dédié à l'étude de la chaîne trophique pélagique de l'estuaire amont et des eaux douces tidales (Tackx et Buffan-Dubau, 2023).

Le projet SARTRE avait pour objectif de contribuer à combler le manque de données sur l'estuaire amont et d'harmoniser leur acquisition pour une vision plus globale de l'estuaire et de son fonctionnement trophique. Outre la quantification de l'efficacité des premiers maillons trophiques, il visait aussi à estimer la composition, les abondances des communautés pélagiques et suprabenthiques le long du continuum. L'ensemble du projet vise à l'élaboration d'un diagnostic du fonctionnement trophique de l'estuaire interne et à détecter les processus nécessitant une attention particulière dans le cadre d'une approche holistique de la restauration de ses fonctions écologiques.

1.2 ETAT DES CONNAISSANCES ET OBJECTIFS

Les poissons, comme de nombreux organismes vivants, intègrent les conditions environnementales dans lesquelles se jouent chaque phase de leur cycle de vie. A l'aval des grands fleuves, la banalisation des habitats aquatiques par les multiples aménagements est un fait qui caractérise la plupart des estuaires européens (Cattrijsse et al., 2002). Dans l'estuaire de la Seine, la pression humaine est continue sur les habitats depuis plus d'un siècle, qui se traduit aujourd'hui surtout par une artificialisation des berges (endiguement), une réduction drastique des petits fonds et des surfaces intertidales (> 75%) et une pression permanente sur les fonds (dragages par DAM depuis le milieu du XX^{ème} siècle) dont les effets sur le compartiment biologique sont encore très mal connus.

Depuis 2000, la Directive Cadre Européenne sur l'eau oblige les états membres de l'UE à assurer le suivi de la qualité et de l'état écologique des masses d'eau (continentales et côtières), y compris dans les estuaires (considérés à part entière en tant que masses d'eau de transition). L'ichtyofaune est l'un des éléments de qualité intégré à ce dispositif de surveillance, pour lequel un protocole de pêche spécifique a été élaboré à l'échelon national (Lepage & Girardin, 2005). Ce protocole est appliqué chaque année depuis 2010 dans l'estuaire de la Seine à raison de deux campagnes de pêche par an, qui permet aujourd'hui de connaître les espèces présentes sur le fond, les stades auxquelles elles sont présentes, mais aussi d'avoir une idée de l'évolution des populations au cours du temps.

A ces dispositifs s'ajoutent les nombreuses connaissances scientifiques acquises sur les chaînes trophiques, mais qui se sont jusqu'alors surtout centrées sur l'embouchure (notamment les projets COLMATAGE et CAPES), alors celles sur l'alimentation des poissons dans les masses d'eau internes de l'estuaire de Seine restent à ce jour presque inexistantes.

Outre ces travaux, différentes études ont été entreprises dans d'autres estuaires permettant une analyse détaillée des sources d'alimentation dont dépendent les assemblages d'espèces de poissons (voir par exemple les travaux menés en estuaire de la Gironde). Sans avoir une telle ambition, ce travail s'appuie sur les suivis en cours pour apporter quelques éléments supplémentaires de réflexion au regard de la nourriture consommée par les trois espèces de poissons les plus abondantes depuis la zone du bouchon vaseux jusque dans les eaux douces tidales, à savoir l'éperlan, le flet et le gobie tacheté. L'analyse se base sur la comparaison d'échantillons provenant de deux secteurs distincts, l'un du bouchon vaseux et l'autre du domaine fluvial au niveau de la boucle de Duclair. Le but de cette étude comparative est de mieux comprendre les liens entre la ressource alimentaire disponible et celle consommée par les poissons.

2. Matériel et méthodes

2.1 ZONES D'ETUDE ET MASSES D'EAU

La zone d'étude dans les eaux douces tidales se situe à peu près à mi-distance entre les deux pôles de la partie centrale de l'estuaire de la Seine (masse d'eau DCE HT02), c'est-à-dire en aval de Duclair entre les points kilométriques 278 et 287 (Figure 1). Le marnage à Duclair est compris entre 1,5 m (coefficient 35) et 3,7 m (coefficient 115). La salinité est quasiment nulle (valeur seuil de 0,29 sur la sonde multi paramètre).

La partie amont de l'estuaire salé (i.e. en amont du Pont de Normandie) à un marnage plus élevé, compris à Tancarville entre 3,0 m (coefficient 35) et 6,5 m (coefficient 115). La salinité en fin d'été caractérise le domaine oligo-mésohalin (10 ± 6 PSU). A noter que les mesures faites entre 2011 et 2021 dans le cadre du suivi DCE « poissons » révèlent dans ce secteur une augmentation de ce paramètre et une diminution concomitante du débit de la Seine (Duhamel, 2022).

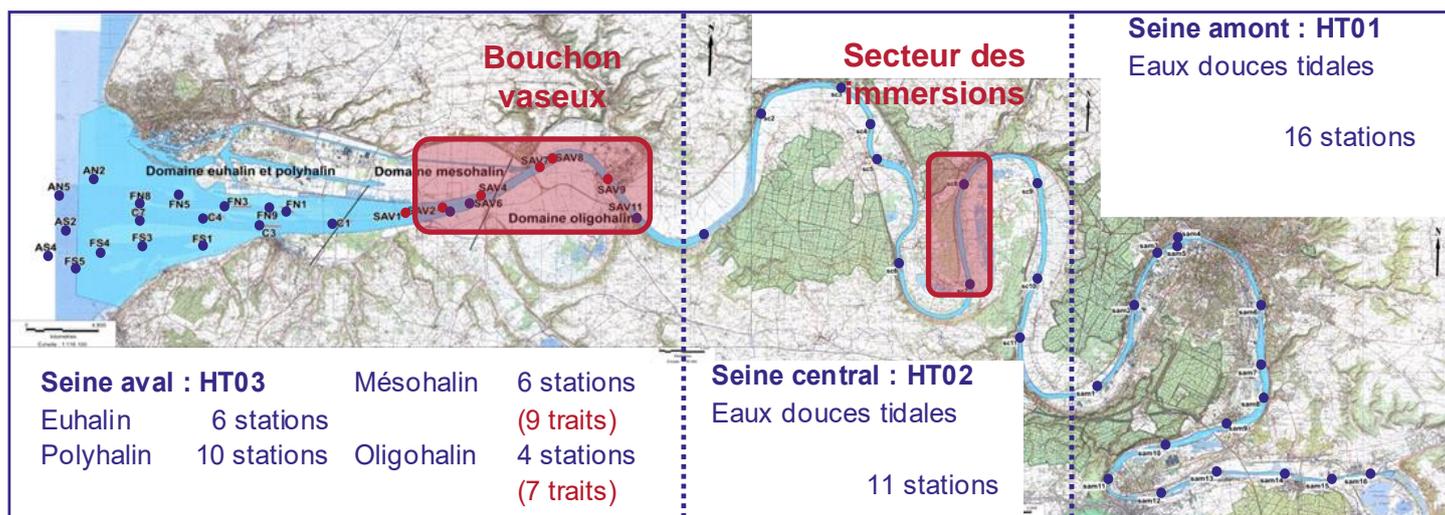


Figure 1 : Localisation des deux zones de pêche pour l'échantillonnage des poissons soumis à l'étude de contenus stomacaux dans le cadre de cette étude. Les points représentent les 53 stations de pêche suivies dans le cadre de la surveillance DCE « poissons » en masse d'eau de transition

La connaissance piscicole du lit mineur de la boucle de Duclair fait l'objet d'un complément d'investigation depuis 2019, opéré dans le cadre du suivi de l'immersion de sédiments de dragages du GPFMAS – DT Rouen entre les pk 283 et 285. Ce suivi incorpore l'échantillonnage des stations déjà suivies dans le cadre de la DCE et y ajoute 4 nouvelles stations encore jamais prospectées, notamment à proximité immédiate de la zone de clapages (Figure 2).

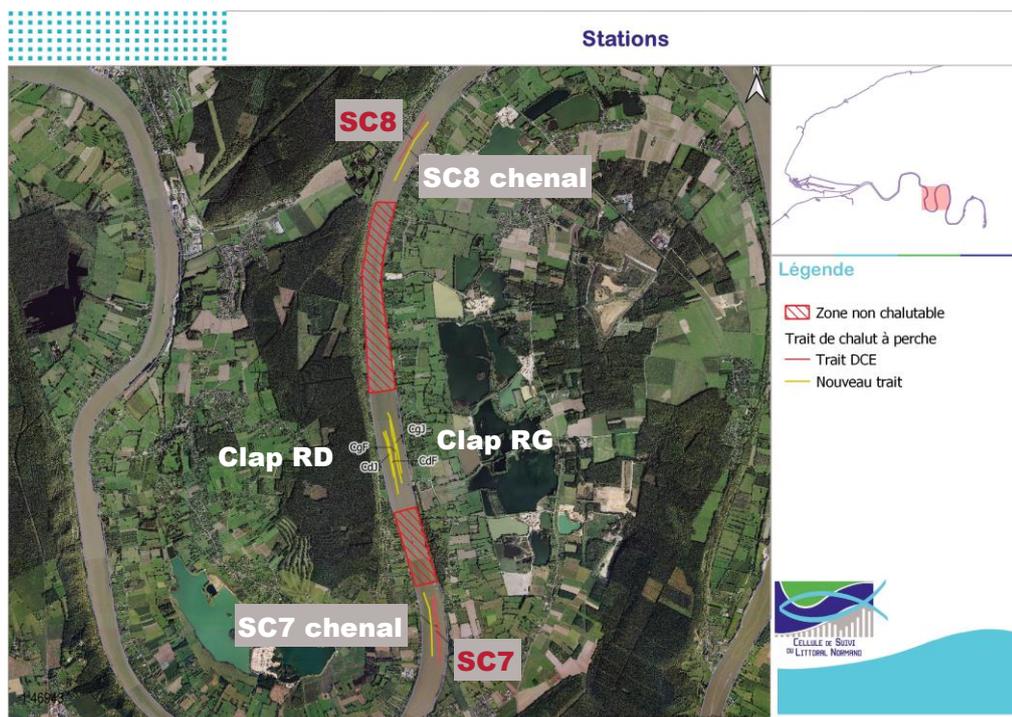


Figure 2 : Représentation cartographique des stations de pêche échantillonnées au chalut à perche pour le suivi du site d'immersion de sédiments de dragages dit de la « pâture aux rats » à l'aval de Duclair. Les stations de suivi DCE de part et d'autre du site sont figurées en rouge. Les stations ajoutées pour ce suivi sont figurées en jaune.

Sur les deux secteurs d'étude, la profondeur de la colonne d'eau échantillonnée est élevée, en rapport avec la fonction prioritaire de cette partie du fleuve pour le maintien de son accès à des navires de fort tirant d'eau jusqu'à Rouen (max = 11,30m).

2.1.1 Engin de prélèvement et moyen nautique

L'engin de prélèvement est un chalut à perche de 3m d'ouverture horizontale présentant un maillage dans la poche de 10mm de côté de maille. Il s'agit du chalut défini dans la norme AFNOR XP T90-701 (2011) concernant l'échantillonnage au chalut à perche des communautés de poissons dans les estuaires.

Le suivi des immersions de la zone de Clapage en aval de Duclair a été réalisé à bord du *Celtic Warrior of Blyth* en octobre 2019, puis en 2020 et 2021 à bord de la vedette rapide *Ville de Paris* appartenant tous deux à la société STO Logistique. Le suivi DCE des trois masses d'eau de l'estuaire de la Seine a lieu à bord du chalutier « Flipper » sous le commandement de Stanislas SWIATEK. Les caractéristiques de ces navires sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 1 : Caractéristiques des moyens nautiques utilisés lors du suivi et période d'utilisation

Zone d'étude	Masse d'eau	Navire	Type	Longueur (m)	Puissance (KW)	Période
Boucle de Duclair	Douce tidale	Ville de Paris	Vedette	17,6	2 x 205	2020 et 2021
Bouchon vaseux	Méso à oligohaline	Flipper	Chalutier	9,2m	87	2020 et 2021

La profondeur de la colonne d'eau au moment du trait de chalut est renseignée à partir du sondeur en passerelle en début et fin de trait. Les traits ont une durée de 15 minutes (approximativement 1000m

à 2 nœuds de vitesse) et leur position géographique est notée également en début et fin de trait à partir du GPS embarqué. La traîne est systématiquement enregistrée sur tablette ou ordinateur.

Le protocole DCE n'autorise qu'une interruption de traîne. Cette règle n'a pu être respectée en raison des nombreuses sources de croche et des multiples avaries dans le chalut.

2.1.2 Paramètres hydrologiques

Les principales caractéristiques hydrologiques (conductivité, température, turbidité et l'oxygène dissout) sont mesurées au fond avant chaque trait de chalut à l'aide d'une sonde multiparamètres (YSI). La conductivité est exprimée en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ température est exprimée en $^{\circ}\text{C}$, la salinité n'a pas d'unité, la turbidité est exprimée en NTU (Nephelometric Turbidity Unit) et l'oxygène est mesuré en mg/l et en % de saturation dans le milieu.

2.1.3 Choix des espèces étudiées et périodes d'échantillonnage

Il s'est porté sur les espèces les plus représentatives de l'estuaire fluvial en termes de fréquence d'occurrence et d'abondance numérique, à savoir l'éperlan, le flet et le gobie tacheté (Duhamel, 2022). Ces trois espèces appartiennent *a priori* à des groupes trophiques partiellement distinctes selon les guildes définies par les experts (Elliott et al., 2007 ; Henriques et al., 2017), à savoir une alimentation composée surtout d'invertébrés benthiques pour le flet et le gobie tacheté, d'invertébrés suprabenthiques à pélagiques pour l'éperlan. Parmi ces trois espèces, l'éperlan revêt un intérêt particulier en lien avec le projet de recherche SARTRE sur l'étude de la chaîne trophique pélagique en estuaire (Tackx et al, 2023). En effet c'est le seul poisson pélagique (Elliott et al., 2007) dont le cycle biologique se déroule intégralement dans l'estuaire. Hormis au cours de la période de reproduction, son lien avec les berges et les annexes latérales est faible comparativement à d'autres espèces, comme en témoigne les différents travaux menés sur ce petit migrateur anadrome depuis le début des années 2000 en Seine¹. Quelques éléments avaient d'ailleurs été dégagés sur son alimentation à l'aval du Pont de Normandie (Gouneau et al., 2001). Ceux-ci confirment une l'alimentation provenant de la colonne d'eau, les effectifs de proies des éperlans G0 se composant à 90% de mysidacés, les deux espèces dominantes étant *Neomysis interger* (Leach, 1814) et *Mesopodopsis slabberi* (Van Beneden, 1861).

Les deux suivis reposent sur la réalisation de deux campagnes annuelles (i.e. printemps et automne) mais l'analyse de l'alimentation est centrée sur celle qui est la plus favorable à la fois pour la présence des trois espèces mais aussi pour celle du stade juvénile (G0) c'est-à-dire celle d'automne. A noter que cette seconde campagne s'accompagne d'une remontée apparente de certaines espèces vers l'amont de l'estuaire (i.e. éperlan). Les individus conservés pour analyse des contenus stomacaux sont mis de côté à bord en glacière après les opérations habituelles de biométrie préconisée par le protocole DCE. Ils sont ensuite conservés au congélateur jusqu'à extraction et lecture des contenus stomacaux.

¹ Gouneau N, 2004. L'éperlan (*Osmerus eperlanus*) en estuaire de Seine : Etude de la répartition spatio-temporelle et de la croissance des jeunes stades de l'espèce dans les eaux douces à polyhalines et bilan des connaissances actuelles sur son cycle biologique. *Rapport DESS Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques, Univ. Pau et Pays de l'Adour : 25 pp + annexes*
Duhamel S. Gouneau N., Lefrançois T., Mayot S., Hanin C., Feunteun E., 2006. Le peuplement ichtyologique de l'estuaire amont de la Seine : étude spatio-temporelle dans les milieux profonds, *Programme Seine Aval / Thème IV Rouen, 37p.*
Duhamel S., Gouneau N., Lefrançois T., Mayot S., Perrot Y., Feunteun E., 2005. Programme Seine aval / Etat de la ressource halieutique de l'estuaire amont. *Rapport CSLN / GIP Seine Aval : 51 pp + annexes*
Duhamel S., Gouneau N., Lefrançois T., Mayot S., Perrot Y., Feunteun E., 2004. Programme Seine aval / Etat de la ressource halieutique de l'estuaire amont. *Rapport CSLN / GIP Seine Aval : 55 pp.*
Gouneau N., 2001. L'éperlan (*Osmerus eperlanus*) – Synthèse des connaissances sur l'écologie de l'espèce, historique et premiers résultats sur la population actuelle de l'estuaire de la Seine. *Rapport 1^{ère} année MST Sciences de l'Environnement, Univ. Rouen. 22 pp + annexes*

2.1.4 Conditionnement, mesures et extraction des tractus digestifs

Les individus sont traités en priorité lors du tri sur le terrain, ensachés, référencés et placés dans une glacière dotée de pains de glace.

Lors de l'extraction des tractus digestifs au laboratoire, chaque individu est référencé en même temps que l'on procède aux mesures de taille (longueur fourche) et de poids total individuel égoutté. Le système digestif est extrait entièrement et placé dans un pilulier rempli d'une solution de formol à 6 % (au moins 48 heures).

La lecture du contenu stomacal s'accompagne d'une mesure de la masse stomacale avant et après extraction du contenu. Les proies contenues dans l'estomac sont déposées sur une coupelle avec de l'eau et chaque proie est déterminée et dénombrée aussi précisément que possible. Les proies sont enfin séparées par espèce afin d'en déterminer la biomasse de poids frais (égouttage sur papier essuyeur de précision). Les différents poids sont lus à une précision de 0,0001g sur une balance de précision et support anti-vibration. Une précision supplémentaire est illusoire du fait des conditions draconiennes à respecter (température ambiante, humidité, vibrations...).

2.1.5 Détermination du spectre de proies et évaluation des biomasses

Elle est réalisée en allant aussi loin que possible en matière de précision, c'est-à-dire jusqu'au niveau de l'espèce ou au moins celui du genre. Bien qu'indispensable, notamment pour une comparaison des proies ingérées et celles présentes dans le milieu, atteindre ce niveau de précision n'est pas toujours possible.

2.1.6 Expression des résultats

Pour chaque station de pêche, les tailles des poissons capturés sont comparées à celles des échantillons soumis à l'analyse de l'alimentation, ce afin de déterminer l'existence éventuelle d'un biais de cette nature dans la représentativité des résultats.

Le taux de vacuité des estomacs est calculé comme étant le pourcentage d'estomac vide, qui permet d'estimer l'intensité d'alimentation (Berg, 1979).

Un indice d'alimentation, le Main Food Index (MFI) est calculé (Zander, 1982 ; Laffaille et al. 1999), qui prend en compte à la fois la fréquence de présence d'une proie i (i.e. d'un item alimentaire), le nombre d'individu N_i contenu dans l'estomac et la biomasse B_i de cette proie (Hynes, 1950 ; Hyslop, 1980) :

$$MFI_i = \left[\frac{\left(\%B_i \times \frac{[\%N_i + \%FO_i]}{2} \right)^{\frac{1}{2}}}{\sum_i MFI_i} \right] \times 100$$

L'indice de chevauchement du spectre alimentaire entre les trois prédateurs est évalué en utilisant le Diet Overlap Index de Schoener (Schoener, 1970 ; Hurlbert S.H., 1978) basé sur les biomasses ingérées par proie.

$$C_{xy} = 1 - \frac{1}{2} \left(\sum_i^n |p_{xi} - p_{yi}| \right) = \sum_i^n \min(p_{xi}, p_{yi})$$

Avec $p_{xi} = x_i/X$ et $p_{yi} = y_i/Y$

2.2 TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES

2.2.1 Tests non paramétriques

2.2.1.1 Normalité des distributions en taille

En statistiques, les tests de normalité permettent de vérifier si des données réelles suivent une loi normale ou non. Les tests de normalité sont des cas particuliers des tests d'adéquation (ou tests d'ajustement, tests permettant de comparer des distributions), appliqués à une loi normale.

Dans le cas présent on utilise le test de Kolmogorov-Smirnov pour analyser les distributions en taille des poissons analysés et déterminer 1) si elles sont normales ou non, 2) si les distributions diffèrent d'un site à l'autre.

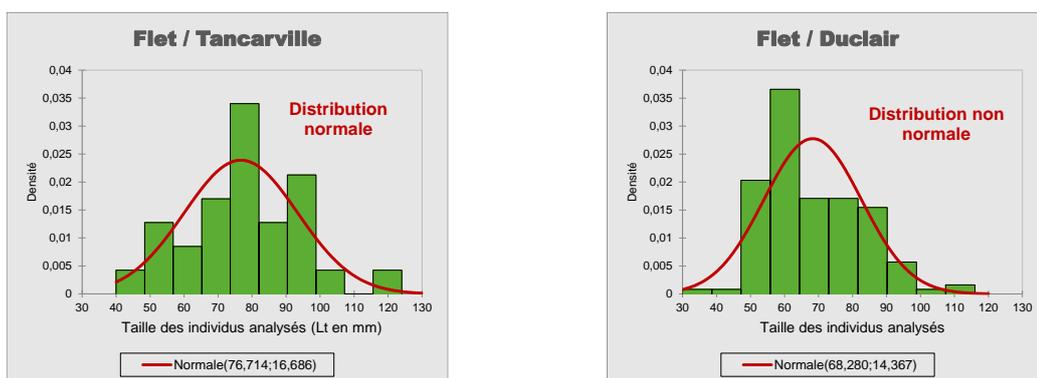


Figure 3 : Exemple de répartition des distributions en taille des poissons analysés. Distribution normale (à gauche) et non normale (à droite)

2.2.1.2 Comparaison de deux distributions

Les graphiques de la Figure 3 indiquent pour Tancarville que le pic d'effectifs de poissons est correctement centré par rapport à la courbe de Gauss. En revanche, ça n'est pas le cas à Duclair, où le pic est décalé vers la droite de la courbe et les petites tailles. Le test de Kolmogorov-Smirnov est également employé pour comparer les distributions. Elles diffèrent en effet significativement (test de KS ; $p = 0,013$) et ne suivent pas la même loi, comme en témoigne le graphique ci-dessous.

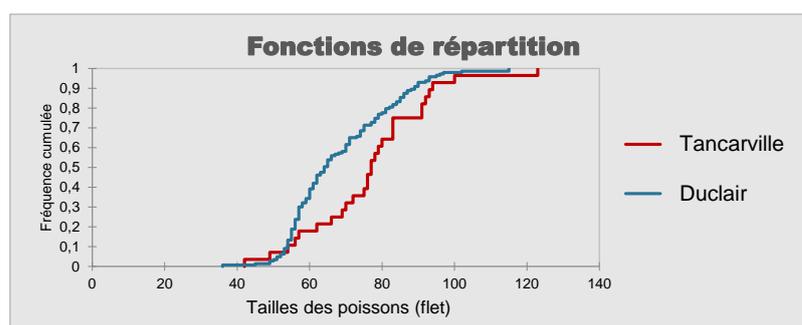


Figure 4 : Exemple de courbes de comparaison de 2 distributions (test de Kolmogorov-Smirnov).

2.2.1.3 Comparaison de deux échantillons

2.2.2 Classification Ascendante Hiérarchique

La CAH est un outil d'analyse exploratoire des données, dont le but ici est d'évaluer la variabilité hydrologique du paysage aquatique échantillonné et d'établir un classement par groupes d'échantillons possédant des caractéristiques hydrologiques communes en considérant que le degré

de similarité entre 2 échantillons est maximum s'ils appartiennent au même groupe (ou cluster). La représentation graphique de cette méthode est un arbre nommé « dendrogramme hiérarchique ». Dans ce dendrogramme, l'axe horizontal correspond à la distance de liaison. Ainsi, pour chaque nœud observé (où un nouveau cluster est formé) un critère de distance est mis en évidence pour les éléments respectifs qui ont été reliés entre eux dans un cluster. Le succès de cette analyse est d'interpréter les groupes d'après les variables utilisées. La méthode de classification de l'arbre utilise la dissimilarité entre les objets lors de la formation des ramifications de l'arbre. Parmi la variété des approches disponibles pour quantifier la dissimilarité, nous avons choisi de considérer la distance euclidienne, qui correspond à la distance géométrique entre les variables dans l'espace multidimensionnel. De plus, un lien ou une règle globale est nécessaire pour déterminer si deux groupes sont suffisamment similaires pour être reliés entre eux. La règle globale choisie dans cette étude est la méthode de Ward (Vega et al., 1998). Cette méthode utilise une analyse de la variance pour évaluer les distances entre les clusters.

2.2.3 L'analyse factorielle des correspondances

Les méthodes d'analyse factorielle des correspondances (AFC) tout comme celles d'analyse en composantes principales (ACP), s'utilisent pour décrire et hiérarchiser les relations statistiques qui peuvent exister entre des individus placés en ligne et des variables placées en colonnes dans un tableau rectangulaire de données. L'une et l'autre de ces deux méthodes considèrent le tableau de données comme un nuage de points dans un espace mathématique ayant autant de dimensions qu'il y a de colonnes dans le tableau de données ; elles cherchent à le projeter sur des axes ou des plans (appelés factoriels) de façon que l'on puisse en visualiser et étudier au mieux la forme et donc rechercher globalement des corrélations. La spécificité de l'AFC est qu'elle considère en même temps un nuage de point représentant les lignes (individus) et un autre représentant les colonnes (variables). Les logiciels d'AFC fournissent donc en sortie une ou plusieurs figures de plans factoriels sur lesquels sont positionnés à la fois les individus et les variables. Le premier axe d'inertie (F1) oppose les points, c'est-à-dire les lignes du tableau ayant les plus grandes distances ou « différences ». La première valeur propre d'inertie, (associée à ce premier axe) mesure la quantité d'information présente le long de cet axe, c'est-à-dire dans cette opposition. On analyse ainsi les différents axes, en reconstituant progressivement la totalité des données.

3. Résultats

3.1 ECHANTILLONNAGE

3.1.1 Dates et conditions de marée

La position des stations de pêche correspond à celles de suivis en cours (Cf 2.1).

Dans les deux zones d'étude, les dates de pêche sont sélectionnées selon le coefficient de marée d'une part (morte eau) et par la nécessité de réaliser tous les traits de jour d'autre part.

La zone aval fait l'objet d'une chronologie toujours identique dans le sens où les stations sont toujours prospectées dans le même ordre, avec pour chacune d'entre elle peut de variabilité des captures par rapport à la phase du cycle tidal. Il en est en revanche pas de même à Duclair où la chronologie des prélèvements peut varier d'une campagne à l'autre en fonction de l'horaire de pleine mer et l'impératif de prospecter à deux reprises (au flot et au jusant) les 2 stations les plus proches de la zone de clapage.

Tableau 2 : Dates, conditions de marée et nombre de traits de chalut pour les pêches de suivi lors des pêches au cours desquelles ont été collectés les poissons destinés à analyse de contenus stomacaux en fin d'été – début d'automne 2020 et 2021

Secteur	DATE	Moyen nautique	P.M. locale	Coef. marée	Nb traits validés	Conditions de marée
Duclair	13/10/2020	Ville de Paris	11 :38	51	6	3 x Flot 3 x Jusant
	16/09/2021	Ville de Paris	10 :15	43	9	4 x Flot 5 x Jusant
Estuaire aval	29-30/09/2020	Flipper	10 :44 & 11 :20	68 & 77	8	4 x flot 1 x pleine mer 3 x jusant
	27-28/09/2021	Flipper	15 :14 & 15 :42	54 & 41	8	4 x flot 1 x pleine mer 3 x jusant

3.1.2 Bathymétrie et nature des fonds

Sur la zone de Duclair, la hauteur de la colonne d'eau est la seule variable hydrologique qui varie significativement lors des 7 campagnes de pêche entre 2019 et 2022 (Duhamel et al., 2023), distinguant les stations SC8 et Clap RG (respectivement $10,9 \pm 1$ et $10,3 \pm 2$ m) des stations SC8_{chenal} et Clap RD (respectivement $13,4 \pm 1,4$ m et $13,8 \pm 1$ m).

A Tancarville, cette variable varie aussi de façon significative pour les 7 campagnes de la même période (KW, $p < 0,0001$) les stations les plus profondes étant SAV6, SAV9 et SAV3, positionnées dans le chenal de navigation ($13,5 \pm 1$ m) qui diffèrent des stations SAV2, SAV7 et SAV8 sur le talus adjacent ($9,6 \pm 1,4$ m).

A Duclair, la nature des fonds fait apparaître des différences, avec notamment un fond dur dans le chenal de la partie étroite de Duclair, jouté par des fonds de tuf calcaires en berge rive droite (Figure 5). La zone des clapages est plus large, avec une courantologie moindre, comme en témoigne les

dépôts de matériaux divers charriés par le fleuve (bois, coquilles vides, graviers, cailloux...). La berge en rive gauche présente un talus envasé relativement large et absent de la berge en rive droite. La station SC7 est peu envasée, avec une dominance récurrente de cailloutis.

En période d'étiage, le chenal dans le secteur de Tancarville fait l'objet de remontées de sédiments à dominante sableuse de l'embouchure vers l'amont. Ce substrat alterne sous forme de ridin, avec des zones envasées en berges ou sur les talus latéraux. A noter la présence de blocs régulièrement remontés dans le chalut, en lien avec les enrochements en pied de digue.



Figure 5 : Illustrations photographiques de l'hétérogénéité des fonds en aval de Duclair. La présence de blocs de tuf calcaire est récurrente sur la station SC8 (à gauche). Au niveau du site d'immersion, ici un aperçu de la variabilité entre flot et jusant sur la station « clapage rive gauche ». Les galets de silex sont caractéristiques de la station SC7.

3.1.3 Conditions hydrologiques

En fin d'été², la turbidité des eaux douces tidales en aval de Rouen (masse d'eau HT02) se situe à un niveau intermédiaire (69 ± 61 NTU) entre les eaux claires en amont de Rouen (8 ± 6 NTU) et celles très turbides entre la LSE³ et le Pont de Normandie (536 ± 574 NTU). On remarque que le secteur de Duclair correspond souvent à une baisse sensible de ce paramètre vers Rouen. La turbidité moyenne mesurée lors du suivi des immersions (24 ± 21 ; Duhamel et al. 2023) est légèrement inférieure à celle de l'ensemble de cette masse d'eau DCE. Les valeurs de fin d'été y sont globalement plus élevées (32 ± 25) que celle de printemps ($12,2 \pm 7$ NTU).

Bien que statistiquement différentes (MW, $p = 0,002$), les teneurs en oxygène mesurées entre 2019 et 2021 sont d'un niveau correct et similaire entre les deux zones d'échantillonnage (respectivement 82 ± 6 % à Duclair et 87 ± 10 % à Tancarville).

3.1.4 Poissons analysés

3.1.4.1 Effectifs et tailles moyennes

Au total, 467 poissons ont été analysés, dont les effectifs et les tailles moyennes sont décrits dans le Tableau 3 au regard des captures réalisées. Le nombre de poissons ayant été disséqués dépend partiellement de la différence interannuelle des effectifs capturés, notamment pour l'éperlan à Duclair en 2021, mais surtout pour le gobie tacheté lors de cet échantillonnage, quasiment absent sur ce site alors qu'il y était localement abondant en 2020. Les tailles moyennes du flet et du gobie tacheté sont

² Valeurs moyennes par masse d'eau lors des pêches du suivi DCE de 2019, 2020 et 2021

³ LSE : Limite de salure des eaux

plus petites en 2021 (test de Mann-Whitney, $p < 0,0001$) alors que celles l'éperlan (G0) ne révèlent aucune différence entre les deux années. Les différences peuvent être mises en lien avec une date de pêche plus tardive en 2020 sur le site de Duclair.

L'aspect spatial différencie en revanche nettement les distributions d'effectifs de flet, plus abondant à Duclair tandis que celles de l'éperlan privilégient l'estuaire salé et le bouchon vaseux (i.e. Tancarville) à cette période de l'année. Les flets G0 de Tancarville sont plus grands que ceux de Duclair (MW, $p = 0,002$) en revanche celles du gobie tacheté y sont plus petites (MW, $p < 0,0001$) que celles en provenance de Duclair, constat à relier également au décalage des dates de pêche à Duclair entre 2020 et 2021, qui n'existe pas à Tancarville.

Les tailles moyennes des poissons disséqués sont représentatives de celles des captures lors de chaque campagne et sur chaque site (aucun test significatif). L'analyse repose respectivement sur 182 éperlans nés dans l'année en cours (G0, taille moyenne 85 à 97 mm) et âgés d'un an et plus (G1+, taille moyenne 145 à 147 mm), 171 flet (G0, taille moyenne 62 à 80 mm) et 114 gobies tachetés (G0 & G1, taille moyenne de 27 à 43 mm).

Tableau 3 : Effectifs capturés par campagne de pêche et tailles moyennes par groupe d'âge de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté, nombre d'estomacs analysés dans chaque cas et taille moyenne des individus de l'échantillon.

Espèce	Secteur d'étude	Date	Captures			Echantillon CS			
			N capturé	Lf moy G1+	Lf moy G0	N G1+	N G0	Lf moy G1+	Lf moy G0
Eperlan	Duclair	oct-20	50	154,5 ± 14	96,3 ± 10	17	21	145,3 ± 13	96,8 ± 7
		sept-21	12	147,0 ± 11	97	11	1	147,0 ± 11	97
	Bouchon vaseux	sept-20	578	153,7 ± 18	88,0 ± 7	1	85	126	85,2 ± 5
		sept-21	376	153,3 ± 15	86,9 ± 9	0	46		86,5 ± 7
Flet	Duclair	oct-20	1635	136,0 ± 8	78,6 ± 15	0	50		80,3 ± 14
		sept-21	235	119	62,0 ± 11	0	93		61,8 ± 10
	Bouchon vaseux	sept-20	14	218,7 ± 83	69,1 ± 15	0	7		68,3 ± 12
		sept-21	27	141,7 ± 16	82,1 ± 18	0	21		79,5 ± 18
Gobie tacheté	Duclair	oct-20	3124		42,5 ± 7		31		42,6 ± 5
		sept-21	2		35,0		0		
	Bouchon vaseux	sept-20	63		39,8 ± 5		61		39,5 ± 5
		sept-21	57		27,5 ± 7		22		27,2 ± 7

3.1.4.2 Répartition au sein des stations

A l'exception du gobie tacheté, les poissons du secteur de Duclair proviennent en majorité des stations les plus proches de la zone d'immersion de sédiments de clapage, respectivement 64 % pour l'éperlan et 63 % pour le flet (Figure 6). La station SC7 proche du bac de Mesnil sous Jumièges contribue aussi significativement à l'échantillon, surtout pour le gobie tacheté, dont 68 % de l'échantillon total provient de cette station. La station SC8_{chenal} avec des fonds durs soumis à un courant plus important, contribue peu aux captures dans l'ensemble.

La provenance géographique des échantillons est plus diversifiée à Tancarville. Ils se répartissent assez équitablement d'amont en aval pour l'éperlan et le gobie tacheté, conformément à leur distribution au sein des captures dans ce secteur. Les flets proviennent en revanche surtout du talus envasé au nord du chenal de navigation en aval du Pont de Tancarville (station SAV4 = 61 %).

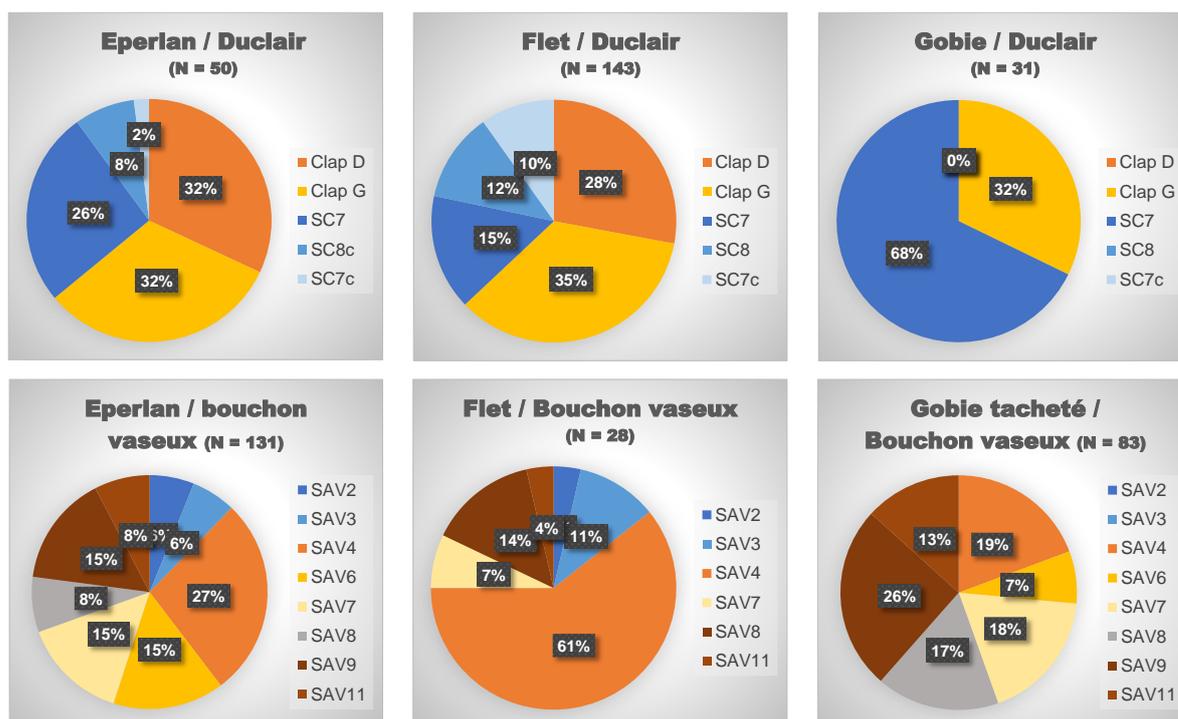


Figure 6 : Répartition de la provenance des poissons analysés sur les stations de pêche

3.2 COMPOSITION DE L'ALIMENTATION ET MAIN FOOD INDEX

3.2.1 L'éperlan

Le contenu stomacal qui a pu être identifié pour l'ensemble des 182 éperlans analysés se compose de 20 taxons (Tableau 4). La liste de taxons ingérés par les éperlans G0 est plus diversifiée dans le domaine mésohalin de l'estuaire (i.e. Tancarville) qu'en eau douce (i.e. Duclair).

Les distributions de tailles des poissons disséqués sont différentes (Test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,0001$), avec sur le site aval une taille modale (effectif max pour $79,9 \text{ mm} < L_f < 83,2 \text{ mm}$) inférieure à celle du site amont (effectif max pour $96,6 \text{ mm} < L_f < 100,4 \text{ mm}$). Quel que soit le secteur géographique, les crustacés sont largement dominants dans l'alimentation des éperlans nés dans l'année (MFI compris entre 84 % et 94 % ; Figure 7). Les deux secteurs se distinguent cependant de façon très nette quant à la catégorie de crustacé ingéré : les amphipodes représentant 81 % du MFI en eau douce alors qu'ils ne représentent que 16 % en milieu mésohalin. Dans cette masse d'eau ce sont les mysidacés la principale ressource alimentaire (MFI = 63 %). La contribution des copépodes y est également plus élevée (MFI = 12 %) que dans les eau douces (MFI = 0,6 %).

3.2.1.1 Comparaison par classe d'âge à Duclair

Le spectre de proies varie globalement peu entre les deux classes d'âge considérées. Les crustacés amphipodes Gammaridae, dont *Gammarus zaddachi* est le principal représentant, sont ici la principale ressource alimentaire (MFI = 68 % pour les éperlans G0 et MFI = 55 % pour les individus G1+).

En fin d'été, les éperlans G0 ayant une taille moyenne de 95 mm se nourrissent très peu de copépodes (MFI < 1%) et ce taxon est absent dans l'alimentation des G1+. Quelle que soit la classe d'âge, le principal apport alimentaire est apporté par les crustacés amphipodes (64 % à 81 %), de taille et de biomasse individuelle nettement supérieure à celle des copépodes. A noter l'apport non négligeable de l'amphipode corophidae *Chelichorophium robustum* identifié dans les estomacs d'éperlan G1+.

Cette proie reflète l'évolution récente du système (Chouquet et al., 2022), et l'intégration d'espèces récemment introduites à l'intérieur du réseau trophique. La contribution des crustacés décapodes n'apparaît que pour les éperlans adultes (MFI = 34 %). La crevette blanche *P. longirostris* est la seule espèce de ce groupe présente dans cette partie du fleuve. Malgré une fréquence d'apparition qui n'est que de 7 %, ce type de proie, plus volumineuse, est celle qui contribue le plus à la biomasse ingérée (78 %).

3.2.1.2 Comparaison par secteur géographique (éperlans G0)

Les distributions de tailles des poissons disséqués sont différentes (Test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,0001$), avec sur le site aval une taille modale (effectif max pour $79,9 \text{ mm} < L_f < 83,2 \text{ mm}$) inférieure à celle du site amont (effectif max pour $96,6 \text{ mm} < L_f < 100,4 \text{ mm}$). Quel que soit le secteur géographique, les crustacés sont largement dominants dans l'alimentation des éperlans nés dans l'année (MFI compris entre 84 % et 94 % ; Figure 7). Les deux secteurs se distinguent cependant de façon très nette quant à la catégorie de crustacé ingéré : les amphipodes représentant 81 % du MFI en eau douce alors qu'ils ne représentent que 16 % en milieu mésohalin. Dans cette masse d'eau ce sont les mysidacés la principale ressource alimentaire (MFI = 63 %). La contribution des copépodes y est également plus élevée (MFI = 12 %) que dans les eau douces (MFI = 0,6 %).

Tableau 4 : Composition des proies observées dans l'estomac de l'éperlan sur les deux masses d'eau étudiées dans l'estuaire de la Seine. Valeurs de pourcentage de l'occurrence des proies (% Fo), de leur répartition numérique (% N) et pondérale (% B) et valeurs de MFI.

Habitat	Lf (mm) Stade	Groupe faunistique	Taxon identifié	N	Fo%	% N	% B	MFI	MFI%
Eau douce	94 ± 7 mm G0	Crustacé	Amphipode	4	18,2%	7,7%	7,4%	0,10	12,52%
		Arthropode	Arthropode	2	9,1%	3,8%	0,6%	0,02	2,58%
		Crustacé	Copépode	2	9,1%	3,8%	0,0%	0,00	0,58%
		Crustacé	Crabe	1	4,5%	1,9%	1,2%	0,02	2,49%
		Crustacé	Gammarus	8	13,6%	15,4%	27,9%	0,20	25,68%
		Crustacé	<i>Gammarus zaddachi</i>	14	36,4%	26,9%	35,0%	0,33	42,48%
		Poisson	<i>Pomatoschistus microps</i>	1	4,5%	1,9%	27,7%	0,09	12,08%
		Divers	Œufs	15	9,1%	28,8%	0,0%	0,01	0,99%
		Divers	Nématode	5	4,5%	9,6%	0,0%	0,005	0,60%
	146 ± 12 mm G1+	Crustacé	Amphipode	1	3,6%	1,0%	0,3%	0,01	1,49%
		Crustacé	<i>Chelicorophium robustum</i>	11	10,7%	10,5%	1,2%	0,04	6,45%
		Crustacé	Corophium	1	3,6%	1,0%	0,1%	0,00	0,69%
		Crustacé	Gammare	5	14,3%	4,8%	4,4%	0,06	11,61%
		Crustacé	<i>Gammarus zaddachi</i>	25	50,0%	23,8%	15,8%	0,24	43,27%
		Crustacé	<i>Palaemon longirostris</i>	2	7,1%	1,9%	78,1%	0,19	33,68%
		Divers	Œufs	46	3,6%	43,8%	0,0%	0,00	0,60%
		Divers	Nématode	14	10,7%	13,3%	0,1%	0,01	2,21%
		Divers	Microplastique	2	3,6%	0,0%	0,0%		
	Oligo-mésohalin	85,6 ± 6 mm G0	Crustacé	Copépode	383	46,6%	51,00%	2,0%	0,10
Arthropode			Arthropode	3	2,3%	0,40%	0,4%	0,01	0,85%
Crustacé			Mysidacés	95	35,1%	12,65%	25,3%	0,25	29,00%
Crustacé			<i>Neomysis integer</i>	7	3,8%	0,93%	2,8%	0,03	3,03%
Crustacé			<i>Neomysis americana</i>	21	7,6%	2,80%	4,7%	0,05	5,87%
Crustacé			<i>Neomysis</i> sp.	10	6,1%	1,33%	1,7%	0,03	2,98%
Crustacé			<i>Mesopodopsis slabberi</i>	68	23,7%	9,05%	21,5%	0,19	22,13%
Crustacé			Amphipode	5	3,8%	0,67%	0,9%	0,01	1,66%
Crustacé			<i>Corophium volutator</i>	2	1,5%	0,27%	0,5%	0,01	0,75%
Crustacé			<i>Gammarus zaddachi</i>	8	4,6%	1,07%	31,7%	0,09	11,15%
Crustacé			Gammare	4	3,1%	0,53%	3,5%	0,03	2,97%
Crustacé			Crangonidés	2	1,5%	0,27%	4,0%	0,02	2,23%
Crustacé			Palaemonidé	1	0,8%	0,13%	0,2%	0,00	0,33%
Divers			Œufs	12	1,5%	1,60%	0,0%	0,00	0,22%
Divers			Nématode	130	32,1%	17,31%	0,8%	0,04	5,29%
Divers			Microplastique	1	0,8%				

3.2.2 Le flet

Les flets nés dans l'année sont présents dans tout l'estuaire (Duhamel et al., 2022), mais comme l'éperlan, leur distribution spatiale à cette saison tend à privilégier les masses d'eau à partir de Rouen jusqu'à l'embouchure. Les 171 individus analysés (G0) ont une alimentation assez diversifiée avec 23 taxons répertoriés (Tableau 5). Le spectre de proies est plus diversifié en eau douce (19 taxons répertoriés) que dans le domaine mésohalin (seulement 6 taxons).

En fin d'été, les flets nés dans l'année (début de printemps) ont une taille moyenne comprise entre 62 et 82 mm (Cf Tableau 3). Les distributions de celles des individus analysés diffèrent significativement entre les deux secteurs géographiques (Test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,013$). A Duclair, la répartition des tailles ne suit pas une loi normale et l'effectif maximal de poissons correspond à des individus mesurant entre 55,8 et 64,4 mm. A Tancarville la distribution est normale, mais les effectifs max ont une taille plus grande (73,6 mm < Lf < 82 mm).

La principale ressource alimentaire est issue des crustacés sur les deux sites mais les espèces proies diffèrent de l'un à l'autre (Tableau 5). A Duclair, les amphipodes représentent à eux seuls 62 % de l'indice d'alimentation, avec pour principale proie identifiée le gammare *G. zaddachi* (MFI = 45 % ; Figure 5). Les amphipodes sont absents du spectre de proies recensées sur le site aval, où l'alimentation se compose d'autres crustacés et principalement de mysidacés (MFI = 30 %), de copépodes (MFI = 19 %) et de décapodes (MFI = 14 %). A noter sur le site amont, une part significative de l'alimentation des flets en provenance d'un groupe faunistique non observé chez l'éperlan : celui des annélides (MFI = 33 %). A l'aval, les résultats révèlent une prédation qui s'exerce aussi sur les poissons, avec l'ingestion possible de jeunes gobies tachetés. La fréquence de ce type de proie est faible (3,6 %) alors que celle des annélides oligochètes sur le site amont correspond aux valeurs maximales non seulement en termes d'occurrence ($F_o = 43\%$), mais aussi d'effectifs ($N = 26\%$).

Tableau 5 : Composition des proies observées dans l'estomac du flet sur les deux masses d'eau étudiées dans l'estuaire de la Seine. Valeurs de pourcentage de l'occurrence des proies (% F_o), de leur répartition numérique (% N) et pondérale (% B) et valeurs de MFI.

Habitat	Lf (mm) Stade	Groupe faunistique	Taxon identifié	N	Fo%	% N	% B	MFI	MFI%
Eau douce (baïse Pâtûre aux Rats)	68 ± 14 mm G0	Annélides	Oligochète	324	42,7%	26,1%	11,2%	0,20	20,96%
		Annélides	<i>Hypania invalida</i>	188	8,4%	15,1%	10,9%	0,11	12,12%
		Rotifères	Rotifères	2	1,4%	0,2%	0,1%	0,00	0,30%
		Arthropode	Arthropode	4	2,8%	0,3%	0,1%	0,00	0,42%
		Crustacé	Copépode	33	11,9%	2,7%	0,1%	0,01	0,72%
		Crustacé	Amphipode	11	7,0%	0,9%	0,1%	0,01	0,79%
		Crustacé	<i>Chelicorophium robustum</i>	303	7,7%	24,4%	8,8%	0,12	12,70%
		Crustacé	Corophium	21	0,7%	1,7%	0,1%	0,00	0,37%
		Crustacé	Gammare	9	4,2%	0,7%	2,4%	0,02	2,62%
		Crustacé	<i>Gammarus zaddachi</i>	263	32,9%	21,2%	65,2%	0,42	44,92%
		Crustacé	<i>Palaemon longirostris</i>	1	0,7%	0,1%	0,5%	0,00	0,45%
		Mollusque	Bivalve	1	0,7%	0,1%	0,1%	0,00	0,21%
		Mollusque	<i>Corbicula fluminea</i>	5	1,4%	0,4%	0,5%	0,01	0,71%
		Mollusque	Sphaerium sp	2	1,4%	0,2%	0,1%	0,00	0,30%
		Chordés	Poissons	29	16,1%	2,3%	0,1%	0,01	1,03%
		Divers	Œufs	10	0,7%	0,8%	0,1%	0,00	0,29%
		Divers	Nématode	36	17,5%	2,9%	0,1%	0,01	1,08%
		Divers (parasite)	Trématode	8	5,6%				
		Divers (parasite)	Acanthocéphale	12	7,0%				
Divers	Microplastique	2	1,4%						
Oligo-mésohalin	76,7 ± 17 mm G0	Crustacé	Copépode	22	39,3%	64,7%	1,5%	0,09	18,88%
		Crustacé	<i>Neomysis americana</i>	1	3,6%	2,9%	2,3%	0,03	5,90%
		Crustacé	<i>Neomysis integer</i>	4	7,1%	11,8%	13,4%	0,11	24,23%
		Crustacé	Crangonidés	2	7,1%	5,9%	6,2%	0,06	13,67%
		Chordés	<i>Pomatoschistus microps</i>	1	3,6%	2,9%	76,5%	0,16	33,98%
		Divers	Nématode	4	14,3%	11,8%	0,2%	0,02	3,34%

Tableau 6 : Composition des proies observées dans l'estomac du gobie tacheté sur les deux masses d'eau étudiées dans l'estuaire de la Seine. Valeurs de pourcentage de l'occurrence des proies (% Fo), de leur répartition numérique (% N) et pondérale (% B) et valeurs de MFI.

Habitat	Lf (mm) Stade	Groupe faunistique	Taxon identifié	N	Fo%	%N	%B	MFI	MFI%
Eau douce (Pâtûre aux Rats)	42,7 ± 5 mm G0 / G1	Annélides	<i>Hypania invalida</i>	3	10,0%	2,6%	7,4%	0,07	7,50%
		Annélides	Oligochète	74	70,0%	64,9%	43,7%	0,54	59,66%
		Crustacé	Copépode	2	3,3%	1,8%	0,0%	0,00	0,32%
		Crustacé	Amphipode	3	10,0%	2,6%	9,0%	0,08	8,29%
		Crustacé	<i>Chelicorophium robustum</i>	1	3,3%	0,9%	2,4%	0,02	2,48%
		Crustacé	Gammaré	2	3,3%	1,8%	6,7%	0,04	4,55%
		Crustacé	<i>Gammarus zaddachi</i>	2	6,7%	1,8%	30,1%	0,11	12,37%
		Divers	Nématode	27	36,7%	23,7%	0,6%	0,04	4,82%
Oligo-mésosalin	36,3 ± 8 mm G0 / G1	Annélides	Polychètes	1	1,2%	0,2%	0,1%	0,00	0,45%
		Crustacé	Copépode	415	81,9%	74,4%	0,1%	0,03	4,75%
		Crustacé	Arthropode	28	22,9%	5,0%	10,2%	0,12	20,28%
		Crustacé	Mysidacés	31	22,9%	5,6%	51,9%	0,27	46,19%
		Crustacé	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	3	2,4%	0,5%	13,9%	0,05	7,69%
		Crustacé	<i>Neomysis americana</i>	2	2,4%	0,4%	14,8%	0,05	7,70%
		Crustacé	<i>Neomysis</i> sp.	4	3,6%	0,7%	9,3%	0,04	7,62%
		Crustacé	Amphipode	1	1,2%	0,2%	0,1%	0,00	0,45%
		Chordés	Poissons	32	18,1%	5,7%	0,1%	0,01	1,86%
		Divers	Œufs	7	2,4%	1,3%	0,1%	0,00	0,73%
		Divers	Nématode	34	30,1%	6,1%	0,1%	0,01	2,29%
		Divers (parasite)	Trématodes	29	16,9%				
		Divers (parasite)	Digène	10	3,6%				
		Divers	Microplastique	3	3,6%				

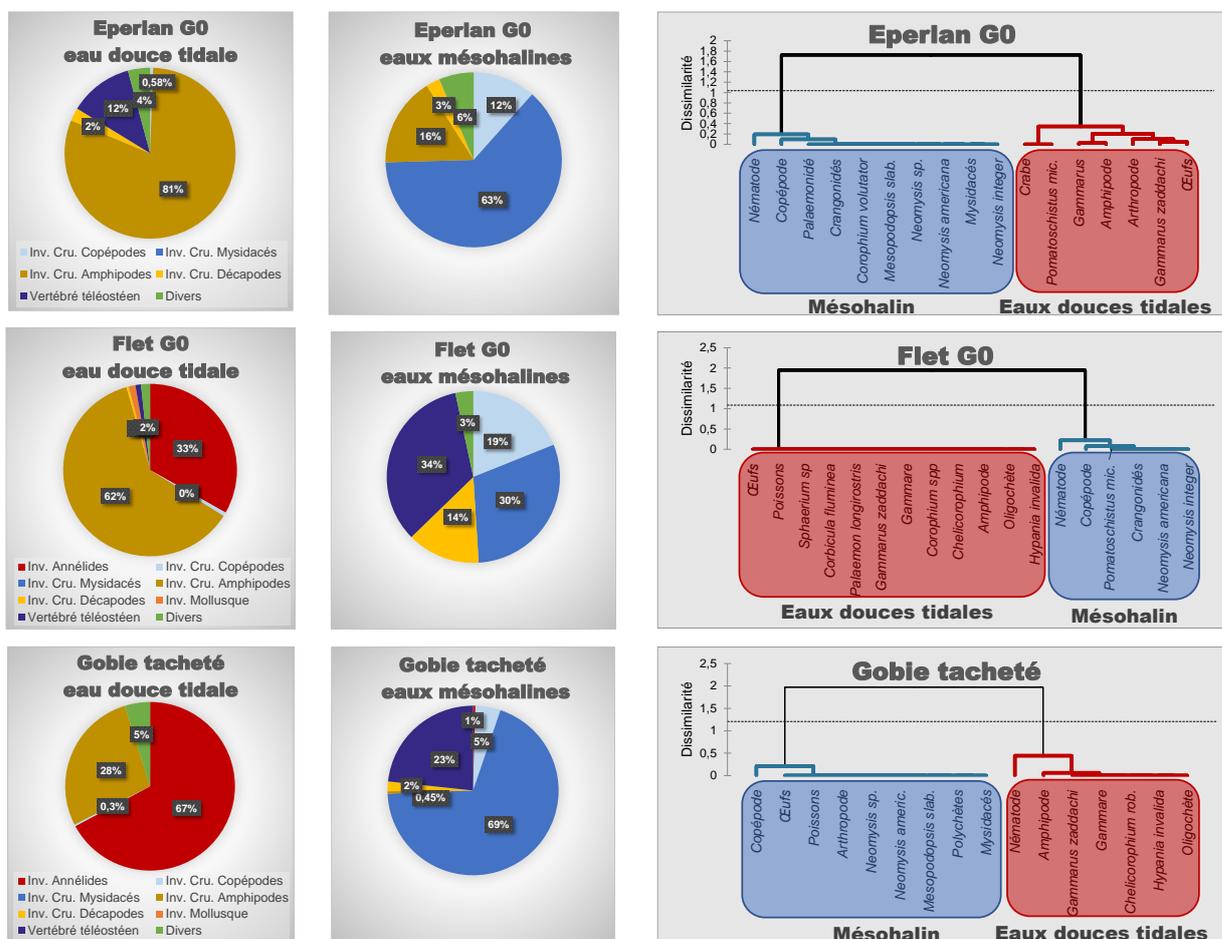


Figure 7 : Composition par groupe faunistique des proies ingérées (à gauche) et résultat des classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) réalisées sur les valeurs de MFI (voir Tableaux 5 à 7) de l'éperlan (en haut), du flet (au milieu) et du gobie tacheté (en bas).

3.2.3 Le gobie tacheté

La normalité des distributions est vérifiée sur chaque site mais les distributions de tailles des poissons disséqués sont différentes (Test de Kolmogorov-Smirnov ; $p < 0,001$), avec une taille modale plus grande à Duclair (effectif max pour 41,5 mm $< L_f < 46,1$ mm) qu'à Tancarville (effectifs max pour 31 mm $< L_f < 39,4$ mm).

Avec un total de 18 items différenciés dans les observations de contenus stomacal, on retrouve pour le gobie tacheté une liste de proies qui reste globalement très similaire à celles de l'éperlan et du flet. A noter la présence parmi ces items de vers parasites tels que les trématodes, observés également chez le flet. Les nématodes sont quant à eux naturellement présents dans l'environnement où leur diversité est élevée (plus de 3000 espèces recensées). Ils sont présents dans chaque lot d'estomacs, sans qu'il soit véritablement possible de discerner leur rôle en tant que proie ou parasite.

Parmi les trois poissons étudiés, le gobie tacheté est l'espèce dont la ressource alimentaire est la plus différenciée entre les deux masses d'eau. A Duclair, elle se compose en majeure partie d'annélides (MFI = 67 %), alors que se sont à nouveau les crustacés mysidacés qui, à Tancarville représentent l'essentiel de l'apport alimentaire identifiable (MFI = 69 %). Bien que les copépodes soient recensés sur chaque site, leur contribution s'avère plus élevée à Tancarville (MFI = 5 %) qu'à Duclair (MFI = 0,3 %). De même, les Annélides sont recensés quelle que soit la masse d'eau, mais les vers oligochètes représentent la proie caractéristique du site de Duclair (70 % de l'occurrence, 65 % des effectifs et 44 % de la biomasse) alors qu'ils sont absents à Tancarville.

Ces résultats peuvent être synthétisés par une AFC, dont la représentation sur les plans 1 et 2 extirpe 58 % de l'inertie du nuage de points. L'axe 1 différencie nettement les proies ingérées en eau douce (amphipodes et vers annélides) de celles qui le sont en domaine méso-oligohalin (copépodes, mysidacés, décapodes et vertébrés). Au centre sur cet axe, les œufs indifférenciés et les nématodes, relatent le trait commun aux trois espèces étudiées (Figure 8).

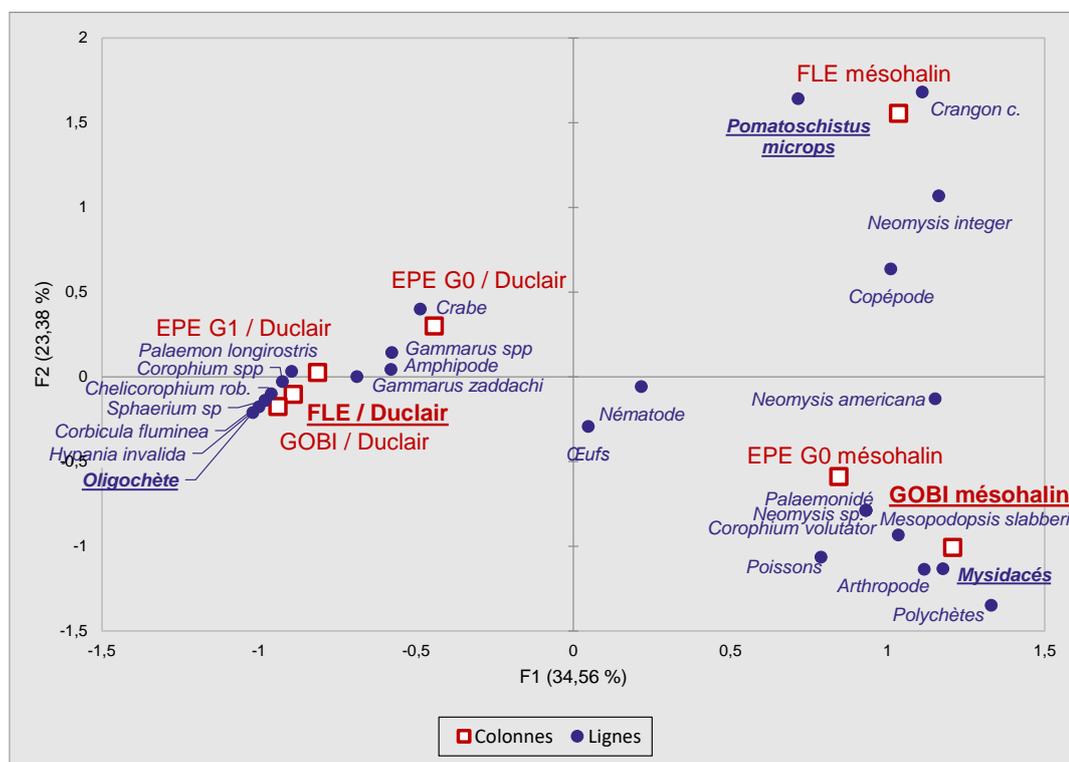


Figure 8 : Ordination des trois poissons et de leurs espèces proies (MFI) sur les plans 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondances

3.3 EFFECTIFS DE PROIES ET BIOMASSE INGÉREE

La biomasse ingérée peut être évaluée par différents indicateurs, dont celui de la vacuité, qui fournit une première estimation dans ce sens puisqu'il évalue partiellement un taux de remplissage stomacal.

3.3.1 Taux de vacuité des estomacs

Le taux de vacuité des estomacs varie vraisemblablement en fonction de l'espèce, le gobie tacheté relevant sur ce plan de la plus faible valeur (8 %) en comparaison avec l'éperlan (22%) et le flet (23 %). A l'exemple de l'éperlan, ce taux varie peu entre les classes d'âge en un lieu donné, ici à Duclair (Figure 9). En revanche les écarts au sein d'une même classe d'âge révèlent l'influence du lieu de pêche, avec des valeurs du simple à plus du double par exemple pour le flet, dont la vacuité des estomacs est de 19 % à Duclair, mais atteint 46 % à Tancarville. Le schéma est inversé pour le gobie et l'éperlan, avec un taux de vacuité plus faible sur le site de pêche le plus aval.

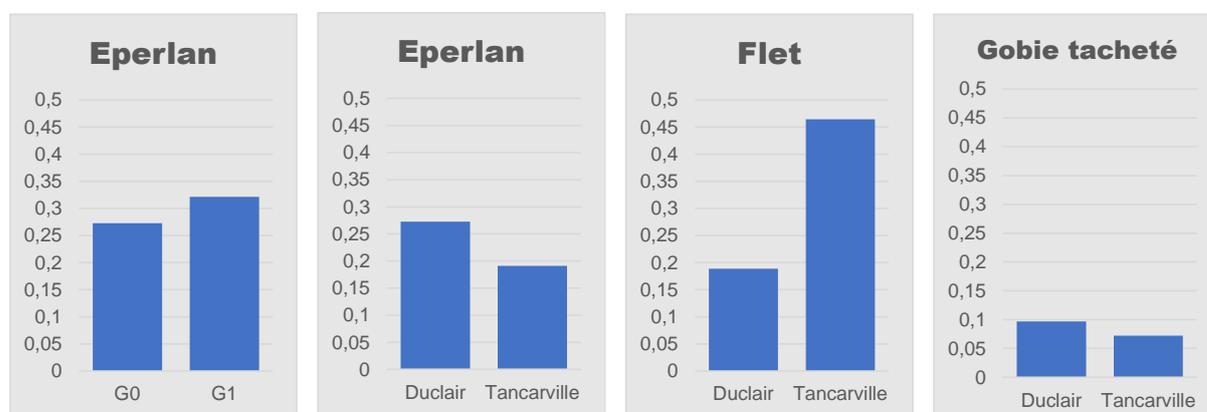


Figure 9 : Comparaison du taux de vacuité des estomacs d'éperlan, flet et gobie tacheté en fonction du groupe d'âge (éperlan) et de la masse d'eau échantillonnée (Duclair vs Tancarville)

3.3.2 Effectifs de proies ingérées

Pour chacun des trois poissons étudiés, le nombre de proies présentes dans l'estomac diffère significativement d'un site à l'autre (Figure 10). Les proies ingérées par l'éperlan sont en moyenne 2,5 fois plus nombreuses à Tancarville qu'à Duclair (Mann-Whitney, $p = 0,013$). La même tendance s'observe pour le gobie tacheté (Mann-Whitney, $p = 0,002$). A l'inverse, les jeunes flets nés dans l'année ont ingéré en moyenne 7 fois moins de proies à Tancarville qu'à Duclair (Mann-Whitney, $p < 0,0001$).

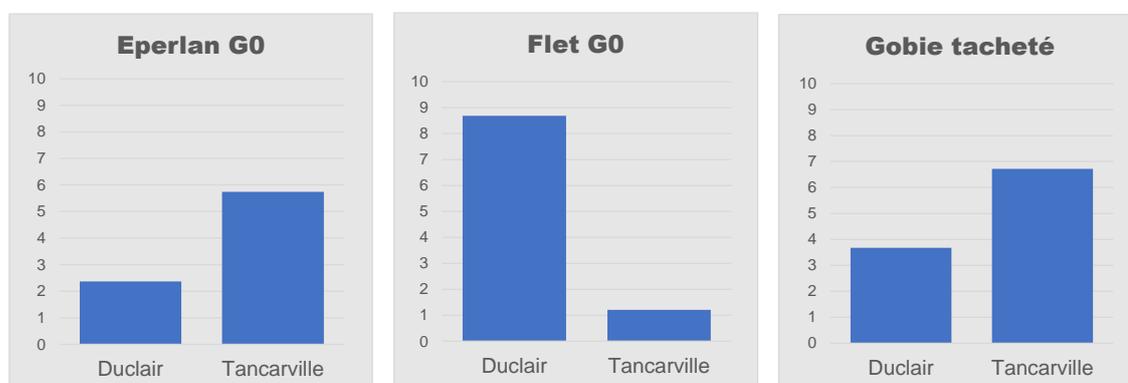


Figure 10 : Comparaison du nombre moyen de proies identifiées dans les contenus stomacaux de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté en fonction de la zone d'étude géographique dans l'estuaire : bouchon vaseux (Tancarville) vs eaux douces tidales (Duclair)

3.3.3 Biomasse : bol alimentaire identifié vs chyme

La mesure de la masse contenue dans l'estomac rend compte plus directement de l'efficacité de la recherche de nourriture et de l'apport énergétique potentiel. Cette masse, (calculée par différence des pesées de l'estomac mesurées avant et après lecture de son contenu) diffère significativement entre les sites de pêche, et le site de Duclair se démarque uniformément au vu d'une masse de contenu stomacal plus élevée qu'à Tancarville, que ce soit pour l'éperlan (Mann-Whitney, $p < 0,0001$), pour le flet (Mann-Whitney, $p = 0,027$) ou pour le gobie tacheté (Mann-Whitney, $p < 0,0001$). Une grande partie de cette masse n'est cependant pas identifiable (i.e. chyme), mais cette fraction varie en fonction du poisson et représente en moyenne 60 % pour l'éperlan, 24 % pour le flet et 46 % pour le gobie tacheté (Figure 11).

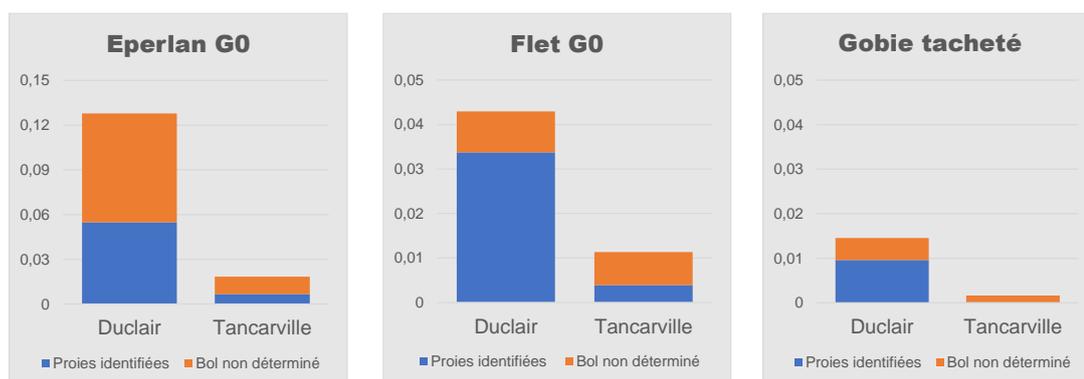


Figure 11 : Comparaison de la biomasse alimentaire moyenne (g poids égoutté) mesurée dans les contenus stomacaux de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté en fonction de la zone d'étude géographique dans l'estuaire : bouchon vaseux (Tancarville) vs eaux douces tidales (Duclair)

3.4 VARIATIONS ANNUELLES

L'étude de cette source de variabilité est contrainte par le nombre de poissons échantillonné. L'absence à Duclair en 2021 des éperlans GO et du gobie tacheté ne permet donc pas ce genre de comparaison. S'agissant du flet, les échantillons sont de tailles très différentes lors des deux années d'étude. Cette limite étant exprimée, la variabilité du contenu alimentaire s'avère importante quel que soit le site, mais surtout à Tancarville. Le nombre de proies identifiées y est particulièrement faible en 2020 (seulement 4), les nématodes étant dominants (MFI = 41 %) lors de cet échantillonnage mais pas en 2021 (MFI = 2 %). Les proies dominantes lors de la seconde année sont le gobie tacheté (MFI = 36 %) et les mysidacés du genre *Neomysis* (MFI = 31 %). En 2020 comme en 2021, la biomasse ingérée est 3 à 6 fois plus élevée dans le secteur des eaux douces tidales (i.e. Duclair). La part du contenu non identifiable est très fluctuante (13 % à 292 %) suivant le lot de poissons (Figure 12).

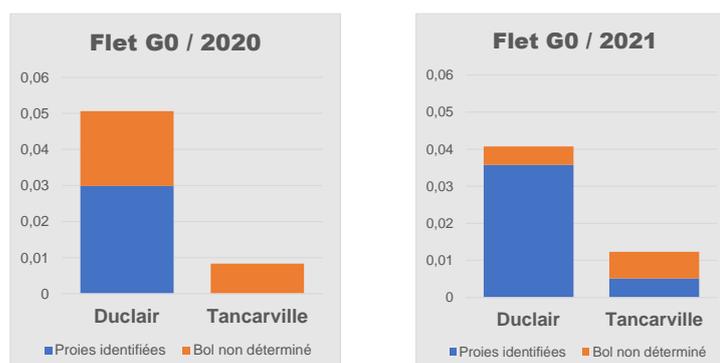


Figure 12 : Comparaison interannuelle de la biomasse alimentaire moyenne (g poids égoutté) mesurée dans les contenus stomacaux du flet GO pour les 2 zones d'étude géographique

3.5 INDICE DE CHEVAUchement DES PROIES

Cet indice est calculé sur les biomasses ingérées pour respectivement 9 et 11 grandes catégories de proies sur les sites de Tancarville et de Duclair (Cf Figure 14 pour les différentes catégories considérées). Les Rotifères et les Annélides oligochètes sont absentes des proies observées à Tancarville. Le chevauchement est caractérisé lorsque l'indice est supérieur à 0,3, ce qui est largement le cas à Duclair pour les trois lots de poisson ($0,67 < \text{Schoener index} < 0,71$), du fait de dominance générale des amphipodes dans l'alimentation (Figure 13). La valeur de l'indice est nettement plus faible à Tancarville entre le gobie et le flet ($\text{SI} = 0,16$) et entre l'éperlan et le flet ($\text{SI} = 0,22$). L'existence d'un chevauchement y est plus probante entre l'éperlan et le flet ($\text{SI} = 0,57$)

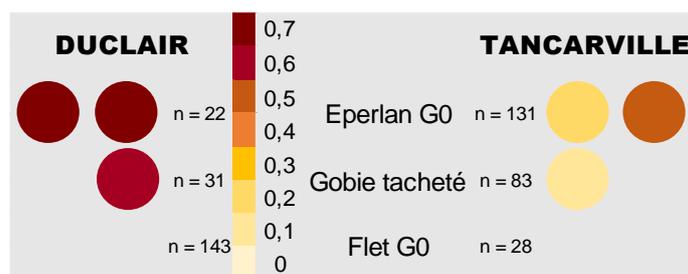


Figure 13 : Indice de chevauchement des proies dans les stratégies d'alimentation du gobie tacheté, du flet G0 et de l'éperlan G0 respectivement dans les eaux douces tidales de l'estuaire moyen et dans le secteur méso-oligohalin. Les valeurs sont calculées sur la biomasse ingérée pour des catégories de proies identiques entre chaque site et chaque poisson (Cf figure 13).

4. Discussion

4.1 ALIMENTATION DES POISSONS

La connaissance des patterns d'alimentation des poissons est très importante, non seulement pour comprendre les interactions biologiques qui caractérisent un hydrosystème, mais aussi comment les différents écotopes⁴ hydrologiques peuvent influencer l'organisation des chaînes trophiques et finalement, les dynamiques piscicoles et leur évolution.

Bien qu'au niveau de l'espèce, l'analyse du contenu stomacal ne donne qu'une vision ponctuelle de l'alimentation, cette méthode a l'avantage de fournir des données utiles sur les proies préférentielles et leur variation, notamment sur le plan spatial en lien avec celle du paysage trophique. Ce dernier aspect est encore relativement peu développé au profit de travaux plus intégratifs dans le temps (i.e. analyses isotopiques), mais qui n'appréhendent pas la complexité du paysage trophique y compris dans ses plus petites composantes spatiales.

Le changement saisonnier et l'évolution de l'alimentation, notamment en fonction des proies disponibles, caractérisent la plasticité de nombreuses espèces de poissons (Costa, 1988 ; Laffaille et al., 2001 ; Elliott et al., 2002). Quoi qu'il en soit, des similarités sont observées entre les données qualitatives d'alimentation des trois poissons étudiés dans cette partie de l'estuaire de la Seine et celles d'autres environnements estuariens (Hutchinson, 1983 ; Summers, 1980 ; Weatherley, 1989 ; Norte-Campos & Temming, 1994 ; Laffaille et al. 1999. Alagado & Cabral, 2004 ; Pasquaud et al., 2008 ; Daisuke Okasaki et al., 2012 ; Mendes et al., 2020 ; Zloch & Sapota, 2012). L'alimentation de l'éperlan se compose essentiellement de mysidacés et d'amphipodes non seulement dans les grands estuaires de l'Atlantique nord-est (i.e. Tamise), mais aussi dans certaines zones littorales faiblement salées telles que la mer Baltique (Lankov et al., 2010 ; Taal et al., 2014). S'agissant du flet, les annélides (surtout les oligochètes) sont mentionnés comme des proies importantes des flets nés dans l'année (Summers, 1980 ; Weatherley, 1989).

Pasquaud et al. (2010), sur la base de contenus stomacaux analysés dans la partie amont de l'estuaire de la Gironde, y met en lumière l'existence d'une stratégie alimentaire « spécialiste » du gobie tacheté, alors que ce poisson résident est souvent considéré comme opportuniste. Malgré des variations saisonnières importantes, les annélides sont identifiés en tant que ressource alimentaire préférentielle (Alagado & Cabral, 2004 ; Leitão et al., 2006), ce que l'on observe également dans cette étude sur le site le plus interne (Figure 14).

Malgré ces traits communs, les particularités de chaque écotope et de son environnement trophique ressortent également de nombreux travaux destinés à mieux comprendre les relations entre la disponibilité des proies et les distributions des poissons. Ainsi l'importance des chironomidae (i.e. larves d'insectes) dans l'alimentation des flets de moins d'un an est soulignée pour les individus en provenance des vasières les plus en amont (i.e. oligo à mésohaline ; Mendes et al., 2020), y compris dans les eaux douces tidales (Beaumont & Mann, 2006), alors que cette catégorie de proie est absente des estomacs de flet analysés dans cette étude.

⁴ Un écotope est une entité spatiale ayant des conditions environnementales uniformes et comportant des plantes et animaux caractéristiques. Les écotopes comprennent les plus petits paysages ayant des fonctionnalités écologiquement distinctes.

Dans les estuaires, la variabilité de l'alimentation des poissons est aussi largement due aux changements ontogéniques et corrélativement, à la réorganisation au cours de la croissance de la distribution spatiale des individus. L'existence d'un lien étroit peut être établi entre certains écotopes (i.e. les chenaux de marée du schorre) et une gamme de taille assez précise des poissons qui les fréquentent (Laffaille et al., 2001 ; Duhamel et al. 2018^{abc} ; Duhamel et al., 2023). Quoi qu'il en soit, si la croissance des poissons s'accompagne souvent d'une diversification des proies (Summers, 1980 ; Mendes et al., 2014), la ressource alimentaire varie surtout en fonction de leur stade de développement, notamment entre le stade larvaire et les stades plus âgés. Le zooplancton et les petites proies (i.e. rotifères, copépodes, œufs...) constituent l'essentiel de l'alimentation des larves d'éperlan en milieu estuarien (Lardeux, 1986 ; Dauvin & Dodson, 1990 ; Giroux, 1997 ; Gouneau et al., 2005) ou de baie sous influence estuarienne (Barros et al., 2022). Dans certains environnements (i.e. lacs de l'Europe du Nord), ces petites proies planctoniques peuvent rester la principale nourriture, y compris pour des éperlans dont la taille est supérieure à 75 mm (Northcote & Hammar, 2006). En revanche dans les estuaires tempérés plus riches en nourriture, des proies plus grosses tendent à s'y substituer rapidement, ce que vérifie à nouveau cette étude en situation de fin d'été et quel que soit le domaine aquatique considéré (i.e. mésohalin vs eau douce).

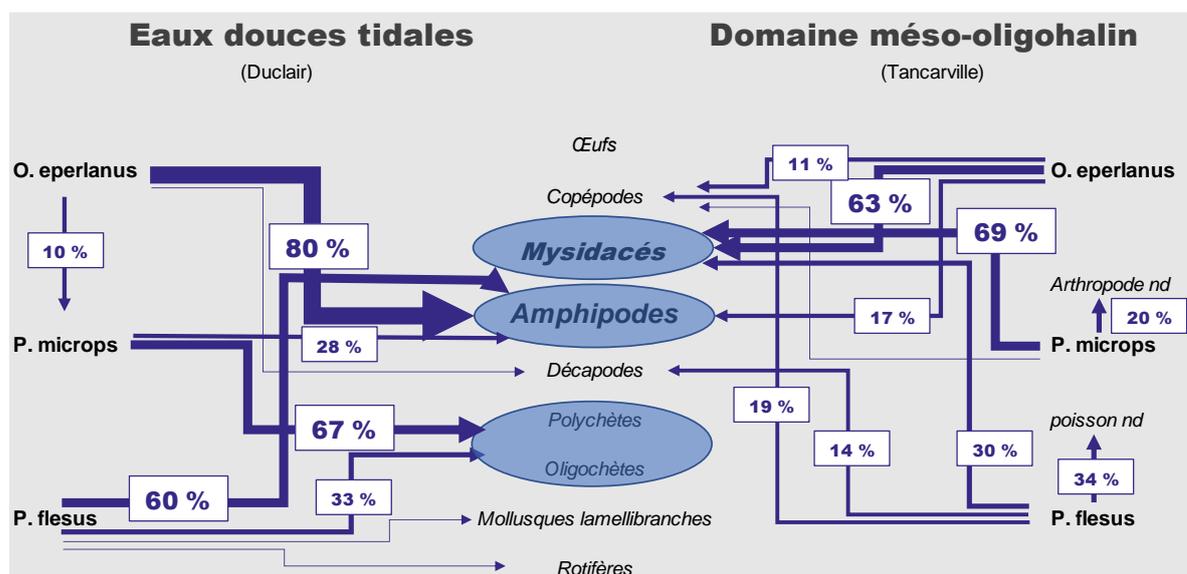


Figure 14 : Structure de la partition de la ressource alimentaire sur la base de l'indice MFI entre trois espèces de poissons présentes à la fois dans les eaux douces tidales de l'estuaire de Seine et en aval en domaine méso-oligohalin, exploitant différents habitats sur le plan vertical (colonne d'eau) et latéral (chenal vs berge).

4.2 REPARTITION DE LA RESSOURCE ALIMENTAIRE

Le suivi de la faune benthique et pélagique est inexistant dans cette partie de l'estuaire. La connaissance du macrozoobenthos y est restreinte à de rares travaux datant de la fin des années 1990 (Costil et al., 1998^{ab}) et à l'étude qualitative des années 2000 menée par ECOCONSULT en lien avec la mise en place de la DCE (bij de Vaate et al., 2007). L'estuaire moyen (i.e. masse d'eau HT02 entre Vieux Port et La Bouille) y est caractérisé en tant que secteur le plus pauvre, avec un gradient d'enrichissement à partir de Rouen vers l'amont et le barrage de Poses. Ce tronçon constitue le secteur le plus corseté entre les digues. Les habitats de berges, de surface marginale, y sont généralement soumis à une influence sensible du courant alternatif. Seulement quelques espèces y maintiennent des populations détectables telles que le crustacé amphipode *Gammarus salinus* (recensé dans 52 % des échantillons et représentant à lui seul 25 % du nombre total d'individus dans les eaux douces tidales). Les larves d'insecte chironomidae (occurrence de 54 à 71 % pour les deux principales espèces

recensées) sont quant à elles nettement plus fréquentes dans la partie la plus interne de l'estuaire (de La Bouille à Poses) que dans la zone centrale (Bij de Vaate et al., 2007 ; Chouquet et al., 2022ab), ce qui explique probablement leur absence dans les contenus stomacaux. Les données du suivi de l'immersion des sédiments de dragages dans la boucle de Duclair (Chouquet et al., 2020 ; Chouquet et al., 2022^{ab}) révèlent en effet 4 taxons constants à savoir les annélides oligochètes, le polychète du genre *Hypania* et les crustacés amphipodes corophiidae (genre *Chelichorophium*) et gammaridae. Les espèces dominantes en densité et en biomasse sont *Gammarus zaddachi*⁵, *Chelichorophium* sp et les oligochètes, que l'on retrouve effectivement dans cette étude en tant que source importante d'alimentation pour les poissons.

Le projet d'étude SARTRE du domaine pélagique en amont de Tancarville (Tackx et Buffan-Dubau, 2023) montre que le zooplancton se compose d'un assemblage relativement homogène depuis Tancarville jusqu'à La Bouille, dominé par les copépodes calanoïdes dont fait partie l'un de ses principaux représentants : *Eurytemora affinis*. En revanche la faune suprabenthique révèle une évolution très marquée entre le domaine salé et les eaux douces fluviales :

- Forte diminution d'abondance de l'aval vers l'amont, avec des CPUE 100 fois plus faibles non loin de La Bouille à Val-des-Leux ;
- Assemblage fortement dominé par les mysidacés à Tancarville, tandis qu'à Val-des-Leux, ce groupe trophique est remplacé par les gammares en association avec les poissons (flet, gobie et éperlan).

Dans le chenal principal de la Seine entre l'embouchure et le barrage de Poses, la faune piscicole suit globalement la même évolution d'abondance que celle du suprabenthos, avec une baisse régulière depuis la ZMT⁶ vers le pôle apical de l'estuaire (Duhamel et al., 2006 ; Duhamel, 2022^a).

A petite échelle spatiale, le suivi piscicole de la zone d'immersion de la « Pâturage aux Rats » (voir Duhamel et al., 2023) rappelle l'importance de certains écotopes rivulaires et de leurs caractéristiques hydro sédimentologiques. Ces écotopes « abrités » (i.e. talus envasés peu soumis au courant), sont capables d'accueillir des concentrations très élevées de crevettes et de poissons (gobies et flet), y compris de poissons prédateurs piscivores tels que le sandre (Duhamel et al., 2018^d). Dans la boucle de Duclair, les assemblages rivulaires de la macrofaune benthique sont discriminés en premier lieu par la profondeur (Chouquet et al. 2020 ; Chouquet et al. 2022^{ab}). Hauts de berge et fond de chenal ne sont pas les plus productifs en macrofaune benthique. L'essentiel des proies potentielles (effectifs et biomasses) correspond aux petits fonds immergés le plus souvent ou en permanence, généralement conditionnés à l'existence d'un talus subtidal envasé. Cet écotope fait l'objet du meilleur niveau de richesse et d'abondance, avec des valeurs qui atteignent 4136 ± 8137 ind. $5L^{-1}$ et 72 g $5L^{-1}$ respectivement en densité et en biomasse (Chouquet et al., 2022^b). L'effet négatif du courant et du batillage sur les vasières intertidales est particulièrement perceptible au niveau de la faune endogée, notamment celle qui a pu être étudiée plus en aval entre Quillebeuf-sur-Seine et Honfleur. Richesse et abondance de la macrofaune benthique tendent à augmenter depuis le bord du chenal vers les secteurs les plus abrités où dominent les oligochètes et les nématodes (Duhamel et al., 2004 ; Dancie, 2021). Il est fort possible que les organismes suprabenthiques et pélagiques (zooplancton) soient également sensibles à ces variations courantologiques entre chenal et berges, ce qui pourraient expliquer les concentrations très localisées de crevettes blanches et certaines concentrations inhabituelles d'éperlan près des berges en début d'automne (Duhamel et al., 2018^d).

⁵ Il semble que la distinction entre *G. zaddachi* et *G. salinus* ne soit pas toujours fiable suivant les documents, en lien peut-être et la formation dominante des déterminateurs (eau douce vs expertise estuarienne et marine)

⁶ ZMT : Zone maximale de turbidité

4.3 VARIABILITE DU PAYSAGE TROPHIQUE ET CINETIQUE D'USAGE DES HABITATS PAR LES POISSONS (MATCH OU MISMATCH ?)

A l'aval de l'estuaire, les structures de communautés du zooplancton et du suprabenthos sont gouvernées par la salinité (Mouny et al., 2000 ; Mouny & Dauvin, 2002 ; Dur et al., 2009, Devreker et al., 2010 ; Pezy et al., 2017, Dur & Souissi, 2018). Dans les eaux douces tidales de l'estuaire amont, les récents travaux sur l'étude de la chaîne trophique pélagique révèlent à l'instar d'autres études dans ce type d'habitat (Deegan et al., 1997 ; Young et al., 2021), l'importance variations spatio-temporelles de ces deux composantes trophiques. La cinétique d'abondance n'est pas identique d'un secteur à l'autre et les processus qui les sous-tendent sont complexes puisque certaines évolutions restent inexpliquées (Fauvel et al., 2022 ; Tackx & Buffan-Dubau, 2023).

Pour les poissons, la fin du printemps s'accompagne de la colonisation de l'estuaire par les larves issues des pontes annuelles. Larves, post larves et adultes d'éperlan, de flet et de gobie sont les principales espèces de poissons en fin de printemps-début d'été entre Tancarville et Val-des-Leux (Tackx & Buffan-Dubau, 2023) mais leur taille trop petite ne permet pas de les détecter dans le suivi piscicole à cette saison (i.e. gobie tacheté quasiment absent au printemps pour l'ensemble des eaux douces tidales ; Annexe 2).

La communauté piscicole révèle aussi une évolution importante entre le printemps et la fin de l'été, avec une augmentation estivale de l'occupation de la partie centrale de l'estuaire (i.e. masse d'eau DCE HT02) entre la limite de salure des eaux et La Bouille. Bien que cette évolution ne soit pas statistiquement significative pour le gobie tacheté, on remarque en fin d'été une diminution de la part contributive du secteur de Tancarville pour les trois espèces considérées (Tableau 7). A l'exemple de l'éperlan, le secteur de Tancarville représente 74 % des effectifs cumulés au printemps, mais seulement 38 % en début d'automne. Dans le même temps, la contribution de l'estuaire central aux distributions d'effectifs d'éperlan augmente de 4 % à près de 40 %.

Tableau 7 : Cumul des CPUE numériques par secteur exprimées en % au printemps et en fin d'été-début d'automne pour les 59 stations de pêche suivies entre 2011 et 2022 dans le cadre de la DCE et résultats des tests sur les distributions (Kolmogorov-Smirnov) et sur les moyennes par zone hydrologique et/ou écotope (Mann-Whitney). Les profils sont détaillés en annexe sous forme d'histogrammes.

Secteur hydrologique	Comparaison des distributions		Stations	Cumul CPUE % printemps	Cumul CPUE % automne	Test de Mann-Whitney
Estuaire amont HT01 (Eau douce)	Eperlan	NS	Toutes	0,0%	3,3%	NS
	Flet	NS	Toutes	25,5%	14,0%	NS
	Gobie tacheté	NS	Bassins	18,8%	10,3%	0,043 Automne > printemps
			Toutes	0,0%	4,7%	
Estuaire central HT02 (Eau douce)	Eperlan	0,0013	Bassins	0,0%	3,1%	< 0,0001 Automne > printemps
			Toutes	4,1%	38,5%	
	Flet	NS	Toutes	18,8%	51,2%	NS
			Talus	15,2%	40,5%	NS
	Gobie tacheté	< 0,0001	Toutes	0,0%	83,2%	< 0,0001 Automne > printemps
Talus			0,0%	74,3%		
Estuaire aval HT03 (Bouchon vaseux)	Eperlan	0,02	Tancarville à Honfleur	74,4%	38,0%	0,015 Printemps > Automne
	Flet	0,02	Tancarville à Honfleur	35,6%	9,9%	0,003 Printemps > Automne
	Gobie tacheté	NS	Tancarville à Honfleur	59,3%	6,9%	NS
Estuaire aval HT03 (embouchure)	Eperlan	NS	Aval Honfleur	16,9%	10,8%	NS
	Flet	NS	Aval Honfleur	17,8%	24,1%	NS
	Gobie tacheté	0,028	Aval Honfleur	37,7%	2,7%	NS

D'un point de vue spatial, une convergence certaine existe entre les résultats sur les différentes communautés biologiques. Qu'il s'agisse du zooplancton (Tackx & Buffan-Dubau, 2023), du suprabenthos (Chauvel et al., 2022) ou des poissons (Duhamel et al., 2006, Morin et al., 2010 ;

Duhamel et al., 2012), chacun de ces travaux mentionne une distinction aval – amont des peuplements entre Tancarville-Caudebec et les eaux douces plus en amont.

Ces deux tronçons de l'estuaire se caractérisent par une variabilité importante de la disponibilité des proies à un moment ou à un autre de l'année, qui pourrait interférer avec celles des poissons estuariens et amphihalins.

Avec l'éperlan pour principale espèce, les poissons pélagiques sont très peu diversifiés dans l'estuaire amont et son chenal profond. Le port de Rouen représente actuellement la limite amont de répartition de l'espèce alors qu'elle était présente jusqu'à Poses au cours du siècle dernier (Gouneau et al., 2005 ; Morin et al., 2010). Le faible temps de résidence des masses d'eau y favorise vraisemblablement au printemps un transit rapide des larves depuis les frayères d'eau douce vers le secteur de Tancarville (Gouneau et al., 2005), d'autant qu'à cette saison, les proies préférentielles des post-larves d'éperlan (copépodes calanoïdes dont *Eurytemora affinis*) se raréfient de façon drastique en amont de Caudebec en Caux (Tackx et Buffan-Dubau, 2023).

La croissance estivale s'accompagne d'un retour partiel de l'espèce vers les eaux douces en fin d'été. Cette évolution correspondrait en fait à une extension de l'aire de répartition en période d'étiage, plutôt qu'à une véritable migration de la population. Les indices d'alimentation, qu'il s'agisse du taux de vacuité des estomacs, du nombre moyen de proies ou de la biomasse ingérée révèlent indéniablement une certaine capacité d'adaptation de l'espèce au paysage trophique de l'estuaire central. Le moindre nombre de proies ingérées à Duclair semble cohérent avec un taux de vacuité plus élevé qu'à Tancarville, mais il se trouve compensé par une biomasse ingérée nettement supérieure due probablement à la nature très différentes des proies (mysidacés à Tancarville et gammares à Duclair). A cette période de l'année, la baisse d'abondance des mysidacés à Tancarville pourrait induire un moindre taux de rencontre proie-prédateur dans le chenal (secteur le plus turbide) comparativement à certains écotopes rivulaires en eau douce.

Dans l'estuaire fluvial, les particularités hydro-morpho-sédimentaires de certains tronçons de berge sont à l'origine des plus fortes concentrations de poissons (i.e. visibles au niveau des stations SC5 et SC9 en annexe 2). Cette hétérogénéité locale de l'habitat constitue la principale source de variabilité de l'abondance piscicole, dont le niveau dans le centre du chenal est généralement médiocre (Duhamel et al., 2018 ; Duhamel et al., 2023). A l'évidence, la disponibilité de la nourriture qui caractérise les talus envasés indicateurs d'eau plus calme, met clairement en lumière le lien étroit de la fonctionnalité de l'écotope, lorsqu'il existe et aussi petit soit-il à la fois en tant que refuge et en tant que nourricerie. La diversité des guildes trophiques (présence de poissons, zooplanctonophage, invertivore benthique, invertivore suprabenthique, omnivores piscivores...) y atteste du rôle potentiel de tels habitats connexes en tant que support trophique. L'étude des contenus stomacaux du flet et du gobie confirme cette hypothèse et révèle qu'une part significative de nourriture provient d'une faune endogée typique de vasière (i.e. annélides oligochètes et polychètes notamment, mais aussi les corophiidés) et fortement liée aux berges en général (i.e. gammares).

L'environnement de capture de ces deux espèces est très différent à Tancarville, ne serait-ce que par la position de la station de pêche, nettement plus éloignée des berges. La différence d'environnement trophique se trouve vérifiée par la nourriture ingérée par l'éperlan et le gobie tacheté, à l'image des proies les plus nombreuses dans la masse d'eau que sont les mysidacés. Le flet, poisson plat mauvais nageur, est l'espèce qui semble avoir le plus de difficultés à se nourrir dans un environnement aussi dynamique, où le courant de marée est le plus intense. Le taux de vacuité y est nettement plus élevé qu'à Duclair et le plus élevé des trois poissons analysés. En revanche le nombre moyen de proies ingérées y est nettement inférieur et quelle que soit l'année prise en compte, non compensé par la biomasse individuelle des proies.

Sur le plan piscicole, la question est soulevée à l'échelle de l'ensemble du domaine des eaux douces tidales, du lien existant entre le changement d'assemblage d'espèces et celui de la ressource trophique. En effet le secteur de La Bouille correspond à la limite entre l'assemblage de poissons résidents et amphihalins et celui plus en amont jusqu'à Poses caractérisé par les poissons d'eau douce (assemblage à cyprinidae d'eau calme typique de l'aval des grands fleuves). Ce changement d'usage des habitats par les poissons ne peut écarter celui qui se rapporterait au paysage trophique. On remarque en effet que ce phénomène coïncide avec une évolution des guildes trophiques à la faveur des poissons omnivores et phytophages, alors que disparaissent les poissons typiquement zooplanctonophages⁷ ou hyperbenthivores. Ce changement se traduit également au niveau des captures faites dans le chenal principal en amont de Rouen, où le taux de vacuité des pêches atteint sa valeur maximale.

Dans la partie centrale de l'estuaire entre Caudebec et La Bouille, la phénologie piscicole révèle un décalage spatial et/ou temporel avec l'évolution d'abondance des maillons trophiques pélagiques inférieurs. En septembre, les mysidacés deviennent rares dans l'estuaire fluvial en amont de Caudebec-en-Caux (Chauvel et al, 2022) tandis que le zooplancton malgré son abondance locale à cette saison, revêt désormais un moindre intérêt pour les poissons (dont la taille privilégie l'accès à des proies plus grosses et efficaces sur le plan énergétique). Quoi qu'il en soit, les résultats de cette étude convergent avec ceux de la modélisation (i.e. modèle de mélange à partir des signatures isotopiques proies potentielles – prédateurs dans le sens où ils vérifient la forte disparité spatiale entre l'estuaire salé et l'estuaire fluvial déjà mentionnée par Tackx et Buffan-Dubau (2023). La contribution des différentes sources à l'alimentation diffère cependant notablement entre les deux approches. A l'exemple du gobie, les proies effectivement consommées en fin d'été proviennent à Tancarville surtout du suprabenthos (mysidacés) et non des amphipodes ; et à Duclair surtout des annélides et non du zooplancton.

Dans l'embouchure, l'étude des chaînes trophiques a montré que le système pouvait se trouver en limite de capacité de production de proies et par conséquent, que la ressource alimentaire peut s'avérer limitante dans certains secteurs, notamment en fin d'été (Brind'Amour et al., 2021).

Cette étude, en lien avec les apports de SARTRE, révèle que de telles conditions limitantes s'avèrent également possibles au cours de l'été dans la zone interne de l'estuaire au niveau de la chaîne pélagique (la chaîne benthique étant quasiment nulle dans le chenal en raison du niveau d'énergie hydraulique qui le caractérise). Les poissons tendent à s'adapter à de telles conditions en se reportant sur les espaces latéraux très restreints spatialement où réside la nourriture, ce qui se traduit par une augmentation du taux de chevauchement des proies consommées. A l'image de ce qui est constaté en rivière par Cordoleani et al. (2022), dès lors que le continuum trophique pélagique longitudinal n'est plus assuré, la variabilité transversale de la quantité de ressource alimentaire et ses conditions d'accès semblent devenir deux éléments clefs pour maintenir la croissance des poissons, ce qui dans la présente étude et pour les trois poissons considérés, concerne surtout la partie fluviale de l'estuaire en aval de Rouen.

Les conditions estivales retiennent l'attention car elles peuvent être perçues comme indicatrices de l'évolution actuelle en lien avec le changement climatique. La baisse du débit contribue à la fragmentation des chaînes trophiques dans l'espace et dans le temps (Vinagre et al., 2011) et plus généralement les apports d'eau douce au-delà de leurs effets physiques, influent sur l'abondance des organismes estuariens (Kimmerer, 2002).

⁷ Outre le cas de l'éperlan, l'ablette (*A. alburnus*, cyprinidae) est un poisson lui aussi typiquement zooplanctonophage autrefois très fréquent en amont de Rouen, mais qui y est devenu rare, voire inexistant.

La fragmentation spatiale des chaînes trophiques est particulièrement nette en estuaire de Seine et en l'absence de plan de restauration, semble se renforcer. Les vasières ont presque totalement disparu du domaine oligo-mésohalin et des eaux douces tidales. Autrement dit, la chaîne benthique est cantonnée à l'embouchure (Brind'Amour et al., 2021) tandis que la chaîne pélagique se contracte en amont de l'estuaire (Tackx et Buffan-Dubau, 2023). Quel que soit le secteur considéré, il semble que la connectivité trophique ne soit pas toujours assurée et pourrait contribuer à limiter l'abondance piscicole. Dans ce contexte, étudier les impacts à court et long terme du changement climatique sur l'évolution des paysages trophiques estuariens (non seulement selon l'axe du fleuve mais aussi sur le plan transversal) s'avère être une nécessité pour une approche holistique de la fonction de nurserie.

5. Conclusion

La comparaison de deux environnements aquatiques estuariens de l'estuaire de la Seine est abordée au travers de l'étude de contenus stomacaux des principales espèces de poissons (éperlan, flet et gobie tacheté) présentes à la fois au niveau du bouchon vaseux dans l'estuaire salé et dans les eaux douces tidales.

Les tendances d'évolution longitudinale d'abondance relatent des similitudes entre certaines composantes faunistiques. La phénologie des trois espèces considérées dans cette étude et plus généralement l'évolution spatiale d'abondance des poissons révèle la même tendance que celle du suprabenthos, avec une diminution d'abondance de l'aval vers l'amont et une quasi-disparition des espèces concernées dans le chenal de la Seine à partir de La bouille et dans toute la partie en amont de Rouen. Cela permet de soulever la question du lien entre l'évolution des assemblages d'espèces piscicoles et des ressources trophiques disponibles qui se pose à l'échelle de l'ensemble du domaine fluvial de l'estuaire.

Cette étude démontre en accord avec les résultats du projet SARTRE, que l'alimentation des poissons est très différente entre les deux paysages trophiques analysés. Ce constat est commun à l'approche développée dans ce document et à celle du projet SARTRE par modélisation issue des signatures isotopiques. Néanmoins, l'intérêt de l'analyse du contenu stomacal est mis en exergue puisqu'il permet une analyse spatiale à fine échelle en lien avec la connaissance de la répartition des proies potentielles et montre que l'alimentation effective des poissons provient des proies les plus abondantes sur les écotopes présents uniquement au niveau des berges mais surtout uniquement dans quelques secteurs présentant des particularités hydrosédimentologiques évidentes.

L'étude de l'alimentation des poissons et plus généralement, une meilleure connaissance du fonctionnement des chaînes trophiques s'avère essentielle pour accompagner au mieux les changements à venir dans le cadre du changement climatique évitant non seulement la fragmentation des chaînes trophiques mais également la baisse globale de productivité biologique (i.e. biomasse aquatique globale) dans le contexte de baisse des apports d'eau douce.

Bibliographie

Aarnio K., Bonsdorff, E and Rosenback, N (1996) Food and feeding habits of juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.), and turbot *Scophthalmus maximus* L. in the Åland archipelago, northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 36, 311–320.

Alagado J.P., Cabral H., 2004. Feeding ecology of the gobies *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) and *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838) in the upper Tagus estuary, Portugal. *Scientia Marina* 68 (3): 425-434

Amorim E., Ramos, S., Elliott M. and Bordalo A.A., 2016. Immigration and early life stages recruitment of the European flounder (*Platichthys flesus*) to an estuarine nursery: the influence of environmental factors. *Journal of Sea Research* 107, 56–66.

Amorim E., Ramos S., Elliott M. and Bordalo A.A., 2018. Dynamic habitat use of an estuarine nursery seascape: ontogenetic shifts in habitat suitability of the European flounder (*Platichthys flesus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 506, 49–60.

Andersen B.S., Carl J., Grønkiær P., Støttrup J.G., 2005. Feeding ecology and growth of age 0 year *Platichthys flesus* (L.) in a vegetated and a bare sand habitat in a nutrient rich fjord. *Journal of Fish Biology* 66(2):531 – 552. DOI:10.1111/j.0022-1112.2005.00620.x

Andersen, AK, Schou, J, Sparrevohn, CR, Nicolajsen, H and Støttrup, JG (2005 a) The quality of release habitat for reared juvenile flounder, *Platichthys flesus*, with respect to salinity and depth. *Fisheries Management and Ecology* 12, 211–219.

Andersen, BS, Carl, JD, Grønkiær, P and Støttrup, JG (2005 b) Feeding ecology and growth of age 0 year *Platichthys flesus* (L.) in a vegetated and a bare sand habitat in a nutrient rich fjord. *Journal of Fish Biology* 66, 531–552.

Arula T., Shpilev H., Raid T., Vetemaa M., Albert A., 2017. Maturation at a young age and small size of European smelt (*Osmerus eperlanus*): A consequence of population overexploitation or climate change? *Helgol. Mar. Res.* 71:7. DOI 10.1186/s10152-017-0487-x

Baki B., Karaçuha A., Baki H., 2015. A study on feeding preferences of juvenile flounder (*Platichthys flesus*). *Journal of Fisheries Sciences*, 9(2): 026-031

Barros A., Hobbs J.A., Willmes M., Parker C.M., Bisson M., Fanguie N.A., Rypel A.L., Lewis L.S., 2022. Spatial heterogeneity in prey availability, feeding success, and dietary selectivity for the threatened longfin smelt. *Estuaries and Coasts* 45, 1766-1779. <https://doi.org/10.1007/s12237-021-01024-y>

Beaumont W.R. C. and Mann, R.H.K., 2006. The age, growth and diet of a freshwater population of the flounder, *Platichthys flesus* (L.), in southern England. *Journal of Fish Biology* 25, 607–616.

Berg, 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes, with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiosculus flavescens* (Gobiidae). *Mar. Biol.* (50): 263-273. <https://doi.org/10.1007/BF00394208>

Bij de Vaate A., Klink A. & Paalvast P. 2007 - Macrozoobenthos in the Lower Seine: a survey from the perspective of the European Water Framework Directive. 59 pp + annexes. Rapport Scientifique Programme Seine Aval. <https://www.seine-aval.fr/wp-content/uploads/2017/01/Ecoconsult-2007-macrozoobenthos.pdf>

Brind'Amour A. (Coord.), Day L., Cresson P., Vogel C., Chouquet B., Pezy J.P., Dauvin J.C., Duhamel S., Le Bris H., 2021. Projet CAPES : CApacité trophique des nourriceries de Poissons de l'Estuaire de Seine. Rapport de recherche du programme Seine-Aval 6, 70 p.

Chauvel N., Bernard A., Bou E., Azémar F., Dauvin J.C., Tackx M. Pezy J.P., 2022. Zooplankton and suprabenthos of the upstream part of the Seine estuary (France). ECSA 59 Using the best scientific knowledge for the sustainable management of estuaries and coastal seas, Sep 2022, San Sebastian, Spain. (hal-03853395)

Chouquet B., Chaignon C., Perrin I., 2020. Suivi des peuplements benthiques de la zone d'immersion dans le fleuve en 2020. Rapport de campagne annuelle CSLN / GPFMAS – DT Rouen, 49 p.

Chouquet B., Chaignon C., François B., 2022a. Suivi des peuplements benthiques de la zone d'immersion dans le fleuve en 2021. Rapport de campagne annuelle CSLN / GPFMAS – DT Rouen, 48 p.

Chouquet B., Chaignon C., Le Thoër D., 2022b. Suivi des peuplements benthiques de la zone d'immersion dans le fleuve en 2022. Rapport de campagne annuelle CSLN / GPFMAS – DT Rouen, 50 p. + annexes

Colombano D.D., Litvin S.Y., Ziegler S.L., Alford S.B., Baker R., Barbeau M.A., Cebrián J., Connolly R.M., Currin C.A., Deegan L.A., Lesser J.S., Martin C.W., McDonald A.E., McLuckie C., Morrison B.H., Pahl J.W., Risse L.M., Smith J.A.M., Staver L.W., Turner R.E., Waltham N.J., 2021. Climate change implications for tidal marshes and food web linkages to estuarine and coastal nekton. *Estuaries and Coasts* 44:1637–1648 <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00891-1>

Cordoleani F., Holmes E., Bell-Tilcock M., Johnson R.C., Jeffres C., 2022. Variability in foodscapes and fish growth across a habitat mosaic: Implications for management and ecosystem restoration. *Ecological Indicators* 136, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108681>

Cortés E., 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can J Fish Aquat. Sci* (54): 726-738. <https://doi.org/10.1139/f96-316>

Costa, M.J., 1988. Écologie alimentaire des poissons de l'estuaire du Tage. *Cybiurn* 12(4):301-320.

Costil, K., 1998a. Etude du macrozoobenthos du chenal de la Seine, de Tancarville à Rouen. Rapport final par laboratoire, thème Édifices Biologiques vol. 1: 41-59. Programme Scientifique Seine Aval.

Costil, K., 1998b. Etude du macrozoobenthos de la Seine fluviale dans la région rouennaise. Rapport final par laboratoire, thème Édifices Biologiques. Rapport 1997/FIN-4 vol. 1: 48-88. Programme Scientifique Seine Aval.

Daisuke Okazaki D., Kouki Kanouz K., Yokoo T., Kohno H., 2012. Feeding ecology of the tidepool-dwelling goby *Pseudogobius masago* on an estuarine mudflat. *Biogeography* 14: 51-56.

Dancie C., 2021. Evaluation du peuplement benthique sur un site nouvellement connecté à la Seine Commune de Lillebonne. Année 2020-2021. Rapport CSLN / HAROPA Port de Rouen commande n° 34-2000115 du 16/09/20.

Dauvin, J.-C. and J.J. Dodson. 1990. Relationship between feeding incidence and vertical and longitudinal distribution of rainbow smelt larvae (*Osmerus mordax*) in a turbid well-mixed estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 60: 1-12.

Dauvin, J.C., Desroy, N., 2005. The food web in the lower part of the Seine estuary: a synthesis of existing knowledge. *Hydrobiologia* 540, 13–27. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-7101-3>

Dauvin, J.C., Desroy, N., Janson, A.L., Vallet, C., Duhamel, S., 2006. Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin* 53, 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.020>

Devreker D., Souissi S., Molinero J.C., Beyrend-Dur D., Gomez F., Forget-Leray J., 2010. Tidal and annual variability of the population structure of *Eurytemora affinis* in the middle part of the Seine Estuary during 2005. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 89, 245-255.

Duhamel S., de Roton G., Jourde J., 2004. Les habitats aquatiques intertidaux entre la Risle et l'épi de la Roque. Eléments sur la macrofaune benthique et le pelagos en relation avec le biotope. Rapport CSLHN / Commande n° 33.0301103 du Port Autonome de Rouen. **39 p.**

Duhamel S. Gouneau N., Lefrançois T., Mayot S., Hanin C., Feunteun E., 2006. Le peuplement ichtyologique de l'estuaire amont de la Seine : étude spatio-temporelle dans les milieux profonds, *Programme Seine Aval / Thème I Rouen*, 37p.

Duhamel S. (coord.), Feunteun E., Cerisier S., Bacq N., De Roton G., Mayot S., Gouneau N., Lefrançois T., Berno A., Balay P., 2012. Projet ICHTYO : Structuration spatio-temporelle des assemblages d'espèces de poissons dans l'estuaire de la Seine. État actuel et incidences du paysage aquatique sur la fonctionnalité des habitats. *Projet Seine-Aval 4*, 30 pp. + annexes

Duhamel S., Dancie C., Balay P., Beaucamp M., Chaignon C., Chouquet B., Dubut S., Fouche E., Hanin C., Le Thoer D., Lonni V., Morvan E., Rey M., Robin E., 2018a. OPNL : Fonctionnalités des prés salés vis-à-vis de l'ichtyofaune sur le bassin Seine-Normandie. Estuaire de l'Orne : Suivi en 2017 de l'ichtyofaune, étude de l'alimentation du bar et volets optionnels. Rapport CSLN / Agence Française pour la Biodiversité, 48 p.

Duhamel S., Dancie C., Balay P., Beaucamp M., Chaignon C., Chouquet B., Dubut S., Fouche E., Hanin C., Le Thoer D., Lonni V., Morvan E., Rey M., Robin E., 2018b. OPNL : Fonctionnalités des prés salés vis-à-vis

de l'ichtyofaune sur le bassin Seine-Normandie. Baie des Veys : Suivi en 2017 de l'ichtyofaune, étude de l'alimentation du bar et volets optionnels. Rapport CSLN / Agence Française pour la Biodiversité, 48 p.

Duhamel S., Dancie C., Balay P., Beaucamp M., Chaignon C., Chouquet B., Dubut S., Fouche E., Hanin C., Le Thoer D., Lonni V., Morvan E., Rey M., Robin E., 2018c. OPNL : Fonctionnalités des prés salés vis-à-vis de l'ichtyofaune sur le bassin Seine-Normandie. Havre de la Sienne : Suivi en 2017 de l'ichtyofaune, étude de l'alimentation du bar et volets optionnels. Rapport CSLN / Agence Française pour la Biodiversité, 43 p.

Duhamel S., Balay P., Hanin C., Lonni V., Morvan E., Rey M., 2018d. DCEE : Suivi de l'ichtyofaune en masses d'eau de transition. Campagne d'automne 2018 - Estuaire de la Seine MET HT01, HT02 & HT03 - Estuaire de la Risle MET HT07 - Suivi des habitats rivulaires (option). Rapport CSLN / AESN, 67 p.

Duhamel S., Hanin C. et Rey M. 2021. Biodiversité piscicole des estuaires normands. Rapport CSLN / AESN, 185 p.

Duhamel S., 2022a. DCEE : Suivi de l'ichtyofaune dans les masses d'eau de transition. Rapport de synthèse pluriannuelle – estuaires de Seine et de la Risle, 73 p.

Duhamel S., Perrein I., Bonhomme E., Rey M., 2022b. Suivi de la zone d'immersion dans le fleuve – volet poissons. Campagne de printemps et d'automne 2021, 44 p.

Duhamel S., Morvan E., Rey M., 2022c. Suivi de la zone d'immersion dans le fleuve – volet poissons. Campagne de printemps et d'automne 2022, 35 p.

Duhamel S., Bonhomme E., Desodt A., Hanin C., Morvan E., Pavkovic M., Perrein I., Rey M., 2022d. Réserve Naturelle Nationale de l'Estuaire de la Seine. Opération CS22 : Suivi de l'ichtyofaune. Etude expérimentale du secteur 4 en vue de la mise en place d'un suivi. Rapport CSLN / Maison de l'Estuaire, 132 p.

Duhamel S., Billon A., Bonhomme E., Desodt A., Morvan E., Pavkovic M., Perrein I., Rey M., 2023. Suivi de la zone d'immersion dans le fleuve / volet poissons. Campagnes des années 2019 à 2022. Eléments complémentaires au projet SARTRE du programme scientifique Seine Aval. Rapport CSLN / GPFMAS DT Rouen.

Duhamel S., Balay P., Hanin C., Morvan E., Rey M., 2023. Suivi des populations de crevettes et des ressources halieutiques de l'estuaire de Seine - Rapport de synthèse Etape D – Année 2022. Rapport CSLN / GPFMAS DT Le Havre Marché 15.001, 186 pp. + annexes.

Dur G, Souissi S, Devreker D, Ginot V, Schmitt FG., Hwang J-S., 2009. Effect of temperature and individual variability on the reproduction of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* Individual-based experimental and modelling approach. *Ecological Modelling*, 220, 1073-1089.

Dur G. & Souissi S., 2018. Ontogenetic optimal temperature and salinity envelopes of the copepod *Eurytemora affinis* in the Seine estuary (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 200, 311-323

Elliott M., Whitfield A.K., Potter I.C., Blaber J.M., Cyrus D.P., Nordlie F.G., Harrison T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* (8): 241-268. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>

Elliott M., Hemingway K., Costello M.J., Duhamel S., Hostens K., Labropoulou M., Marshall S., and Winkler H., 2002. Links between fish and other trophic levels. *in* *Fishes in estuaries*. Blackwell, London, 636 p.

Giroux M., 1997. Rapport sur la situation de l'éperlan arc en ciel (*Osmerus mordax*) anadrome du sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent au Québec. Sinfibec pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale Chaudière-Appalaches, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent et Direction de la faune et des habitats. vii + 52 p.

Gouneau N., Duhamel S., Mayot S., Lefrançois T., 2005. L'Eperlan (*Osmerus eperlanus*) en estuaire de Seine : Etude de la répartition spatio-temporelle et de la croissance des jeunes stades de l'espèce dans l'estuaire d'eaux douces à polyhalines et bilan des connaissances actuelles sur son cycle biologique. *Rapport CSLHN / DIREN Hte Normandie*, 36 pp.

Fonds M. Cronie R., Vethaak A.D., van der Puyl P., 1992. Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Neth. J. Sea Res* 29 : 127-143

Henriques, S., Guilhaumon F., Villéger S., Amoroso S., França S., Pasquaud S., Cabral H.N., Vasconcelaos R.P., 2017. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries* (18): 752-771.

- Hutchinson P., 1983. Ecology of smelt, *Osmerus eperlanus* (Linnaeus), from the river Thames and the river Cree. PhD Thesis. University of Edinburgh. 290 p + annexes
- Hynes, H.B.N., 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology* 119:36–58.
- Hyslop E.J., 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their applications. *J. Fish Biol.* (17): 411-429. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>
- Kimmerer W., 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: Physical effects or trophic linkages? *Marine Ecology Progress Series* 243: 39–55. <https://doi.org/10.3354/meps243039>.
- Laffaille, P., Feunteun E., Lefeuvre J.C., 1999. Compétition alimentaire entre deux espèces de gobies, *Pomatoschistus lozanoi* (de Buen) et *P. minutus* (Pallas), dans un marais salé macrotidal. *C.R. de l'Académie des Sciences, Sciences de la Vie* 322:897–906.
- Laffaille P., Lefeuvre J-C., Schricke M.T., Feunteun E., 2001. Feeding ecology of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax* in salt marshes of Mont Saint Michel Bay (France). *Estuaries* 24, 116-125.
- Lankov A., Ojaveer H., Simm M., Pöllupüü M., Möllmann C., 2010. Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea): the importance of changes in the zooplankton community. *J Fish Biol.* 2010 Dec ; 77(10): 2268-84. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02805.x
- Lardeux, F. 1986. Éléments de dynamique de population de l'éperlan (*Osmerus eperlanus*) dans l'estuaire de la Loire. *J. Rech. Océanogr.* Vol. 11, no 1, 25- 28.
- Leitão R., Martinho F., Neto J.M., Cabral H., Marques J.C., Pardal M.A., 2006. Feeding ecology, population structure and distribution of *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838) and *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) in a temperate estuary, Portugal. *Est. Coast. Shelf Sci.* 66: 231-239
- Lepage M., Girardin M., 2005. Inventaire poisson dans les eaux de transition – protocole d'échantillonnage pour les districts de la façade Atlantique et Manche. *Rapport pour le Ministère de l'Environnement. Cemagref, Bordeaux, France, 28 p*
- Marchand, J., 1981. Observations on the ecology of Crangon crangon (Linne) and Palaemon longirostris H. Milne Edwards (Crustacea, Decapoda, Natantia): inner part of the Loire estuary (France). *Vie et Milieu* 31, 83–92
- Mendes, C., Ramos, S. & Bordalo, A.A., 2014. Feeding ecology of juvenile flounder *Platichthys flesus* in an estuarine nursery habitat: influence of prey-predator interactions. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 461, 458-468. DOI: 10.1016/j.jembe.2014.09.016.
- Mendes C., Ramos S., Elliott M., Bordalo A.A., 2020. Feeding strategies and body condition of juvenile European flounder *Platichthys flesus* in a nursery habitat. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* , Volume 100 , Issue 5 , August 2020 , pp. 795 – 806. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315420000600>
- Morin J. (coord.), Duhamel S., De Roton G., 2010. Poissons, habitats & ressources halieutiques : cas de l'estuaire de la Seine. Fascicule Seine-Aval 2.5, 76p.
- Mouny, P., Dauvin, J.C., Zouhiri, S., 2000. Benthic Boundary Layer fauna from the Seine Estuary (eastern English Channel, France): spatial distribution and seasonal changes. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 80, 959–968. <https://doi.org/10.1017/S0025315400003027>
- Mouny, P., Dauvin, J.C., 2002. Environmental control of mesozooplankton community structure in the Seine estuary (English Channel). *Oceanologica Acta* 25, 13–22
- Norte-Campos A.G.C., Temming A., 1994. Daily activity, feeding and rations in gobies and brown shrimp in the northern Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115 : 41-53.
- Pasquaud S., David V., Lobry J., Girardin M., Sautour B., Elie P., 2010. Exploitation of trophic resources by fish under stressful estuarine conditions. *Marine Ecology Progress Series*, n°400, p.207-219. <http://www.int-res.com/abstracts/meps/v400/>
- Pasquaud S., Elie P., Jeantet C., Billy I., Martinez P., Girardin M., 2008. A preliminary investigation of the fish food web in the Gironde estuary, France, using dietary and stable isotope analyses. *Est. Coast. Shelf Sci.* 78: 267-279

- Pezy, J.P., Baffreau, A., Dauvin, J.C., 2017. What are the factors driving long-term changes of the suprabenthos in the Seine estuary? *Marine Pollution Bulletin* 118, 307–318. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.008>
- Pinkas L., 1971. Food habits study. *Fish Bull* (152): 5-10
- Pronier O., Rochard E., 1998. Working of a smelt (*Osmerus eperlanus*, Osmeriformes, Osmeridae) population located at the south limit of the species distribution area, influence of the temperature. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 350/351: 479-497.
- Schoener T.W., 1970. Non-synchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology* (51):408-418.
- Taal I., Saks L., Nedolgov S., Verliin, A., Kesler M., Jürgens K., Svirgsden R., Vetemaa M., Saat T., 2014. Diet composition of smelt *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) in brackish near-shore ecosystem (Eru Bay, Baltic Sea). *Ecology of Freshwater Fish* 23(2): 121-128. DOI:10.1111/eff.12044
- Tackx M & Buffan-Dubau E., (Coord.). 2023. Projet Seine Aval 6 SARTRE – Seine-amont : Réseaux trophiques estuariens. Rapport de recherche GIP Seine Aval, 115 pp + annexes
- Summers, R.W., 1980. The diet and feeding behaviour of the flounder *Platichthys flesus* (L.) in the Ythan estuary, Aberdeenshire, Scotland. *Estuarine and Coastal Marine Science* Volume 11, Issue 2, August 1980, Pages 217-228, IN1-IN4, 229-232.
- Vinagre C., Salagado J., Cabral H.N., 2011. Food web structure and habitat connectivity in fish estuarine nurseries – Impact of river flow. *Estuaries and Coasts* 34:663-674. DOI 10.1007/s12237-010-9315-0
- Weatherley N.S., 1989. The diet and growth of O-group flounder, *Platichthys flesus* (L.), in the River Dee, North Wales. *Hydrobiologia* volume 178, pages193–198
- Young M., Howe E., O’Rear T., Berridge K., Moyle P., 2021. Food web fuel differs across habitats and seasons of a tidal freshwater Estuary. *Estuaries and Coasts* 44:286–301. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00762-9>
- Zander C.D., 1982. Feeding ecology of littoral gobiid and blenioids fish of the Banyuls area (Mediterranean sea). 1. Main food and trophic dimension of niche and ecotype. *Vie et Milieu* 32:1–10.
- Zloch I., Sapota M.R., 2010. Trophic interactions between preadult and adult *Pomatoschistus minutus* and *Pomatoschistus microps* and young *Platichthys flesus* occurring in inshore waters of the Gulf of Gdansk (Southern Baltic). *Ocean. And Hydrol. Studies* 39(2): 37-53. DOI:10.2478/v10009-010-0018-4

Liste des figures

Figure 1 : Localisation des deux zones de pêche pour l'échantillonnage des poissons soumis à l'étude de contenus stomacaux dans le cadre de cette étude. Les points représentent les 53 stations de pêche suivies dans le cadre de la surveillance DCE « poissons » en masse d'eau de transition	6
Figure 2 : Représentation cartographique des stations de pêche échantillonnées au chalut à perche pour le suivi du site d'immersion de sédiments de dragages dit de la « pâture aux rats » à l'aval de Duclair. Les stations de suivi DCE de part et d'autre du site sont figurées en rouge. Les stations ajoutées pour ce suivi sont figurées en jaune.	7
Figure 3 : Exemple de répartition des distributions en taille des poissons analysés. Distribution normale (à gauche) et non normale (à droite)	10
Figure 4 : Exemple de courbes de comparaison de 2 distributions (test de Kolmogorov-Smirnov).....	10
Figure 5 : Illustrations photographiques de l'hétérogénéité des fonds en aval de Duclair. La présence de blocs de tuf calcaire est récurrente sur la station SC8 (à gauche). Au niveau du site d'immersion, ici un aperçu de la variabilité entre flot et jusant sur la station « clapage rive gauche ». Les galets de silex sont caractéristiques de la station SC7.	14
Figure 6 : Répartition de la provenance des poissons analysés sur les stations de pêche	16
Figure 7 : Composition par groupe faunistique des proies ingérées (à gauche) et résultat des classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) réalisées sur les valeurs de MFI (voir Tableaux 5 à 7) de l'éperlan (en haut), du flet (au milieu) et du gobie tacheté (en bas).....	19
Figure 8 : Ordination des trois poissons et de leurs espèces proies (MFI) sur les plans 1 et 2 de l'analyse factorielle de correspondances.....	20
Figure 9 : Comparaison du taux de vacuité des estomacs d'éperlan, flet et gobie tacheté en fonction du groupe d'âge (éperlan) et de la masse d'eau échantillonnée (Duclair vs Tancarville).....	21
Figure 10 : Comparaison du nombre moyen de proies identifiées dans les contenus stomacaux de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté en fonction de la zone d'étude géographique dans l'estuaire : bouchon vaseux (Tancarville) vs eaux douces tidales (Duclair).....	21
Figure 11 : Comparaison de la biomasse alimentaire moyenne (g poids égoutté) mesurée dans les contenus stomacaux de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté en fonction de la zone d'étude géographique dans l'estuaire : bouchon vaseux (Tancarville) vs eaux douces tidales (Duclair).....	22
Figure 12 : Comparaison interannuelle de la biomasse alimentaire moyenne (g poids égoutté) mesurée dans les contenus stomacaux du flet G0 pour les 2 zones d'étude géographique	22
Figure 13 : Indice de chevauchement des proies dans les stratégies d'alimentation du gobie tacheté, du flet G0 et de l'éperlan G0 respectivement dans les eaux douces tidales de l'estuaire moyen et dans le secteur méso-oligohalin. Les valeurs sont calculées sur la biomasse ingérée pour des catégories de proies identiques entre chaque site et chaque poisson (Cf figure 13).	23
Figure 14 : Structure de la partition de la ressource alimentaire sur la base de l'indice MFI entre trois espèces de poissons présents à la fois dans les eaux douces tidales de l'estuaire de Seine et en aval en domaine méso-oligohalin, exploitant différents habitats sur le plan vertical (colonne d'eau) et latéral (chenal vs berge).	26

Liste des tableaux

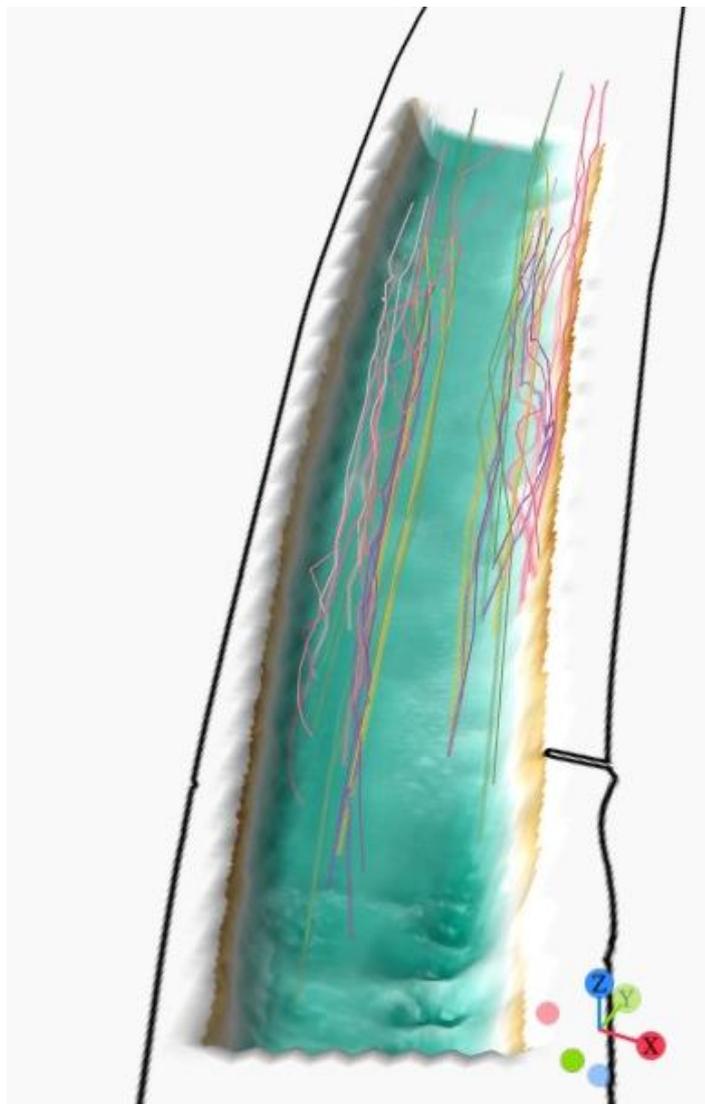
Tableau 1 : Caractéristiques des moyens nautiques utilisés lors du suivi et période d'utilisation	7
Tableau 2 : Dates, conditions de marée et nombre de traits de chalut pour les pêches de suivi lors des pêches au cours desquelles ont été collectés les poissons destinés à analyse de contenus stomacaux en fin d'été – début d'automne 2020 et 2021	13
Tableau 3 : Effectifs capturés par campagne de pêche et tailles moyennes par groupe d'âge de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté, nombre d'estomacs analysés dans chaque cas et taille moyenne des individus de l'échantillon.....	15
Tableau 4 : Composition des proies observées dans l'estomac de l'éperlan sur les deux masses d'eau étudiées dans l'estuaire de la Seine. Valeurs de pourcentage de l'occurrence des proies (% Fo), de leur répartition numérique (% N) et pondérale (% B) et valeurs de MFI.	17
Tableau 5 : Composition des proies observées dans l'estomac du flet sur les deux masses d'eau étudiées dans l'estuaire de la Seine. Valeurs de pourcentage de l'occurrence des proies (% Fo), de leur répartition numérique (% N) et pondérale (% B) et valeurs de MFI.	18
Tableau 6 : Composition des proies observées dans l'estomac du gobie tacheté sur les deux masses d'eau étudiées dans l'estuaire de la Seine. Valeurs de pourcentage de l'occurrence des proies (% Fo), de leur répartition numérique (% N) et pondérale (% B) et valeurs de MFI.	19
Tableau 7 : Cumul des CPUE numériques par secteur exprimées en % au printemps et en fin d'été-début d'automne pour les 59 stations de pêche suivies entre 2011 et 2022 dans le cadre de la DCE et résultats des tests sur les distributions (Kolmogorov-Smirnov) et sur les moyennes par zone hydrologique et/ou écotope (Mann-Whitney). Les profils sont détaillés en annexe sous forme de courbe.	28

ANNEXE

Positions des traits de chalut

Données du suivi de la zone de clapages de sédiments par le GPFMAS-Rouen dans la boucle de Duclair

Positions des traits de chalut au niveau de la zone de clapages

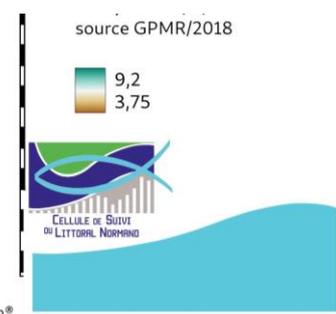


0 25 50 m

1:2127,266359



Carte réalisée par la CSLN Source: CSLN, GPMR, OpenStreetMap®



Positions des traits de chalut sur les stations SC7 et SC7_{chenal}



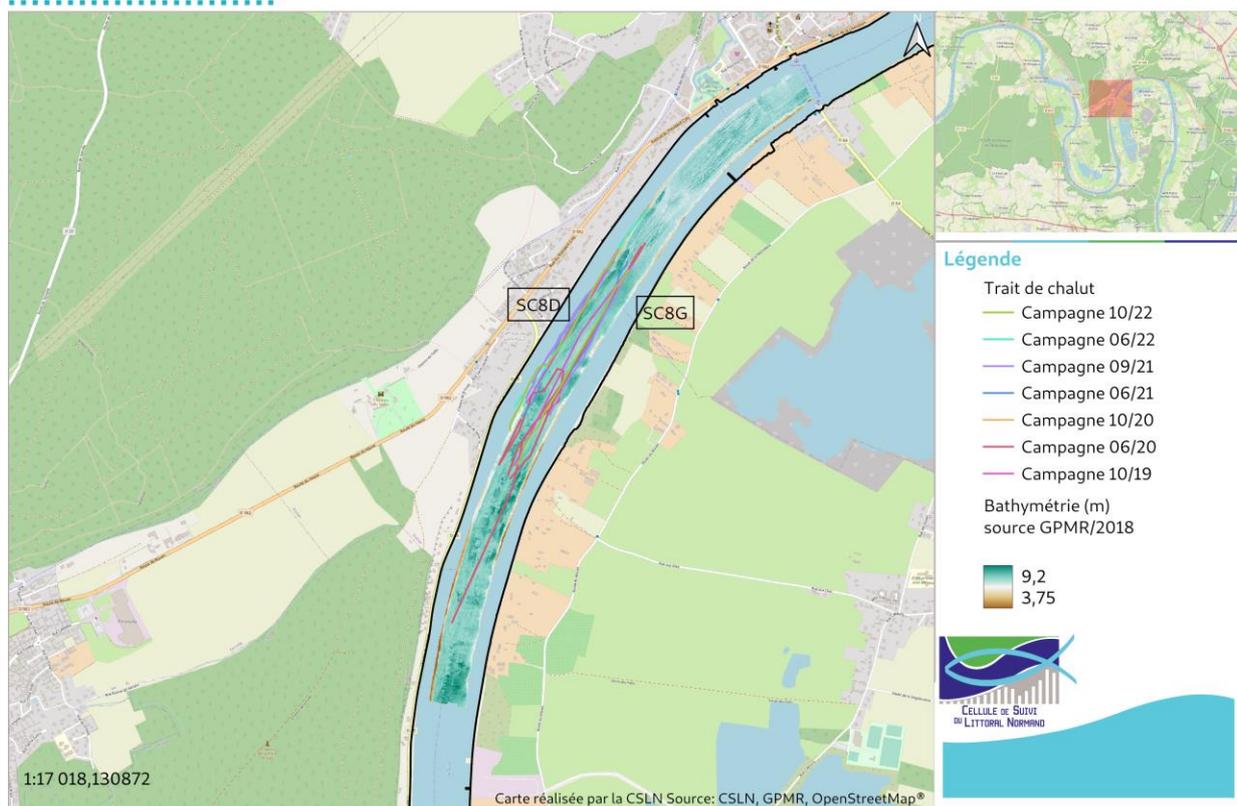
Stations



Positions des traits sur les stations SC8 et SC8_{chenal}



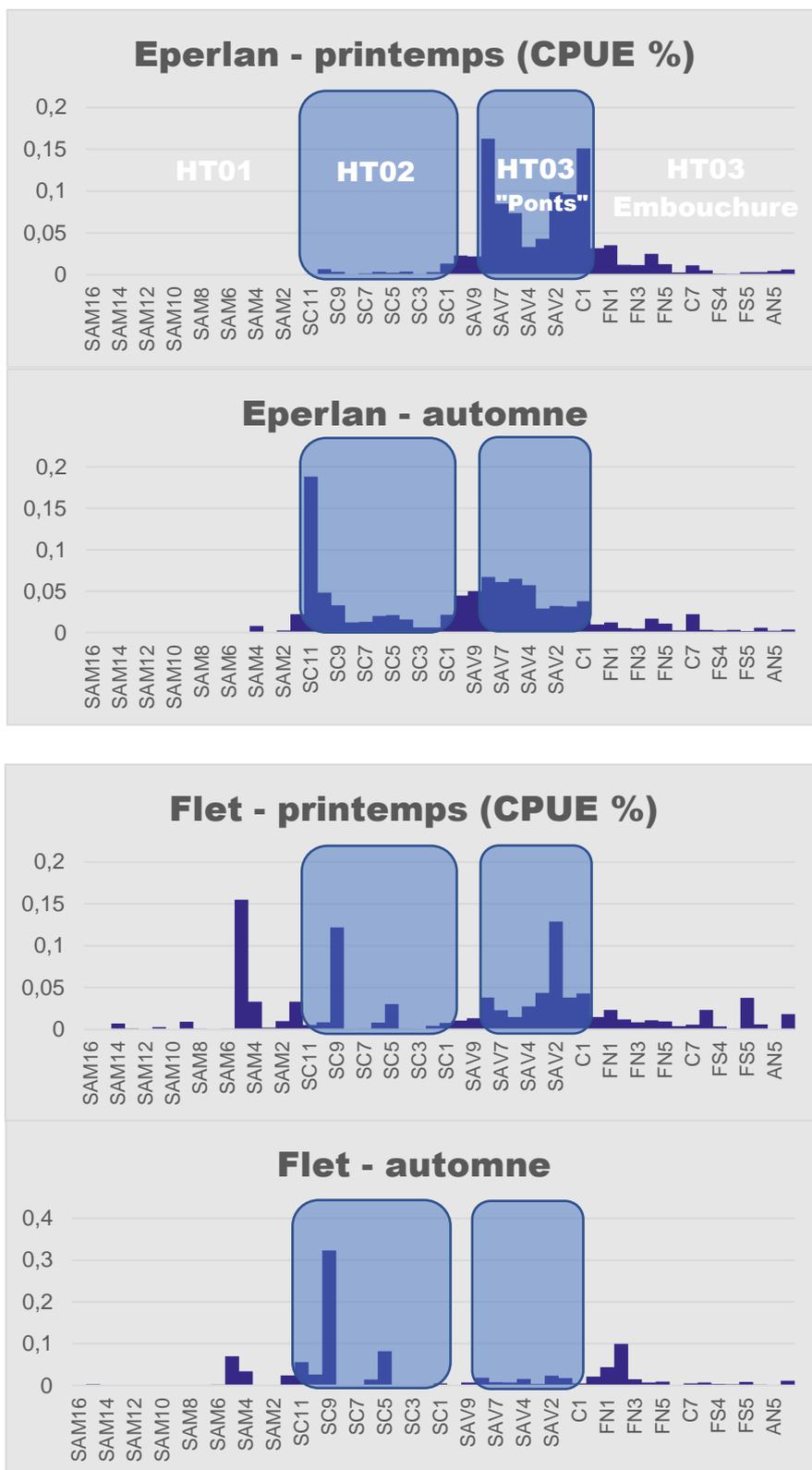
Stations

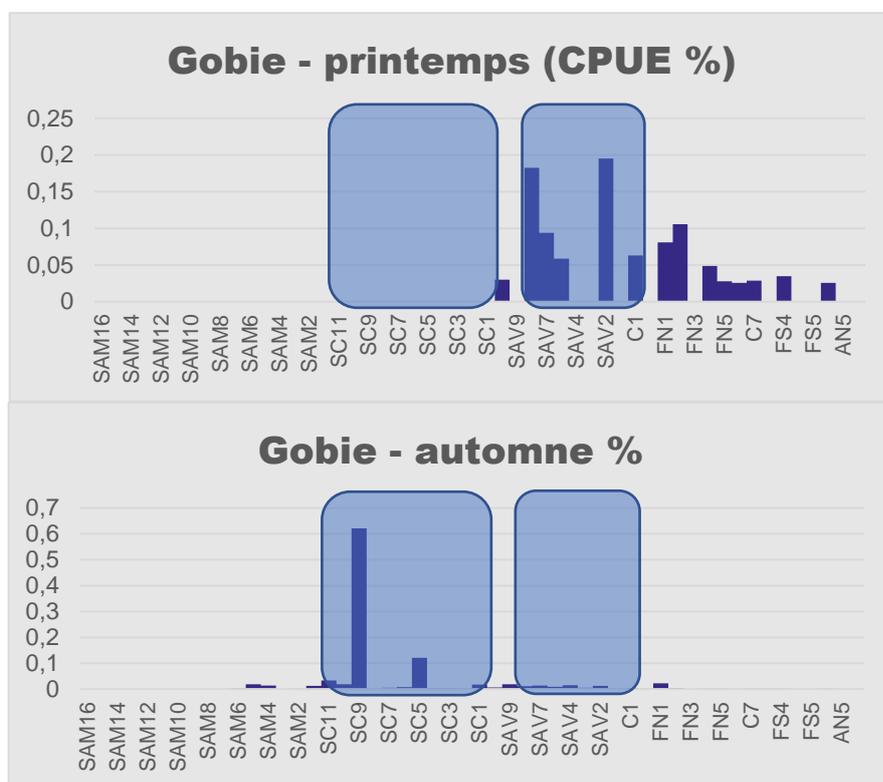


ANNEXE 2

Profils longitudinaux des CPUE numériques de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté

Données du suivi DCE (CPUE numérique par station %) au grand chalut à perche pour la période 2011-2022







CELLULE DE SUIVI
DU LITTORAL NORMAND

CSLN

Association Loi 1901
53 rue de Prony
76600 LE HAVRE
Tél. : 02 35 21 71 70
E-mail : csln@csln.fr