



© Sylvain Cardonnel (CD33) (Personnels INRAE en campagne d'échantillonnage)

**Analyse comparative de la structure et du fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques dans les marais endigués et dépodésés de l'île Nouvelle**

**Rapport final INOTOP, volet écologie – Février 2022**

**Rédactrices :** Laure CARASSOU (chercheuse INRAE, EABX), Maud VILDIER (stagiaire INRAE EABX 2021)  
**Contributeurs :** UR EABX INRAE : Stéphane BONS, Martin DUBERNET (stagiaire MI 2019), Mireia KOHLER-PACINO (stagiaire M2 2020), Kevin LANCON, Romaric LEBARH, Mario LEPAGE, Jeremy LOBRY ;  
 UMR EPOC (CNRS-Université de Bordeaux) : Hugues BLANCHET, Florian FERFICHE, Nicolas SAVOYE ;  
 UMR LIENSs (CNRS-Université de La Rochelle) : Gaël GUILLOU (plateforme IRMS), Mireia KOHLER-PACINO (doctorante), Benoit LEBRETON.

**Projet INOTOP** (Programme de recherche sur l'évaluation des services écosystémiques et les bénéfices de la reconnexion estuarienne sur le site de l'île Nouvelle) - financé dans le cadre de la convention de partenariat Etude Recherche Appliquée n° 33-280 + avenant n°1, Conservatoire du Littoral – INRAE ; **Chargée de mission du Conservatoire du Littoral :** Katia PERRIN.

**Remerciements :** A l'équipe du CD33 sur site (B. Augizeau, G. Campet, S. Cardonnel) pour leur aide dans l'organisation et la mise en œuvre des campagnes de terrain, qui ont souvent mobilisé les moyens naviguants du CD33 (navire L'*Epinoche*). Ce travail a bénéficié d'un soutien financier de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne et de la Région Nouvelle-Aquitaine

Ce travail a été mené à l'aide des équipements et du personnel mis à disposition par l'infrastructure scientifique collective XPO (Infrastructure de recherche LIFE – Living in Freshwater and Estuaries, INRAE) de l'UR EABX, et nous tenons en particulier à remercier Christine Gazeau pour sa contribution à la coordination du dispositif.



## PLAN DU RAPPORT

I-CONTEXTE ET OBJECTIFS .....	p. 5
II-MATERIEL ET METHODES .....	p. 7
1) La méthode des isotopes stables au service de l'analyse des réseaux trophiques .....	p. 7
2) Echantillonnage adapté à l'application des isotopes stables pour la reconstruction des réseaux trophiques aquatiques .....	p. 9
2.1. Sites d'échantillonnage .....	p. 9
2.2. Périodes d'échantillonnage .....	p. 10
2.3. Collecte des échantillons .....	p. 11
a) Matière Organique Particulaire .....	p. 11
b) Producteurs primaires (plantes, macroalgues, microphytobenthos) .....	p. 12
c) Invertébrés benthiques et débris végétaux .....	p. 12
d) Zooplancton .....	p. 13
e) Macrocrustacés et poissons .....	p. 13
3) Travail de laboratoire .....	p. 14
3.1. Nettoyage et conditionnement des échantillons .....	p. 14
3.2. Préparation des échantillons animaux et végétaux pour analyses isotopiques .....	p. 15
a) Extraction du microphytobenthos .....	p. 15
b) Séchage, décarbonatation et encapsulation des échantillons sur filtres .....	p. 16
c) Broyage, acidification et pesée des échantillons de tissus animaux et végétaux .....	p. 17
d) Analyses en spectrométrie de masse (IRMS) .....	p. 19
4) Analyse des données .....	p. 19
4.1. Effet de l'acidification sur les teneurs en $d^{13}C$ et $d^{15}N$ des invertébrés benthiques et du zooplancton .....	p. 19
4.2. Composition des communautés par unité de gestion .....	p. 19
4.3. Variabilité spatiale des teneurs isotopiques par maillon .....	p. 19
4.4. Indices généraux de structure des réseaux trophiques .....	p. 20
i) indices de richesse .....	p. 20
ii) indices de répartition .....	p. 20
iii) indices de distribution .....	p. 21
4.5. Relations potentielles entre ressources et consommateurs (necton) dans les unités de gestion, et sélection des ressources et des paramètres d'enrichissement pour les modèles de mélange .....	p. 23
III- RESULTATS	
1) Conditions environnementales caractérisant les masses d'eau au cours des échantillonnages .....	p. 23
2) Sélection des observations de zooplancton et invertébrés benthiques .....	p. 23
3) Description du jeu de données final .....	p. 24
4) Composition des communautés de necton .....	p. 27
5) Variations spatiales des compositions isotopiques par maillon .....	p. 28
6) Indices généraux de structure des réseaux trophiques par UG .....	p. 30
7) Interactions trophiques potentielles et sélection des ressources par consommateur .....	p. 31

8) Comparaison des régimes alimentaires du necton entre UG et périodes .....	p. 33
8.1. Niches isotopiques .....	p. 33
8.2. Contributions relatives des ressources (modèles de mélange) .....	p. 35
IV-CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....	p. 36
V-REFERENCES CITEES .....	p. 38
VI-LISTE COMPLETE DES LIVRABLES DU VOLET ECOLOGIE .....	p. 42
ANNEXE .....	p. 43

## I-CONTEXTE ET OBJECTIFS

Les estuaires représentent des écosystèmes de transition entre terre et mer, eaux douces et milieu marin. Ils sont considérés comme faisant partie des écosystèmes les plus productifs au monde (Costanza et al., 1997). Les estuaires sont également des habitats d'intérêt écologique majeur de par le rôle essentiel qu'ils jouent dans le cycle de vie de nombreuses espèces de poissons résidentes, amphihalines, marins euryhalines ou dulcicoles opportunistes (Able, 2005 ; Lobry et al., 2003). Par exemple, les juvéniles de nombreuses espèces marines y trouvent des conditions de croissance et d'alimentation privilégiées (Beck et al., 2001 ; Day et al., 2020). Les estuaires jouent ainsi un rôle déterminant dans les processus permettant le renouvellement de nombreuses populations de poissons (Le Pape et al., 2003), dont beaucoup de ressources halieutiques majeures (OCDE, 1993). Dans le même temps, leur situation géographique et leur forte productivité en font des milieux sujets à de multiples stress d'origine anthropique (pêche, navigation, activités portuaires, industrielles, urbanisation, pollutions multiples). La destruction ou la modification d'habitats menace ainsi aujourd'hui le fonctionnement des estuaires et des communautés biologiques qui les occupent (Loreau et Hector, 2001 ; Chevillot et al., 2019).

En plus d'une importante diversité biologique, les estuaires offrent une grande diversité d'habitats, influencés ou non par les marées. Parmi eux, les vasières et les marais intertidaux se présentent comme des zones d'intérêt majeur pour les poissons, qui y trouvent des conditions d'alimentation et de protection favorables à différents stades de vie en fonction des espèces (Able, 2005 ; Lebreton et al., 2013 ; Lechêne, 2017). Ces habitats ont été fortement dégradés depuis plusieurs décennies, en lien notamment avec l'entretien des chenaux de navigation (dragage, curage, recalibrage hydromorphologique) ayant résulté en la destruction des vasières intertidales (Sannigrahi et al., 2018 ; Teichert et al., 2018), et l'endiguement et le drainage de marais intertidaux (Goeldner-Giannella, 2007). Les marais intertidaux littoraux et estuariens ont ainsi fortement régressé au cours des dernières décennies, avec des conséquences avérées sur les populations de poissons côtiers faisant usage de ces habitats en tant que zone de nurserie. Par exemple, la régression de 33% de la surface des marais intertidaux de l'estuaire de la Seine, transformés en aire terrestre à vocation de production agricole, a entraîné une perte de 42% de la production des juvéniles de soles communes (*Solea solea*) dans le milieu marin côtier adjacent (Rochette et al., 2010).

Une des causes principales de la régression des marais estuariens en Europe est leur endiguement et drainage massif, initié dès le Moyen-Age à des fins d'exploitation agricole (cultures, production de sel ; Goeldner-Giannella, 2007 ; Decreton, 2009 ; Almeida et al., 2017), qui a entraîné l'isolement des marais de la mer ou de l'estuaire adjacent. Ce processus, initié à large échelle en Europe depuis le Moyen-Age, est nommé 'poldérisation', du terme hollandais 'polder' puis 'polder', signifiant 'terre endiguée'. Il a concerné des surfaces considérables de marais en Europe au cours du XX<sup>e</sup> siècle, avec une surface estimée d'environ 15,000 km<sup>2</sup> de zones humides littorales ou estuariennes ainsi transformées, dont environ 1,400 km<sup>2</sup> en France (Goeldner-Giannella, 2007). Cet endiguement massif s'est interrompu dans les années 1970, suite à la ratification de la convention de Ramsar par la majorité des pays européens<sup>1</sup>. S'en est suivi un mouvement de « retour à la mer » à partir des années 1980. Ce changement de philosophie de gestion des espaces côtiers est en premier lieu justifié par des éléments économiques, notamment un coût croissant d'entretien des digues associé à l'augmentation des risques de submersion marine ou inondations liés aux effets du changement climatique (Field et al., 2012). Des arguments de préservation et de restauration de la biodiversité sont aussi mais plus rarement mis en avant (Goeldner-Giannella, 2007).

Indépendamment de la raison avancée, la « dépoldérisation » des marais littoraux et estuariens consiste avant tout à rétablir les échangestidaux entre les marais et le milieu côtier ou estuarien adjacent, rétablissant ainsi les cycles de marées naturels. Cette reconnexion est supposée favoriser la restauration d'au moins une partie des fonctionnalités écologiques caractéristiques des

---

<sup>1</sup> [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/current\\_convention\\_text\\_f.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/current_convention_text_f.pdf)

marais intertidaux naturels, permettant dans le même temps la restauration de nombreux services écosystémiques associés (par exemple les services de régulation climatique ou de production de nourriture, Sannigrahi et al., 2018 ; ou les services de protection du littoral ou de pompe à carbone, Gilby et al., 2020). Différentes modalités de 'dépoldérisation', passives ou actives, ont été répertoriées en Europe depuis les années 1970 (Goeldner-Giannella, 2007). La restauration « passive » consiste à interrompre les travaux d'entretien des digues, entraînant des dommages naturels et la potentielle rupture des ouvrages à l'occasion d'évènements climatiques extrêmes par exemple. Une politique dite de « laisser-faire » peut ensuite être appliquée, aboutissant à la restauration 'passive' des échanges tidaux entre le marais et l'estuaire ou la mer. La 'dépoldérisation' dite active consiste en une destruction volontaire, partielle ou totale, des digues (Gerwing et al., 2020).

Les conséquences de la dépoldérisation sur la diversité du necton (poissons, macrocrustacés) dans les marais estuariens restent à l'étude. Une récente synthèse de la bibliographie, publiée dans le cadre du programme Adapto<sup>2</sup> soutenant notre travail, met en évidence une grande variabilité des effets selon les cas (Debue et al., 2021). Richesse et abondance en necton augmentent dans des marais dépoldérisés anciennement utilisés à des fins agricoles, mais les effets sont plus variables dans le cas de marais déjà partiellement sous influence maritime avant leur dépoldérisation. Dans ces cas, les tendances d'évolution de la diversité et de l'abondance totale en necton sont plus variables. La synthèse met néanmoins en évidence une réponse rapide du necton à la dépoldérisation, généralement en quelques années, sans toutefois de certitude quant au retour de fonctionnalités écologiques similaires à celles soutenues par des peuplements ichtyologiques naturellement présents dans des marais salés naturels (Debue et al., 2021). L'objectif du volet écologie du projet INOTOP est ainsi d'appréhender le potentiel de 'nourricerie' de marais dépoldérisés en comparaison de marais endigués pour les communautés de necton. Ce travail s'est concentré sur l'un des 10 sites pilote intégrés au dispositif Adapto, soit l'île Nouvelle.

L'île Nouvelle est située dans la zone amont, dite oligohaline (de faible salinité) de l'estuaire de la Gironde. Elle a longtemps été occupée par l'Homme qui y a pratiqué la viticulture, puis des cultures maraichères, fruitières et céréalières jusqu'en 1991, année de son rachat par le Conservatoire du Littoral (Herschel, 2020). Une politique de renaturation y est alors initiée, en partenariat entre le Conservatoire du Littoral, propriétaire du site, et le Conseil Départemental de la Gironde, son gestionnaire. En 1999, une première brèche s'ouvre dans les digues de la partie sud (Sans Pain) de l'île suite à la tempête Martin, provoquant une importante inondation de cette partie de l'île et du village qu'elle abrite. Cet évènement stimule une réflexion sur la pertinence d'un programme de reconnexion marine, s'inspirant de l'expérience hollandaise en la matière. La tempête Xynthia de 2010 crée une nouvelle brèche dans la digue de la partie nord de l'île (Bouchaud) et accélère l'objectif assumé par propriétaires et gestionnaires du site de 'laisser l'île s'inonder par les eaux du fleuve'. Ainsi, l'île Nouvelle représente un terrain expérimental unique en Gironde afin d'aborder les effets de la reconnexion tidale d'un marais estuarien sur les communautés de necton. C'est dans ce cadre que sont initiés les travaux de A. Lechêne et al. (Irstea-EABX), s'appuyant sur un vaste programme de suivi de la composition taxinomique (et fonctionnelle) des communautés de necton sur l'île Nouvelle, en référence à divers habitats estuariens intertidaux et subtidaux, incluant marais poldérisés, dépoldérisés, vasières intertidales et habitats subtidaux (Lechêne et al., 2018). Les résultats de ses travaux mettent en évidence un retour rapide d'espèces à affinité estuarienne ou marine sur la partie nord dépoldérisée de l'île, tandis que les parties de marais restées endiguées au sud restent largement dominées par des espèces d'eaux douces, souvent exotiques (Lechêne, 2017). De plus, la diversité spécifique du necton apparaît plus élevée sur la zone dépoldérisée (6.5 espèces en moyenne en zone endiguée, contre 12.8 en zone dépoldérisée). Ces premiers résultats suggèrent ainsi un bénéfice de la dépoldérisation en termes de biodiversité ichtyologique, étant donné le caractère autochtone des espèces estuariennes ou marines observées sur la partie dépoldérisée de l'île (gobie buhotte, syngnathe de Duméril, mulot à grosse lèvres par exemple), et l'intérêt halieutique de certaines (sole

---

<sup>2</sup> <https://www.lifeadapt.eu/>

commune, flêt, bar par exemple). L'anguille semble néanmoins fréquenter les deux habitats, et trouver des conditions de vie favorables dans les deux types d'environnement.

A l'issue de ces travaux, il restait nécessaire d'appréhender si l'évolution de la composition taxinomique des communautés de necton s'accompagne de l'utilisation par les espèces de certaines des fonctionnalités écologiques caractéristiques de marais estuariens, en particulier leur caractère d'habitat « nourricerie », donc propices à l'alimentation des espèces de poissons estuariennes et/ou marines euryhalines. L'objectif du volet d'écologie du projet INOTOP, initié en 2019, sont ainsi d'estimer les bénéfices écologiques de la reconnexion estuarienne de l'île Nouvelle en termes de structure et fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques, avec un focus sur les espèces de necton estuariennes ou marines euryhalines. Les questions abordées dans ce travail étaient : Quelles sont les interactions trophiques entre les espèces présentes dans les habitats en eau de l'île Nouvelle? Les caractéristiques des réseaux trophiques varient-elles en fonction du degré de connexion hydrologique des sites ? Quelle(s) hypothèse(s) ces résultats soutiennent-ils vis-à-vis de la restauration potentielle d'une fonctionnalité de nourricerie pour les poissons marins sur le marais dépoldérisé ? Ces questions sont abordées par le déploiement de la méthodologie des isotopes stables, utilisés comme traceurs naturels des flux trophiques entre les compartiments biologiques constituant les réseaux alimentaires aquatiques dans les marais dans des conditions de marées contrastées, soit en mortes ou vives eaux (coefficients de marée  $\leq 20$  et  $> 90$ , respectivement).

## II-MATERIEL ET METHODES

### 1) La méthode des isotopes stables au service de l'analyse des réseaux trophiques

Un isotope est une forme d'atome caractérisée par un nombre donné de neutrons dans le noyau. Par exemple, l'atome d'hydrogène se caractérise dans la nature par trois formes isotopiques, toutes caractérisées par la présence d'un électron, et de 0 à 2 neutrons dans le noyau : l'hydrogène classique (H), le deutérium ( $^2\text{H}$ ) et le tritium ( $^3\text{H}$ ) (Figure 1). De même, le carbone est présent dans la nature sous diverses formes isotopiques, partageant toutes un même nombre d'électrons (6), mais un nombre de neutrons dans le noyau variant de 12 ( $^{12}\text{C}$ ) à 14 ( $^{14}\text{C}$ ). Les formes isotopiques d'un même atome ont ainsi des propriétés chimiques équivalentes mais des propriétés physiques différentes, avec notamment des formes stables ( $^{13}\text{C}$  et  $^{12}\text{C}$  par exemple) ou radioactive ( $^{14}\text{C}$  par exemple). On dénombre un total de 325 isotopes naturels, et 1200 isotopes artificiels (isotopes non stable de l'uranium par exemple, ou isotopes du plutonium). Le nombre de neutrons constitutifs d'une forme isotopique donnée influence la masse atomique, permettant d'évaluer la composition relative de différentes formes isotopiques d'un élément chimique grâce à des techniques de spectrométrie de masse.

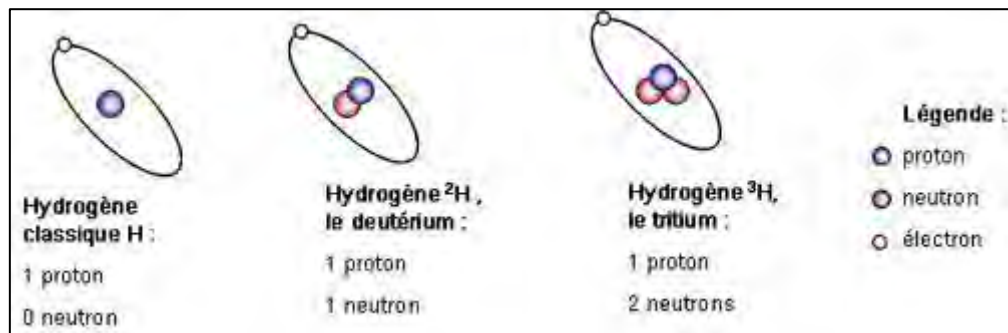


Figure 1 : Illustration de la différence physique entre 3 formes isotopiques de l'hydrogène (source : IRSN, Institut de Radioprotection et Sécurité Nucléaire).

Dans la nature, les organismes vivants utilisent prioritairement les isotopes naturels légers (par exemple  $^{12}\text{C}$ ,  $^{14}\text{N}$ ) pour leur métabolisme, conduisant à l'accumulation des isotopes les plus lourds (par exemple  $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$ ) dans leurs tissus. Ainsi, les ratios isotopiques de certains atomes organiques, comme les ratios  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  du carbone ou  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  de l'azote, peuvent être utilisés comme traceurs naturels du devenir de la matière au sein des réseaux alimentaires. La mesure de la composition isotopique de ces éléments (C, N) dans les consommateurs et leurs ressources alimentaires permet ainsi de déterminer les flux de matière organique dans les réseaux trophiques, mais aussi d'aborder les interactions intra- et interspécifiques qui gouvernent l'écologie alimentaire des espèces, ou d'apporter des mesures de la niche trophique réalisée à l'échelle des communautés afin d'en comparer le fonctionnement dans le temps ou l'espace (Peterson, 1999 ; Dufour et Gerdeaux, 2001 ; Post, 2002 ; Michener et Lajtha, 2007 ; Middelburg, 2014 ; Figure 2).

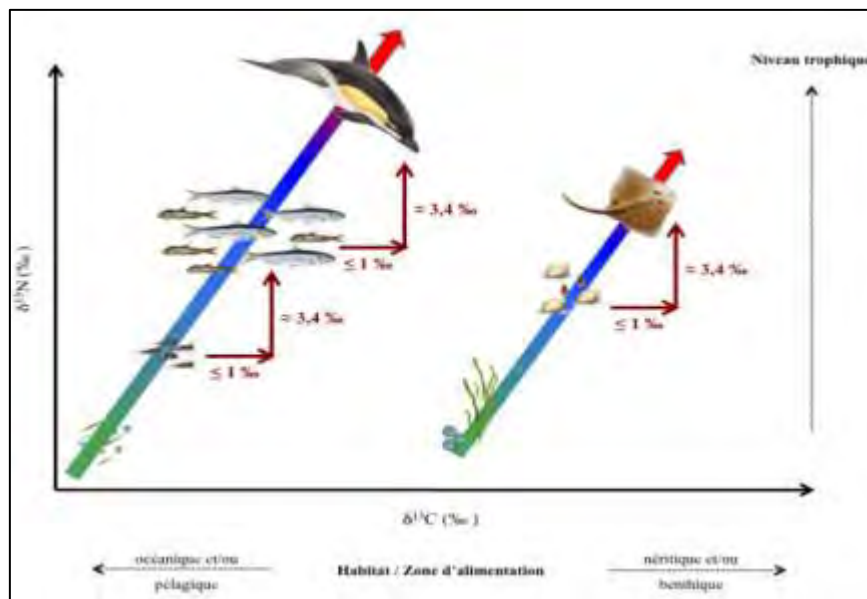


Figure 2 : Schéma de principe de l'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote en environnement marin. Sont illustrées ici deux chaînes alimentaires volontairement simplifiées supportées par différents producteurs primaires (phytoplancton océanique vs. microphytobenthos et/ou macroalgues côtières). Le facteur d'enrichissement en marron généralement estimé entre une source et son consommateur pour un consommateur omnivore et/ou carnivore est indiqué pour chaque élément (soit une moyenne de 1 ‰ pour le carbone, et de 3,4 ‰ pour l'azote, cf. Post, 2002). Illustration extraite de Chauvelon (2011).

Les ratios représentant la composition relative de différentes formes isotopiques sont estimés selon l'équation suivante :

$$\delta X = \left( \frac{R_{\text{échantillon}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) \times 10^4$$

avec X l'isotope stable le plus lourd (par exemple  $^{13}\text{C}$  pour le carbone ou  $^{15}\text{N}$  pour l'azote) et R le ratio de l'isotope stable le plus lourd sur le plus léger ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ou  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) pour l'échantillon ou le standard (Peterson & Fry, 1987). Les standards sont des mélanges ou éléments de référence dont la composition en différentes formes isotopiques d'éléments chimiques ciblés est bien caractérisée, et à partir desquelles les compositions isotopiques des échantillons analysés sont déduites.

Dans le contexte de l'écologie trophique, qui vise à appréhender la structure et le fonctionnement des réseaux alimentaires dans les écosystèmes naturels, les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et de  $\delta^{15}\text{N}$  sont généralement combinées. Les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  sont utilisées pour déterminer les niveaux trophiques des consommateurs, car ces valeurs sont conservatrices dans un réseau alimentaire, augmentant de manière constante et linéaire d'environ  $3,4 \pm 1$  ‰ entre une source de nourriture

donnée et son consommateur direct, malgré des variations importantes entre espèces et écosystèmes (Post, 2002; Figure 2). Les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  quant à elles, dont l'enrichissement entre source et consommateur est plus variable (généralement compris entre  $0,4 \pm 1,3 \text{ ‰}$  et  $0,8 \pm 1,1 \text{ ‰}$ ; DeNiro et Epstein, 1978 ; Post, 2002), sont plus couramment utilisées pour déterminer la part de différentes sources d'alimentation et tracer l'origine de la matière organique au sein des réseaux trophiques (benthique ou pélagique, marine ou dulcicole, par exemple ; Hobson, 1999; Figure 2). Dans ce travail, la combinaison des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et de  $\delta^{15}\text{N}$  caractéristiques des sources de nourriture (matière organique particulière, producteurs primaires), de consommateurs primaires ou secondaires (zooplancton, invertébrés benthiques) et de prédateurs potentiels (macro-crustacés, poissons), a été utilisée afin d'appréhender et comparer la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques dans les quatre unités de gestion de l'île Nouvelle.

## 2) Echantillonnage adapté à l'application des isotopes stables pour la reconstruction des réseaux trophiques aquatiques

### 2-1. Sites d'échantillonnage

Les modalités de gestion hydrologique appliquées dans les différents casiers hydrauliques ou unités de gestion (UG) mises en œuvre par le CD33 ont d'abord été clarifiées (Tableau 1), et les sites de collecte positionnés en fonction (4 à 5 sites, Figure 3). Concernant l'UG3, deux sites de collecte du necton avaient été positionnés en 2019, l'un à proximité de l'écluse (site 1, Figure 3), l'autre près de l'observatoire ornithologique (site 1bis, Figure 3). Seul le site 1bis a été échantillonné en 2021 en raison de travaux de curage qui ont résulté en une mise à sec des zones en eaux près de l'écluse sud (site 1). Etant donné que les deux sites (1 et 1bis) correspondent à une même unité de gestion, les données obtenues sur ces deux sites ont été regroupées pour l'ensemble des analyses.

Tableau 1 : Descriptif de l'historique et des modalités de gestion des marais de l'île Nouvelle, après son acquisition par le Conservatoire du Littoral en 1991. Voir [https://www.lifeadapt.eu/media/5112/Plaqueette-Ile-Nouvelle\\_Inrae2020.pdf](https://www.lifeadapt.eu/media/5112/Plaqueette-Ile-Nouvelle_Inrae2020.pdf) pour plus de détails quant à l'historique des usages du site de l'île Nouvelle.  
Synthèse validée par S. Cardonnel, CD33.

Unités de gestion (ou casiers hydrauliques)	Détails et historique des modalités de gestion appliquées depuis 1991
UG3 (Ile Sans Pain Sud)	Mise en eau et création du marais en 2000 ; mise en place de l'écluse sans gestion des échanges hydrauliques estuaire-marais jusqu'en 2007. En 2013, travaux de mise en conformité de l'écluse vis-à-vis du Plan National d'Action Anguilles (assurer une meilleure transparence de l'ouvrage, entrée d'eau de l'estuaire lors de coefficients de marée $\geq 60$ ). Travaux de curage des fossés, enlèvement de buses et constructions de passerelles en remplacement en 2021
UG5 (Ile Sans Pain Nord)	Mise en eau et création du marais en 2000 ; mise en place de l'écluse sans gestion des échanges hydrauliques estuaire-marais jusqu'en 2007. En 2015, travaux de mise en conformité de l'écluse vis-à-vis du Plan National d'Action Anguilles (assurer une meilleure transparence de l'ouvrage, entrée d'eaux de l'estuaire lors de coefficients de marée $\geq 60$ ). Travaux de curage des fossés, enlèvement des buses et remplacement par passerelles en 2016
UG5D (Ile Sans Pain Nord dépollérisée)	Mise en eau et création du marais en 2000 ; pas d'écluse, aucun échange estuaire-marais (digues externes entretenues), jusqu'en 2007. En 2016 dépollérisation délibérée par la création d'une brèche dans la digue interne entre UG5D et UG6.
UG6 (Ile Bouchaud)	Dépollérisation par création accidentelle d'une brèche dans la digue externe en 2010 (tempête Xynthia), sans réparation/entretien délibérés – libre circulation des eaux de l'estuaire au gré des marées dans le marais depuis.

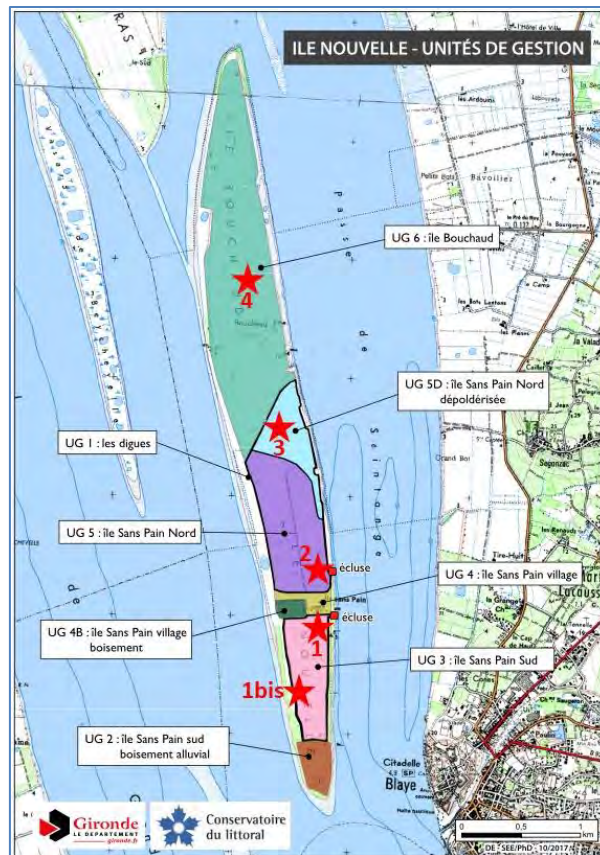


Figure 3 : Localisation des sites d'échantillonnage 2019 et 2021 dans chaque unité de gestion de l'île Nouvelle.  
Carte © CD33 et Conservatoire du Littoral.

## 2-2. Périodes d'échantillonnage

Des échantillons représentatifs de l'ensemble des maillons constituant les réseaux trophiques aquatiques ont été collectés lors de deux campagnes annuelles, l'une en 2019, et l'autre en 2021. Chacune de ces campagnes a consisté en plusieurs visites de terrain espacées de quelques semaines chacune, et ce afin de tenir compte du délai d'incorporation de la composition isotopique des proies vers les consommateurs et ainsi optimiser la qualité des données résultantes. Le temps d'incorporation de la composition isotopique entre source et consommateur reste mal déterminé, car variable selon les espèces, le stade de développement des organismes, ainsi que les isotopes considérés. Néanmoins, en ce qui concerne les juvéniles de poissons particulièrement ciblés dans cette étude, et les isotopes stables du carbone et de l'azote, des temps d'incorporation de l'ordre de quelques semaines à mois ont été reportés pour diverses espèces (Bosley et al., 2002 ; Guélinckx et al., 2007 ; Buchheister et Latour, 2010 ; Madigan et al., 2012 ; Colborne et al., 2017 ; Busst et Britton, 2018). Ainsi, un décalage temporel de minimum 3 semaines entre les différentes missions lors de chaque campagne a été pris en compte (Tableau 2). Les missions dédiées à la collecte des groupes biologiques à la base des réseaux trophiques (matière organique particulière, producteurs primaires) ont, dans la mesure du possible, été réalisées en premier temps lors de chaque campagne, suivies des missions dédiées à la collecte des consommateurs primaires (zooplancton, invertébrés benthiques), et enfin celle des consommateurs secondaires et/ou prédateurs (macro-invertébrés, poissons) (Tableau 2). Les collectes d'échantillons de matière organique particulière ont également été plus fréquentes en 2019 qu'en 2021, et ce afin de vérifier la variabilité temporelle de leur composition isotopique à l'échelle de quelques mois. Cette variabilité s'étant révélée non significative dans les premières analyses des données 2019, une seule campagne dédiée a été maintenue en 2021, et les données collectées pour ce groupe aux différentes dates en 2019 regroupées (Tableau 2).

Chaque maillon trophique, ou groupe biologique, a ainsi été échantillonné deux fois (2019, 2021) dans les 4 sites d'étude sélectionnés. De plus, la période sélectionnée pour les campagnes a été déterminée afin que les échantillonnages du necton (macrocrustacés et poissons) soient réalisés dans des conditions de marée contrastées, soit lors de marées de mortes eaux en 2019 (coefficients de marée < 40 entre les 9 et 12 septembre 2019) ou de vives eaux en 2021 (coefficients de marée > 100 entre les 27 et 30 avril 2021). Les dates sélectionnées sont également représentatives de saisons différentes, soit été-début d'automne en 2019 et printemps 2021, saisons pendant lesquelles les juvéniles de poissons de différentes espèces sont connues pour occuper les habitats estuariens en Gironde (Lechêne, 2017). Ce protocole a ainsi permis d'optimiser les chances de rencontrer un maximum d'espèces de necton différentes dans les habitats en eau de l'île Nouvelle malgré un effort d'échantillonnage limité, et tout en obtenant des données représentatives de la structure et du fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques dans des conditions environnementales (et en particulier saisons et conditions de marée) contrastées.

Tableau 2: Dates et durées des missions de terrain organisées lors des campagnes d'échantillonnage annuelles de 2019 et 2021 sur l'île Nouvelle. Cf. figure 3 pour la localisation des sites de collecte, et Tableau 1 pour le descriptif des modalités de gestion de la connexion hydrologique estuaire-marais caractérisant chaque site.

Compartiment trophique	Sites	Dates d'échantillonnage	
		2019	2021
Matière Organique Particulaire (MOP)	Estuaire aval (Royan)	28/06	22/03
	Dordogne (Vayres)	03/07	27/07
	Garonne (Portets)	03/07	27/07
	Ile Nouvelle (4 sites)	06/06, 17-18/07, 10/09	09/03
Déchets végétaux (détritiques) en décomposition dans les sédiments	Ile Nouvelle (4 sites)	11-12/07	09/03
Producteurs primaires (plantes, macroalgues, microphytobenthos)	Ile Nouvelle (4 sites)	11-12/07	09/03
Invertébrés benthiques (méiofaune)	Ile Nouvelle (4 sites)	11-12/07	29-31/03
Zooplancton	Ile Nouvelle (4 sites)	17-18/07	29-31/03
Nekton (macrocrustacés et poissons)	Ile Nouvelle (4 sites)	09-12/09	27-30/04

### 2-3. Collecte des échantillons

Les paramètres environnementaux locaux (température, salinité, conductivité, oxygène dissous) ont été mesurés dans chaque masse d'eau échantillonnée à chaque campagne annuelle à l'aide d'une sonde multiparamètre.

La diversité d'échantillons biologiques nécessaire à l'application de la méthodologie a abouti à un protocole d'échantillonnage complexe, et adapté à chaque type d'organismes ciblés. Ces protocoles sont détaillés pour chaque maillon trophique ci-dessous.

#### a) Matière Organique Particulaire

Afin de caractériser l'origine de la matière organique dans les réseaux trophiques, et en particulier l'importance relative de la matière produite directement dans le marais (autochtone) ou provenant d'autres milieux (allochtone), des échantillons de matière organique particulaire (MOP) ont été collectés par filtration d'eau non seulement dans les 4 sites d'étude (MOP autochtone) mais aussi dans l'estuaire aval (Royan) et son bassin versant (Dordogne à Vayres, et Garonne à Portets) (MOP allochtone). Le protocole utilisé pour ces filtrations est identique à Selleslagh et al. (2012). En bref, trois répliqués d'eau du milieu ont été filtrés à chaque site et date (Tableau 2) sur des supports en fibre de verre GF/F Whatman de porosité 0,7 µm et de diamètre 47 mm, préalablement brûlés à 280°C pendant 8 heures. L'eau filtrée a été collectée en surface sur les sites de l'île Nouvelle, en profondeur et à marée montante à Royan (site intitulé « Estuaire\_aval »), et en surface et à marée descendante pour la Garonne et la Dordogne (sites groupés sous le terme de « bassin versant »). Les filtres collectés ont été placés dans des contenants individuels en glacière, puis immédiatement congelés à -20°C après retour au laboratoire. Les volumes d'eau filtrés sur chaque site ont varié en fonction de la teneur en

matière en suspension dans l'eau au moment des collectes, teneurs souvent très fortes au niveau de l'île Nouvelle proche du bouchon vaseux de l'estuaire, et à l'inverse plus faible en aval en sortie d'estuaire. A chaque occasion, les filtrations ont été réalisées jusqu'à colmatage des filtres, et le tableau 3 récapitule les volumes d'eau moyens, minimum et maximum ainsi filtrés pour chaque site et année. Ces volumes variables sont indiqués à titre informatif, mais n'affectent en rien les compositions isotopiques mesurées et analysées par la suite.

Tableau 3 : Moyennes (et valeur minimale-maximale) des volumes d'eau filtrés (en mL) pour détermination de la composition isotopique de la Matière Organique Particulaire au cours de l'étude.

Site/UG	2019	2021
Bassin versant (Garonne, Dordogne)	42 (39 – 45)	82 (35 – 118)
Estuaire aval (Royan)	357 (330 – 390)	366 (333 – 388)
UG3	83 (40 – 100)	100 (100 – 100)
UG5	100 (100 – 100)	100 (100 – 100)
UG5D	100 (100 – 100)	100 (100 – 100)
UG6	144 (100 – 204)	100 (100 – 100)

#### *b) Producteurs primaires (plantes, macroalgues, microphytobenthos)*

Trois types de producteurs primaires ont été collectés sur chaque site : les plantes dites ripariennes c'est-à-dire se développant à proximité directe des masses d'eau, les macroalgues (si présentes), et le microphytobenthos (MPB). Le microphytobenthos a été prélevé sur les vasières accessibles à marée basse ou à un moment proche, par collecte de trois réplicats d'environ 5 mm de sédiment de surface avec une petite cuillère. Le sédiment superficiel ainsi collecté est placé dans des barquettes à congélation en aluminium, puis dans des glacières jusqu'au retour au laboratoire, où les contenants sont congelés à -20°C jusqu'à une étape d'extraction des cellules algales au laboratoire EPOC (cf section II-3.2a). Les plantes ripariennes dominantes observables sur chaque site de l'île ont été échantillonnées depuis les berges à l'aide de ciseaux (en collectant préférentiellement les branches basses feuillues et potentiellement immergées en marées hautes). Les macroalgues, rarement présentes, ont été collectées à la main sur leur substrat. Dans chaque cas, trois réplicats par espèce dominante, site et période ont été collectés. Les échantillons de plantes et macroalgues ont été conservés dans des sachets ziplocs en glacière jusqu'au retour au laboratoire.

#### *c) Invertébrés benthiques et débris végétaux*

Les petits invertébrés benthiques (> 200 µm) occupant les couches superficielles (0-10 cm) des sédiments, ainsi que les débris végétaux en décomposition présents dans ces mêmes sédiments, ont été échantillonnés par tamisage d'échantillons de vase (Figure 4). Trois contenants de 5L de vase chacun ont ainsi été prélevés à chaque site et période à l'aide d'une petite pelle, puis filtrés sur tamis de maille 200 µm à l'aide d'eau sous pression. Les organismes retenus sur le tamis (principalement polychaetes, oligochaetes, chironomes et gastéropodes) ont été prélevés à la pince sur le tamis, puis placés vivants dans des contenants préalablement remplis d'eau du robinet déchlorée (par aération plusieurs heures avant utilisation ; Figure 4). Ces contenants ont ensuite été maintenus au frais (en glacière ou réfrigérateur) jusqu'au retour au laboratoire. Cette opération de « stabulation » des organismes, d'une durée de 24 à 72 heures (selon les dates de début et fin des campagnes) a permis de s'assurer que les compositions isotopiques obtenues par la suite à partir des individus entiers soient bien représentatives des tissus des organismes ciblés, et non de celles de leur contenu digestif. Une fois la stabulation réalisée, soit de retour au laboratoire, les organismes ont été triés par grand groupe taxinomique sous loupe binoculaire, et placés dans des eppendorfs au congélateur à -20°C dans l'attente de leur traitement. Dans les mêmes échantillons de vase, les débris végétaux retenus sur le tamis ont également été prélevés à la pince, puis conservés au frais dans des sachets ziploc en glacière, jusqu'au retour au laboratoire.

#### d) Zooplancton

Trois réplicats de zooplancton (>200 µm) ont été collectés à chaque site et période à l'aide de diverses méthodes adaptées à la hauteur d'eau et au courant. Sur le site de Bouchaud (UG6), un filet à plancton de diamètre 60 cm et de maille 60 µm a été attaché derrière un bateau positionné face au courant à marée descendante pendant une durée de 10 minutes par réplicat (Figure 4). A la fin de chaque trait de filet, le contenu obtenu a été nettoyé et filtré à l'eau du milieu sur un tamis de maille 200 µm, sur lequel les organismes ont été prélevés à l'aide d'une pipette Pasteur. Sur le site partiellement dépoldérisé (UG5D), le filet a été maintenu fixe face au courant à marée descendante par un opérateur pendant une durée de 10 minutes pour chaque réplicat (Figure 4). Les échantillons ont ensuite été nettoyés et filtrés à l'eau du milieu, puis prélevés à la pipette sur un tamis 200 µm. Dans les sites endigués au sud (UG3 et UG5), non soumis à l'influence des marées et où le courant est faible à nul, la méthode d'échantillonnage a été plus variable. Sur UG3 en 2019, le filet a été tracté par un opérateur manœuvrant depuis un float-tube pendant une durée de quelques minutes. Sur UG5 en 2019, le filet a dû être jeté et tracté à la main depuis un ponton à plusieurs reprises jusqu'à l'obtention d'une densité d'organismes jugée suffisante pour les analyses à venir sur le matériel récolté. En 2021, un tamis de maille 200 µm a été directement plongé dans l'eau à plusieurs reprises sur UG3 et UG5 jusqu'à obtention d'une masse fraîche d'échantillon jugée suffisante pour les analyses prévues (Figure 4). Quelque que soit la méthode de collecte, à l'issue de l'échantillonnage, les organismes zooplanctoniques ont été nettoyés et filtrés sur un tamis de 200 µm, puis maintenus vivants dans des contenants préalablement remplis d'eau du robinet déchlorée conservés au frais pendant 24 à 48 heures afin que les organismes se débarrassent de leur contenu digestif. Une fois de retour au laboratoire, les organismes ont été triés par grand groupe taxinomique sous loupe binoculaire, et placés dans des eppendorfs au congélateur à -20°C dans l'attente de leur traitement.



Figure 4 : Illustration des étapes de collecte des échantillons de zooplancton (A : vue du filet traîné derrière l'Épinoche, le navire du CD33, à UG6, B : filet maintenu dans le courant par un opérateur à UG5D, C : filet traîné à la main à UG3, D : échantillon de zooplancton fraîchement collecté à UG3) et des invertébrés benthiques (E : tri des organismes par tamisage d'échantillons de vase, F : organismes vivants maintenus en stabulation dans de l'eau déchlorée jusqu'au retour au laboratoire). Personnes sur les photographies : Stéphane Bons (B, C, E), Maud Vildier (E), Laure Carassou (D) © INRAE-EABX, Sud-Ouest pour (D).

#### e) Macrocrustacés et poissons

Les poissons et les macrocrustacés ont été collectés à l'aide de verveux doubles (autrement appelés « verveux chinois »), du même type que ceux déployés par A. Lechène au cours de sa thèse de doctorat réalisé sur les communautés de necton des marais de Mortagne et Nouvelle entre 2014 et

2017 (Lechêne, 2017). A chaque site et période, les verveux ont été déployés pendant 1 à 3 cycles successifs (en fonction de la diversité d'organismes collectés au bout de la première ou deuxième pose, l'objectif étant de prélever un minimum de 3 individus par espèce sur chaque site et période), chaque cycle de pose durant 12 à 24h (selon les conditions de marée et risques d'émersion associés). Les verveux ont été fixés sur le substrat vaseux grâce à un ensemble de grappins et de fers à béton (selon la hauteur d'eau et les conditions de courant). Sur les sites soumis à marée (UG6 et UG5D), la pose avait lieu à des horaires proches de la marée basse, de façon à s'assurer qu'au lieu de pose, la hauteur d'eau à la prochaine marée basse soit suffisante pour que les organismes piégés soient maintenus vivants jusqu'à la relève. A la relève de chaque verveux, tous les poissons et macrocrustacés collectés ont été identifiés à l'espèce. Les individus sélectionnés ont ensuite été pesés au g ou mg près (selon la taille) à l'aide d'une balance de terrain, et mesurés au cm ou mm près (selon la taille) à l'aide d'un ichtyomètre (longueur standard pour les poissons perciformes, longueur totale pour les anguilles, largeur de la carapace pour les crabes). Les crevettes ont été pesées par lot (10 à 50 individus par lot, correspondant grossièrement à une poignée par répliat). Les autres individus potentiellement présents dans les captures mais non prélevés pour analyses futures ont été relâchés dans leur milieu d'origine.

Les poissons ont été anesthésiés dans un bain d'eau glacée (car l'utilisation d'anesthésique chimique est proscrite pour des analyses isotopiques des tissus), jusqu'à immobilisation des poissons et arrêt des mouvements operculaires. Les petits individus morts ont été congelés dans des sachets ziplocs dans un congélateur transportable jusqu'au retour au laboratoire. Dans le cas des anguilles ou autres gros poissons, pour lesquels l'anesthésie par hypothermie ralentit l'activité des individus mais reste insuffisante pour provoquer une mort rapide, une percussion cérébrale suivie d'une décérébration (au scalpel) a permis de s'assurer de la mort avant congélation des spécimens.

### 3) Travail de laboratoire

Comme pour le protocole de collecte sur le terrain, chaque groupe biologique ou maillon trophique a fait l'objet d'un protocole de préparation spécifique au laboratoire, afin de conditionner les échantillons pour des analyses en spectrométrie de masse. Ces dernières analyses ont été confiées à la Plateforme Isotopique de l'UMR LIENSs<sup>3</sup> (CNRS-Université de La Rochelle). Les protocoles de préparation spécifiques sont détaillés ci-dessous par étape.

#### 3-1. Nettoyage et conditionnement des échantillons

Au retour du terrain, les échantillons de plantes ripariennes, de macroalgues et les débris végétaux prélevés dans ou sur les sédiments ont été nettoyés dans des bains successifs d'eau ultrapure, d'acide chlorhydrique à 10%, puis d'eau ultrapure. Ce procédé permet d'éliminer tous les potentiels épibiontes et toute autre matière organique exogène externe. Une fois acidifiés et rincés, les échantillons ont été placés dans des contenants individuels au congélateur -20° dans l'attente des étapes ultérieures.

Les échantillons de zooplancton collectés en 2019 ont été pré-triés par grande classe de taille (200-500, 500-800, 800-1400, >1400 µm). Les analyses des données isotopiques 2019 n'ayant pas mis en évidence de différence significative entre ces classes, les échantillons collectés en 2021 ont été groupés toutes tailles confondues, et les fractions identifiées par une composition taxinomique grossière mais caractéristique et applicable aux échantillons des deux années. Les échantillons sont conservés congelés à -20°C dans l'attente des étapes ultérieures.

---

<sup>3</sup> <https://lienss.univ-larochelle.fr/Plateforme-de-Spectrometrie-Isotopique-IRMS>

Les échantillons de macro-crustacés (crabes, crevettes) ont été disséqués pour extraire la partie charnue décortiquée. Pour chaque espèce, les tissus de trois individus par espèce ont été poolés pour former un réplicat, avec un total de 3 réplicats par site et période. Les réplicats ont été congelés à -20°C avant analyses futures. De la même manière, les larves d'Odonates ont été disséquées afin d'extraire un fragment de la partie charnue dorsale, et l'échantillon prélevé a ensuite été minutieusement vérifié sous loupe binoculaire afin de s'assurer de l'absence de fragments de carapace ou appendices potentiellement chitineux dans l'extrait.

Les poissons ont été disséqués, et un fragment d'environ 1 cm<sup>3</sup> de chair de muscle dorsal prélevé pour chaque individu. Pour les petits poissons, le filet dorsal a été entièrement prélevé, et une vérification minutieuse sous loupe binoculaire a permis de s'assurer de l'absence de tissus osseux, adipeux ou squameux dans le prélèvement. Les échantillons restants ont été préservés congelés dans la perspective d'analyses futures (contenus stomacaux, prélèvements de tissus pour analyses chimiques complémentaires).

### 3.2. Préparation des échantillons animaux et végétaux pour analyses isotopiques

Tous les échantillons animaux et végétaux se présentant sous forme de fragments entiers (plantes, macroalgues) ou de fragments de tissus (macrocrustacés, poissons) ont été lyophilisés à l'aide d'un lyophilisateur BenchTopPro (Omnitronics), pendant 48 à 72 heures à une température moyenne de -70°C et une pression de 200 µB. Les échantillons lyophilisés sont conservés dans des dessiccateurs au laboratoire afin de les maintenir secs jusqu'aux étapes suivantes.

#### *a) Extraction du microphytobenthos*

Les échantillons de sédiments superficiels congelés ont fait l'objet d'une procédure spécifique d'extraction des cellules microalgales développée et mise en œuvre par N. Savoye, UMR EPOC (CNRS-Université de Bordeaux). Ce protocole permet d'extraire dans les échantillons de sédiments à la fois les diatomées dites épispamiques (qui ne réalisent pas de migration verticale et sont 'accrochées' aux particules de sédiments) et les diatomées épipéliques (qui sont capables de migrer verticalement et forment en général des « biofilms » à la surface des sédiments). A cette fin, le premier 0.5 cm de sédiment est prélevé en « raclant » la surface du sédiment avec une cuillère, et l'extrait est homogénéisé et remis en suspension avec de l'eau déionisée dans des béchers en verre (Figure 5).



Figure 5 : Illustration des étapes initiales du protocole d'extraction du microphytobenthos à partir d'échantillons de sédiments superficiels récoltés sur les 4 unités de gestion de l'île Nouvelle en 2019 et 2021. © EPOC & INRAE-EABX

Les échantillons sont ensuite sonifiés pendant 20 min dans de la glace, puis tamisés sur un tamis de 100 µm en nylon. Les filtrats sont ensuite transférés dans des tubes à centrifugation. Une solution de polystungstate de sodium (SPT) de densité de 2 g/mL est préparée dans de l'eau déionisée, puis 2 mL de cette solution sont ajoutés dans le fond des tubes de centrifugation à l'aide d'une pipette (de

façon à ce que la solution de SPT, plus dense que l'échantillon, se place bien en-dessous de celui-ci dans les tubes). Les tubes sont ensuite centrifugés pendant 20 min à 3000 tpm (tours par minutes). A l'issue de la centrifugation, un anneau contenant les microalgues se forme entre l'eau et le SPT, et le sédiment se concentre dans le culot (Figure 6). L'anneau est extrait avec une pipette et la centrifugation répétée trois fois pendant 3 minutes à 3000 tpm jusqu'à obtention d'un extrait pur de microalgues. Ces extraits sont ensuite récupérés sur filtres Whatman GF/F de 25 mm de diamètre et de porosité 0,7  $\mu\text{m}$ .

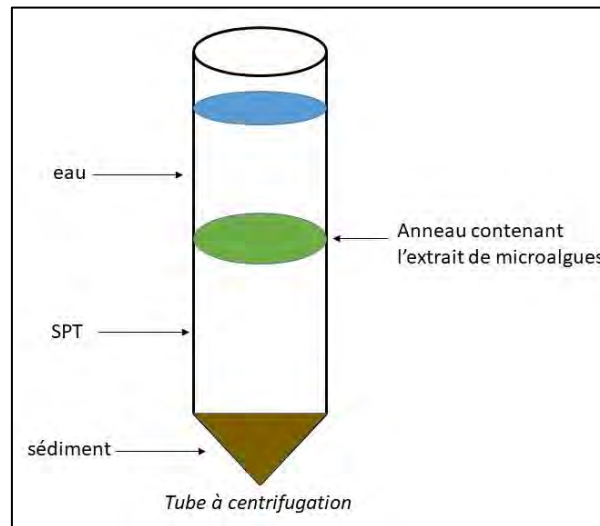


Figure 6 : Schéma illustrant l'obtention d'un anneau concentrant les microalgues par la méthode d'extraction au polytungstate de sodium (SPT) à partir d'échantillons de sédiment superficiel récoltés dans les 4 sites de l'île Nouvelle en 2019 et 2021.

#### *b) Séchage, décarbonatation et encapsulation des échantillons sur filtres*

Les échantillons de matière organique particulaire (MOP) et de microphytobenthos (MPB) sur filtres sont d'abord séchés à l'étuve à 50°C pendant 8 à 12 heures (Figure 7). Une fois secs, ils sont décarbonatés (c'est-à-dire débarrassés du carbonate de calcium potentiellement présents sur les filtres, et pouvant affecter les teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  des échantillons), grâce à une fumigation sous cloche à l'acide chlorhydrique pendant 24 à 48 heures. Les extraits de matière organique ou microphytobenthos présents à la surface des filtres sont ensuite grattés à l'aide d'un scalpel, et transférés avec une spatule de pesée dans des petites capsules en étain, qui sont roulés sous forme de boulette à l'aide de pinces, puis placées dans les puits d'une microplaque pour expédition à la Plateforme Isotopique du LIENSs. Le poids précis de matière introduite dans chaque capsule n'est pas déterminé, car celle-ci peut contenir à la fois de la matière organique ou des microalgues mais aussi des débris de filtres. Par conséquent, les valeurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des échantillons sont analysées sans considération des quantités de matière présentes, et ce de manière standardisée avec la littérature dédiée (cf protocole de préparation du LIENSs<sup>4</sup>).

<sup>4</sup> [https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/psi\\_lienss\\_annexe\\_2\\_protocoles\\_v3-8.pdf](https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/psi_lienss_annexe_2_protocoles_v3-8.pdf)

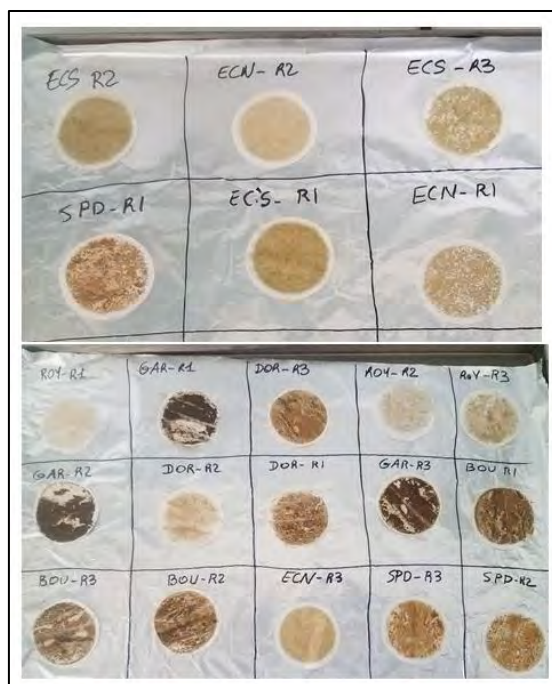


Figure 7 : Filtres contenant les échantillons de Matière Organique Particulaire séchés à l'étuve. Les colorations dénotent des différences de quantité et qualité de matière en fonction des sites de collectes, indiqués par les codes à trois lettres (ECS = écluse sud, site UG3 ; ECN = écluse nord, site de l'UG5 ; SPD = Sains-Pain dépoldérisé, site de UG5D ; BOU = Bouchaud, site UG6 ; GAR = Garonne et DOR = Dordogne, sites dits « bassin versant » ; ROY = Royan, site dite « Estuaire\_aval »).

c) *Broyage, acidification, et pesée des échantillons de tissus animaux et végétaux*

Les échantillons sous forme d'extraits de tissus (fragments de plantes ou débris végétaux, morceaux de muscles de poissons, chair de crabes, crevettes, larves d'Odonates) ou d'organismes entiers (zooplancton, invertébrés benthiques) sont broyés sous forme d'une poudre fine à l'aide de mortiers et pilons (Figure 8). Tout le matériel utilisé à cette étape (spatules, mortiers, pilons, paillasse) est précautionneusement nettoyé à l'éthanol 70°C avant et après chaque contact avec les échantillons, et toutes les précautions sont prises pour garantir la propreté et pureté des préparations (utilisation de hottes aspirantes pour les préparations de solutions, port de blouse, gants etc.). Les échantillons issus d'organismes ne contenant pas de carbonate de calcium ou de chitine (soit les muscles de poissons et extraits de chair de crabes, crevettes et larves d'Odonates, les Oligochaetes, les Polychaetes) sont ensuite directement transférés à l'aide d'une micro spatule dans des capsules en étain, en ciblant un poids pré-déterminé pour chaque type d'échantillons (Tableau 4) et à l'aide d'une microbalance Sartorius Quintix 65 (Figure 8). Les poids pesés pour certains 'petits' échantillons (invertébrés benthiques, zooplancton) ont été nécessairement plus faibles que ces recommandations du fait de la faible quantité de matière sèche disponible, mais dans la limite de 0,1 mg par capsule minimum, permettant l'obtention de teneurs isotopiques fiables. Les capsules remplies sont ensuite roulées à l'aide de pinces sous forme de boulettes et placées dans les puits de microplaques pour expédition à la Plateforme Isotopique du LIENSs.

Les échantillons issus d'organismes potentiellement riches en carbonate de calcium (gastéropodes) ou chitine (chironomidae, zooplancton) subissent d'abord une étape d'acidification afin de garantir des mesures en  $\delta^{13}\text{C}$  fiables. A cette fin, les échantillons sous forme de poudre sont transférés dans des contenants en verre, et couverts d'une solution d'acide chlorhydrique à 10% pendant quelques minutes. La formation de bulles témoigne de la présence de  $\text{CaCO}_3$  ou chitine, et

l'opération est répétée plusieurs fois (3 fois minimum) pour s'assurer de leur élimination totale. Pour cela, après chaque acidification, le contenant est laissé au repos quelques minutes afin que la poudre d'échantillon se concentre au fond, puis le surnageant est extrait grâce à une pipette Pasteur. Après 3 acidifications successives, l'échantillon est rincé à l'eau ultrapure, et de nouveau lyophilisé, broyé, et pesé dans des capsules en étain placées dans les puits d'une microplaque pour expédition au LIENSs. Les poids secs des échantillons sont mesurés à 0,1 mg près grâce à une microbalance Sartorius Quintix 65 (Figure 8), et utilisés pour estimer non seulement les valeurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  mais aussi les proportions totales (%) en carbone et azote dans les échantillons. Cette procédure d'acidification présente l'inconvénient de générer une perte importante de matière lors des étapes de prélèvements des surnageants, ce qui a eu pour conséquence une quantité résultante trop faible de matière pour l'analyse de certains échantillons. Ainsi, quelques échantillons de zooplancton ou invertébrés benthiques riches en  $\text{CaCO}_3$  ou chitine et n'ayant pas pu être acidifiés ont dû être exclus du jeu de données final (cf section Résultats).

Tableau 4 : Poids minimum, optimal et maximum des échantillons de tissu animal et végétal recommandés par la Plateforme Isotopique du LIENSs pour analyses en spectrométrie de masse (IRMS).

Extrait du protocole dédié de la plateforme consultable ici :

[https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/psi\\_lienss\\_annexe\\_2\\_protocoles\\_v3-8.pdf](https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/psi_lienss_annexe_2_protocoles_v3-8.pdf).

Type d'échantillon	Minimum	Optimal	Maximum
Tissu animal	0,1 mg	0,4 mg	1,5 mg
Micro ou macroalgues	0,2 mg	0,6 mg	1,8 mg
Phanérogames marines	0,3 mg	0,7 mg	2,0 mg
Angiospermes	0,3 mg	0,7 mg	2,0 mg
Sédiment riche en matière organique	0,2 mg	0,6 mg	1,8 mg
Sédiment pauvre (sable)	1,0 mg	-	> 30,0 mg



Figure 8 : Matériel utilisé pour le broyage et la pesée des échantillons de tissus végétal (plantes, débris végétaux, macroalgues) et animal (chair de crabes, crevettes et poissons, zooplancton, invertébrés benthiques), A : petit matériel utilisé pour le broyage, la manipulation et le conditionnement des échantillons incluant les capsules en étain destinées aux pesées, B : microbalance Sartorius Quintix 65 utilisée pour les pesées au dixième de mg près, C : capsule pesée sur le plaque de pesée de la microbalance, D : boulette formée après fermeture de la capsule.

#### d) Analyses en spectrométrie de masse (IRMS)

Les teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des échantillons (ainsi que les proportions relatives en C et N pour les échantillons de masse connues) ont été obtenues grâce à un spectromètre de masse IRMS Thermo Scientific Delta V Advantage avec interface Conflo IV couplé à un analyseur élémentaire Flash EA 1112 (Thermo Scientific, Milan, Italie)<sup>5</sup>. Les matériels standard de référence utilisés pour la détermination des ratios isotopiques dans les échantillons sont USGS 61, 62 et 63. Les précisions des analyses obtenues pour chaque standard et pour chacun des jeux de données annuels sont indiquées en Tableau 5.

Tableau 5 : Précisions moyennes (%) des mesures isotopiques réalisées sur les échantillons de l'île Nouvelle, obtenues par IRMS au laboratoire du LIENSs à partir des standards de référence de l'United States Geological Survey (USGS 61, 62 et 63).

Jeux de données annuels	Matériel de référence	Précision moyenne pour les mesures de $\delta^{13}\text{C}$	Précision moyenne pour les mesures de $\delta^{15}\text{N}$
2019	USGS61	0,04	0,08
	USGS62	0,03	0,12
2021	USGS61	0,06	0,06
	USGS63	0,06	0,06

#### 4) Analyse des données

##### 4.1. Effet de l'acidification sur les teneurs en $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des invertébrés benthiques et du zooplancton

Les teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des échantillons acidifiés et non acidifiés pour le zooplancton et les invertébrés benthiques ont été comparées grâce des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et/ou une Analyse de Variance (selon la distribution, normale ou non, des données et leur homoscedasticité) (d.f. = 1 dans chaque cas, hypothèse d'égalité des moyennes rejetée si  $P < 0,05$ ). Les résultats de ces analyses ont justifié une procédure de sélection des observations pour ces maillons et pour chaque jeu de données annuel (cf section III-2).

##### 4.2. Composition des communautés par unité de gestion

La composition taxinomique des groupes biologiques échantillonnée a d'abord été décrite avec des niveaux d'identification variables selon les groupes (espèce, genre, famille, sous-classe, ou classe). Les données de présence/absence des taxons de necton dans chaque unité de gestion ont été illustrées graphiquement, en fonction de 1) l'affinité des espèces aux milieux marins, estuariens ou dulcicoles, 2) le caractère indigène ou exogène des espèces, et 3) leur statut de conservation, tels que définis par l'INPN (Institut National du Patrimoine Naturel, base de connaissances 'Statuts des Espèces').

##### 4.3. Variabilité spatiale des teneurs isotopiques par maillon

Les teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  de l'ensemble des maillons trophiques (« ressources » et espèces de necton observées à la fois dans les zones dépoldérisées et endiguées) ont été comparées entre les sites pour chaque campagne (d.f. = 3 à 5 selon les groupes, Analyses de variance ou tests non paramétriques de Kruskal-Wallis, selon la normalité et homoscedasticité des valeurs, suivis de tests de Wilcoxon en cas de rejet de l'hypothèse d'égalités des moyennes, soit si  $P < 0,05$ ). Cette analyse de la variabilité spatiale des compositions isotopiques des ressources a notamment permis de nourrir l'interprétation des comparaisons ultérieures de la structure des réseaux trophiques et du régime alimentaire des consommateurs entre les unités de gestion.

<sup>5</sup> [https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/psi\\_lienss\\_annexe\\_1\\_equipements\\_v22.pdf](https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/psi_lienss_annexe_1_equipements_v22.pdf)

#### 4.4. Indices généraux de structure des réseaux trophiques

Afin de comparer la structure des réseaux trophiques aquatiques entre les différentes unités de gestion, une diversité d'indices ont été calculés à partir des valeurs isotopiques de l'ensemble des maillons trophiques. Ces indices sont largement inspirés des principes et métriques de l'écologie fonctionnelle, et ont été développées par Cucherousset et Villéger (2015) et Jackson et al. (2011). Tous s'appuient sur la position des organismes dans l'espace bidimensionnel des valeurs isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ . Les 8 indices sélectionnés pour cette étude peuvent être classés en trois grande familles :

- i) **Des indices dits de 'richesse isotopique'**, basés sur le calcul de l'aire couverte par l'ensemble des observations isotopiques collectées dans l'espace bidimensionnel créé par les axes de valeurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ : l'*indice de richesse isotopique* [IRic], la « *Total Area* » [TA], la « *Standard Ellipse Area* » [SEA], et la « *Standard Ellipse Area corrected* » [SEAc].

La formule de calcul de IRic est issue de Cucherousset et Villéger (2015), et sa valeur renvoie à l'aire totale de l'espace isotopique formé par les points correspondant aux valeurs isotopiques moyennes par espèce, on parle aussi d'enveloppe convexe. Il a été calculé pour l'ensemble des valeurs isotopiques caractérisant les communautés d'un même site et d'une même année, ainsi que pour les données spécifiques à certaines espèces de necton à chaque site et année (*A. anguilla*, *C. ramada*, *P. longirostris*).

TA, SA et SEAc sont issus du package R 'SIBER' fourni par Jackson et al. (2011). TA est un équivalent de IRic, mais correspond à l'aire totale de l'enveloppe convexe formée cette fois par tous les points de l'espace isotopique (et non plus les valeurs moyennes seules). SEA correspond à l'aire de l'ellipse englobant au moins 95% des valeurs isotopiques individuelles. SEAc représente la même chose que la SEA mais son calcul comprend une correction pour les faibles nombres d'échantillons ( $n < 20$ ). Les valeurs de IRic, TA, SA et SEAc ne sont pas normées (c'est-à-dire comprises dans un intervalle donné), et sont exprimées en unités de surface, définies par les échelles (en ‰) des axes des graphes  $\delta^{13}\text{C}$  vs.  $\delta^{15}\text{N}$  des observations. Elles s'interprètent donc de façon relative, soit en comparant les valeurs entre les sites dans le cas présent. Des valeurs élevées vont suggérer une plus grande couverture isotopique, soit une diversité potentielle de groupes ou maillons trophiques distincts potentiellement plus importante.

- ii) **Des indices dits de 'répartition des valeurs isotopiques'**, basés sur la quantification de la répartition des points au sein de l'espace isotopique défini par les valeurs moyennes des espèces : la *divergence isotopique* [IDiv], et la *dispersion isotopique* [IDis].

Les deux indices sont calculés grâce aux formules fournies par Cucherousset et Villéger (2015) (voir aussi Layman et al., 2007 ; Villéger et al., 2008 ; Laliberté et Legendre, 2010). IDiv mesure la distance entre les points et le centre de l'enveloppe convexe tandis que IDis est une version de IDiv normée par la surface de l'enveloppe. IDiv et IDis sont donc complémentaires.

IDiv varie entre 0 et 1. Une valeur proche de 0 indique que la majorité des points sont proches du centre de gravité de l'enveloppe convexe, ce qui se produit lorsque les échantillons ont des compositions isotopiques proches et/ou que les producteurs primaires, à la base des réseaux trophiques, et/ou les prédateurs supérieurs, à leur sommet, sont rares (Cucherousset et Villéger, 2015). IDis varie entre 0 et l'infini, à moins que les axes des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  ne soient normées entre 0 et 1, auquel cas la dispersion isotopique, comme la divergence isotopique, n'a pas d'unité et varie entre 0 et 1. Une valeur faible indique que les organismes ont des valeurs isotopiques proches les unes des autres, soit des comportements trophiques sensiblement identiques, tandis qu'une valeur élevée indique une plus large répartition des valeurs isotopiques des organismes dans l'espace

bidimensionnel, soit de plus grands contrastes entre les comportements trophiques potentiels des organismes (Cucherousset et Villéger, 2015).

Selon Rigolet et al. (2015), des valeurs faibles ou proches de 0 des deux indices de répartition IDiv et IDis seraient associées à moins de fonctions ou de processus écologiques réalisés par la communauté, tandis que des valeurs élevées ou proches de 1 sous-entendent une forte hétérogénéité de l'ensemble des compositions isotopiques des organismes et potentiellement plus de diversité dans le fonctionnement du réseau trophique (Cucherousset & Villéger, 2015; Rigolet et al., 2015).

**iii) Des indices dits de distribution des valeurs isotopiques**, permettant d'évaluer la régularité de la distribution des espèces les unes par rapport aux autres au sein de l'espace bidimensionnel créée par les axes des valeurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  : *l'indice d'équitabilité isotopique* ou 'evenness' [IEve], et *l'indice d'unicité isotopique* ou 'uniqueness' [IUni].

Les deux indices sont calculés à partir des formules fournies dans Cucherousset et Villéger (2015), ainsi que celles extraites de Villéger et al. (2008) et Mouillot et al. (2013). IEve tient compte de la distance des points entre eux et quantifie la régularité de la distribution des organismes le long du plus petit chemin les reliant. Sa valeur est comprise entre 0 et 1 (Villéger et al., 2008), avec des valeurs proches de 0 quand la majorité des organismes sont groupés ensemble à l'intérieur d'une petite région de l'espace isotopique tandis que quelques-uns sont isolés dans une autre région plus lointaine (par exemple, en présence d'une majorité d'espèces strictement herbivores et seulement quelques prédateurs dans la communauté). IEve est largement inspiré de la métrique de l'écart-type de la distance au plus proche voisin développée par Layman et al. (2007).

IUni se calcule en rapportant la distance pondérée entre les points à la distance maximale entre deux points voisins. Sa valeur est comprise entre 0 et 1 (Mouillot et al., 2013), proche de 0 lorsque la majorité des organismes sont regroupés dans une petite région de l'espace isotopique, et à l'inverse proche de 1 lorsque les organismes sont uniformément répartis. IUni est égal à 0 quand chaque organisme a au moins un autre organisme occupant la même position dans l'espace isotopique, mais se rapproche de 1 lorsque la majorité des organismes (ou ceux avec l'abondance la plus importante) ont des compositions isotopiques très différentes des autres espèces (Cucherousset et Villéger, 2015). La valeur de ces deux indices peut donc être interprétée en termes fonctionnel en tant que propriété de redondances fonctionnelles dans une communauté, parfois associées à des caractéristiques de résilience.

Dans notre travail, le calcul d'IDiv, IDis, IEve et IUni n'a pas été pondéré par la biomasse des organismes, comme recommandé par Cucherousset et Villéger (2015), car l'échantillonnage dans des habitats dépoldérisés et endigués, de fait caractérisés par des environnements physiques et des conditions d'échantillonnage différentes, n'a pas permis d'obtenir des valeurs de biomasse comparables entre sites et espèces. Les valeurs de ces indices doivent donc être interprétés avec précaution, dû à un effort d'échantillonnage limité dans le temps et l'espace. Pour cette raison, seuls certains des indices de structure généraux calculés seront maintenus dans la perspective d'une publication scientifique future dans un journal international (SEAc en particulier). Les résultats de l'ensemble des indices restent néanmoins informatifs pour discuter des effets potentiels de la dépoldérisation sur la structure des réseaux trophiques aquatiques.

#### 4.5. Relations potentielles entre ressources et consommateurs (necton) dans les unités de gestion, et sélection des ressources et des paramètres d'enrichissement trophique pour les modèles de mélange

Suite au calcul des 8 indices précédemment présentés, des modèles destinés à comparer les régimes alimentaires des espèces de necton entre les unités de gestion ont été déployés. Ces modèles, dits 'modèles de mélange', se basent sur les principales des statistiques bayésiennes, et reposent sur l'hypothèse que la composition isotopique d'un consommateur donné résulte du mélange des compositions isotopiques de leurs ressources avec des proportions variables, que le modèle vise à

déterminer. Le modèle de mélange bayésien appliqué dans ce travail est ‘MixSiar’ (pour ‘Mixing model for Stable Isotope Analyses in R), développé par Stock et al. (2018), dont les contraintes et avantages sont largement discutées dans Ballutaud et al. (2019) ou Swan et al. (2020) par exemple. Il a été largement appliqué à des études similaires visant à explorer les différences dans le régime alimentaire de certaines espèces de poissons entre divers habitats estuariens (voir Carassou et al., 2016 et 2017 par exemple). Le modèle fonctionne grâce à un package R en libre accès<sup>6</sup>. Comme toute technique de modélisation, l’efficacité du modèle MixSiar repose sur une sélection appropriée de paramètres, incluant des valeurs d’enrichissement trophique (ou ‘Trophic Enrichment Factor’, TEF, cf section II.1) pertinents, et une pré-analyse qualitative des relations trophiques potentielles entre consommateurs et ressources, informée par la littérature scientifique disponible et l’observation des valeurs isotopiques brutes (Phillips et al., 2014).

C’est pour répondre à cette sélection des paramètres que les relations potentielles entre les différents maillons trophiques ont été explorées graphiquement pour chaque unité de gestion et année. Cette analyse qualitative a eu pour but d’identifier des relations trophiques probables entre les espèces de consommateurs et les ressources échantillonnées à partir des valeurs isotopiques mesurées, afin de sélectionner une liste de ressources potentielles réaliste pour chaque modèle de mélange (soit un modèle par site et année et pour chaque consommateur). A cette fin, toutes les données isotopiques collectées à chaque site et année ont été projetées sur des graphes bidimensionnels (valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  en abscisse et  $\delta^{15}\text{N}$  en ordonnée, avec des codes couleurs variables pour chaque catégorie trophique et/ou espèces de necton). A partir de ces graphiques, des encadrés incluant toutes les ressources potentiellement consommées par les espèces de necton ont été projetés, en déduisant des valeurs isotopiques de ces espèces la valeur d’un facteur d’enrichissement trophique ou ‘Trophic Enrichment Factor’ (TEF). Les espèces de necton ciblées sont celles observées dans au moins une unité de gestion poldérisée (UG3 et/ou UG5) et une unité de gestion totalement (UG6) ou partiellement (UG5D) dépoldérisée pour chaque campagne annuelle (cf. Tableau 7). Les coordonnées ( $x_{\min}$ - $x_{\max}$  ;  $y_{\min}$ - $y_{\max}$ ) des encadrés ont été obtenues en soustrayant ou ajoutant à chaque coordonnée moyenne  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  du consommateur la valeur moyenne du TEF tenant compte de son incertitude, avec les formules suivantes :

$$x_{\min} = \text{moyenne}(\delta^{13}\text{C})_{\text{consommateur}} - 1.96 * \sqrt{[(\text{écart-type}(\delta^{13}\text{C})_{\text{consommateur}})^2 + (\text{écart-type}(\delta^{13}\text{C})_{\text{TEF}})^2] - \text{moyenne}(\delta^{13}\text{C})_{\text{TEF}}}$$

$$x_{\max} = \text{moyenne}(\delta^{13}\text{C})_{\text{consommateur}} + 1.96 * \sqrt{[(\text{écart-type}(\delta^{13}\text{C})_{\text{consommateur}})^2 + (\text{écart-type}(\delta^{13}\text{C})_{\text{TEF}})^2] - \text{moyenne}(\delta^{13}\text{C})_{\text{TEF}}}$$

$$y_{\min} = \text{moyenne}(\delta^{15}\text{N})_{\text{consommateur}} - 1.96 * \sqrt{[(\text{écart-type}(\delta^{15}\text{N})_{\text{consommateur}})^2 + (\text{écart-type}(\delta^{15}\text{N})_{\text{TEF}})^2] - \text{moyenne}(\delta^{15}\text{N})_{\text{TEF}}}$$

$$y_{\max} = \text{moyenne}(\delta^{15}\text{N})_{\text{consommateur}} + 1.96 * \sqrt{[(\text{écart-type}(\delta^{15}\text{N})_{\text{consommateur}})^2 + (\text{écart-type}(\delta^{15}\text{N})_{\text{TEF}})^2] - \text{moyenne}(\delta^{15}\text{N})_{\text{TEF}}}$$

Différentes valeurs de TEF ont été testées, en raison de la forte sensibilité des modèles de mélange tels que MixSIAR à leurs estimations (Moore et Semmens, 2008 ; Bond et Diamond, 2011). Des valeurs ‘classiques’ issues de Post (2002) et Miller et al. (2013) ont d’abord été utilisées, soit  $0,9 \pm 1,3 \text{ ‰}$  pour  $\delta^{13}\text{C}$  et  $3,4 \pm 1,0 \text{ ‰}$  pour  $\delta^{15}\text{N}$ . Ces valeurs ont été produites à partir de synthèses de multiples études des réseaux trophiques dans une diversité d’écosystèmes marins ou estuariens, mais leur applicabilité dans une large gamme de conditions environnementales reste discutée (voir Ballutaud et al., 2019, Carassou et al., 2016 et 2017). Pour cette raison, deux autres gammes de valeurs de TEF ont été appliquées : celles issues de McCutchan et al. (2003) spécifiques à des écosystèmes aquatiques dulcicoles, soit  $0,4 \pm 0,1 \text{ ‰}$  pour  $\delta^{13}\text{C}$  et  $2,0 \pm 0,3 \text{ ‰}$  pour  $\delta^{15}\text{N}$ , et les valeurs issues de Ballutaud et al. (2019), travail dans lequel les facteurs d’enrichissement trophique propres aux réseaux trophiques de l’estuaire de la Gironde ont été estimés à  $1,43 \pm 1,66 \text{ ‰}$  pour  $\delta^{13}\text{C}$  et  $2,675 \pm 1,125 \text{ ‰}$  pour  $\delta^{15}\text{N}$ . Une fois appliquée à la mise en place des encadrés sur les graphes, les valeurs de TEF extraites de Ballutaud et al. (2019) se sont avérées les plus réalistes, et ont donc été retenues dans la suite des analyses (modèles de mélange). Le réalisme des ressources potentiellement consommées par les espèces de necton ciblées a été évaluée à partir des connaissances préalables disponibles sur les régimes alimentaires de ces espèces dans la littérature scientifique, soit Lebreton et al. (2011),

<sup>6</sup> <https://cran.microsoft.com/snapshot/2018-04-14/web/packages/MixSIAR/MixSIAR.pdf>

Lebreton et al. (2013) et Crosetti et Blaber (2016) pour le mulot porc (*Chelon ramada*) ; Marchand (1981), Ashelby et al. (2016) et Gonzáles-Ortegón et al. (2010) pour la crevette blanche (*Palaemon longirostris*) ; Barak et Mason (1992), Costa et al. (1992), Pasquaud et al. (2008), Bouchereau et al. (2009) et Dörner et al. (2009) pour l'anguille (*Anguilla anguilla*). La synthèse bibliographique des variations ontogéniques du régime alimentaire du necton caractérisant les marais dépoldérisés de l'estuaire de la Gironde de Lechêne (2017) a également été utilisée. Enfin, un maximum de 5 catégories de ressources par consommateur a été sélectionné, afin de limiter les risques de sous-estimation des modèles de mélange par la suite (cf. Phillips et Gregg, 2003 ; Parnell et al., 2010 ; Fry, 2013).

#### 4.6. Comparaisons complémentaires des régimes alimentaires des consommateurs entre unités de gestion : indices de taille et superposition de niches

En complément de l'analyse des relations trophiques potentielles (analyse qualitative) et réalisées (modèles de mélange) entre les espèces de necton et les ressources décrite ci-dessus, d'autres indices ont également été calculés pour comparer les tailles ainsi que la superposition des niches trophiques entre les sites et/ou les périodes d'échantillonnage pour les consommateurs considérés : l'indice de similarité des niches isotopiques [ISim] et l'indice d'imbrication des niches ou 'nestedness' [INes], développés par Cucherousset et Villéger (2015).

ISim rapporte l'aire de l'intersection des deux niches isotopiques à l'ensemble formé par la combinaison des deux niches dans l'espace isotopique. INes correspond au rapport de l'aire de l'intersection des deux niches et de l'aire totale de la plus petite niche isotopique, déterminant ainsi à quel point la plus petite niche isotopique est comprise dans la plus grande.

### III-RESULTATS ET DISCUSSION

#### 1) Conditions environnementales caractérisant les masses d'eaux au cours des échantillonnages

Tableau 6 : Conditions environnementales moyennes mesurées dans chaque unité de gestion à chaque campagne. Nd : non disponible.

Site	Température (°C)		Salinité (psu)		Conductivité (mS/cm)		[O <sub>2</sub> dissous] (mg/L)	
	2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021
UG3	24,0	15,4	2,4	0,9	Nd	2,2	10,0	Nd
UG5	23,5	16,9	2,6	0,8	Nd	1,9	8,0	Nd
UG5D	24,0	12,0	2,7	1,7	Nd	3,4	9,0	Nd
UG6	20,3	12,8	2,7	2,1	Nd	4,1	8,0	Nd

#### 2) Sélection des observations de zooplancton et invertébrés benthiques

L'acidification des échantillons de zooplancton et d'invertébrés benthiques s'est avérée affecter significativement les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  du zooplancton et des invertébrés benthiques en 2019, et seulement les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  des invertébrés benthiques en 2021 (Figure 9). Ainsi, les valeurs isotopiques retenues pour les analyses ultérieures ont été sélectionnées de la façon suivante :

-Pour les organismes riches en  $\text{CaCO}_3$  ou chitine (Gastéropodes, Chironomidae, zooplancton) collectés en 2019, les valeurs isotopiques ont été combinées en utilisant la valeur de l'échantillon acidifié pour le  $\delta^{13}\text{C}$  et de l'échantillon non acidifié pour le  $\delta^{15}\text{N}$ . Dans le cas où les valeurs acidifiées n'étaient pas disponibles (par exemple lorsque la quantité finale de matière sèche n'a pas permis de préparer deux capsules différentes), l'observation résultante a été exclue des analyses. Les valeurs isotopiques des organismes mous (Oligochaetes, Polychaetes) ont toutes été retenues (qu'elles soient issues d'échantillons acidifiés ou non, et ce pour les deux isotopes).

-Une procédure similaire a été appliquée pour sélectionner les valeurs isotopiques à retenir pour les invertébrés benthiques riches en  $\text{CaCO}_3$  ou chitine collectés en 2021 (Gastéropodes, Chironomidae). Toutes les observations concernant le zooplancton collecté en 2021 ont été retenues, qu'elles proviennent d'échantillons acidifiés ou non.

### 3) Description du jeu de données final

Le nombre total d'observations retenues pour les analyses isotopiques dans chaque unité de gestion, en 2019 (mortes eaux) et 2021 (vives eaux) est résumé en Tableau 7. En bref, 236 et 255 observations couplées de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  ont été retenues à partir des échantillonnages réalisés sur l'île Nouvelle en 2019 (78 pour UG3, 54 pour UG5, 49 pour UG5D, 55 pour UG6), et 2021 (75 pour UG3, 85 pour UG5, 35 pour UG5D, 60 pour UG6), respectivement. Les valeurs isotopiques brutes pour chaque groupe et UG sont également fournies en annexe 1.

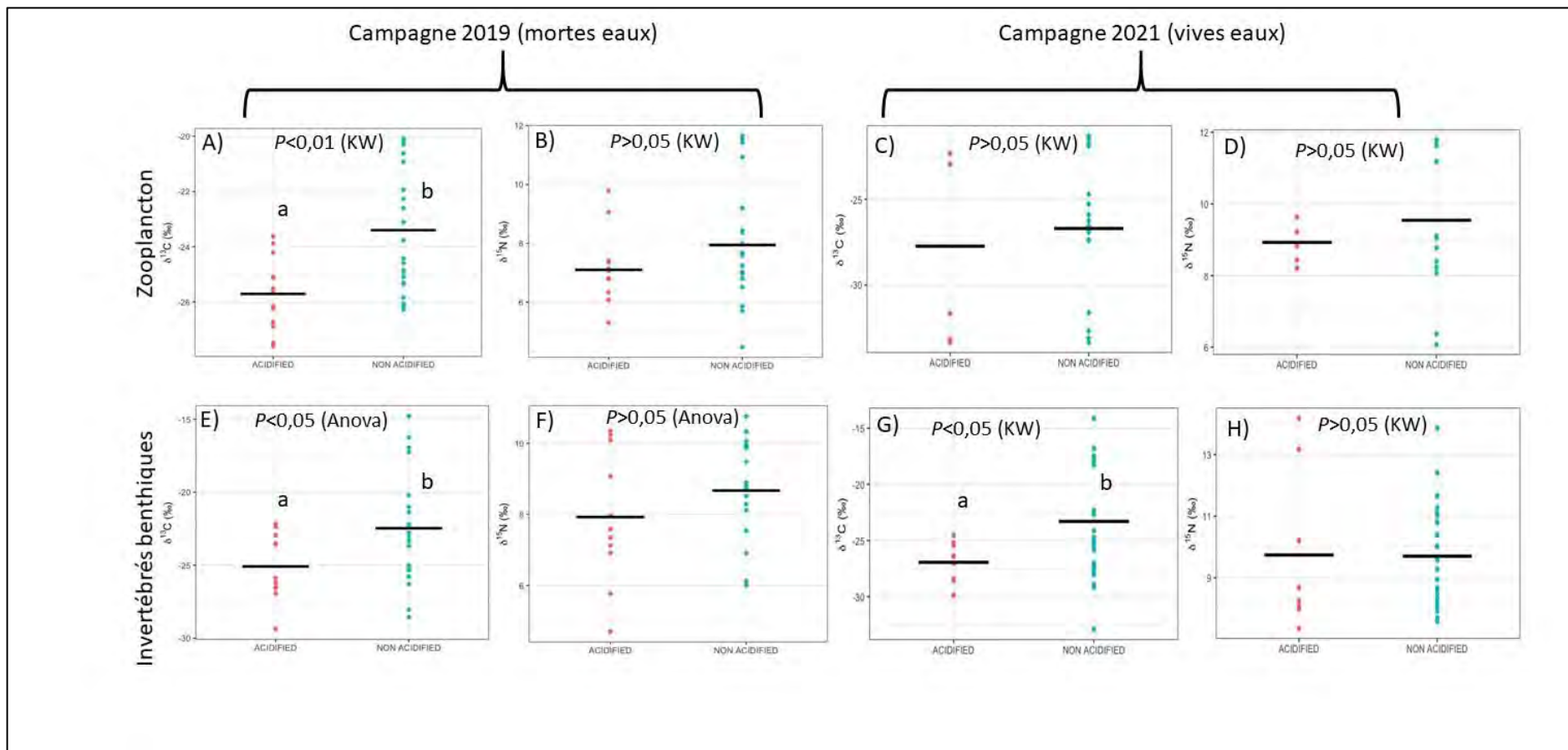


Figure 9 : Résultats des comparaisons des teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  (A, C, E, G) et  $\delta^{15}\text{N}$  (B, D, F, H) entre échantillons acidifiés (rouge) et non acidifiés (bleu) pour les organismes zooplanctoniques (A, B, C, D) et les invertébrés benthiques (E, F, G, H) collectés en 2019 (A, B, E, F) et 2021 (C, D, G, H).

Tableau 7 : Résumé de la composition du jeu de données isotopiques utilisé pour caractériser la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques dans les zones en eaux de l'île Nouvelle en 2019 (mortes eaux) et 2021 (vives eaux).

Mailon trophique	Groupe biologique	Taxon/espèce	UG6		UG5D		UG5		UG3		
			2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021	
Matière Organique Particulaire <sup>1</sup>	-	NA	12	3	6	3	6	3	9	3	
Débris végétaux	-	NA	3	3	3	3	3	3	3	3	
Macrophytes	Macroalgues	<i>Algues vertes filamenteuses non identifiées</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	
	Plantes ripariennes	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (scirpe maritime)	3	0	3	0	0	0	0	0	
		<i>Carex</i> sp. (laïche des marais)	1	3	1	0	0	0	1	0	
		<i>Galega officinalis</i> (galéga officinal)	0	0	0	0	1	0	3	0	
		<i>Iris pseudacorus</i> (ins des marais)	0	3	0	3	3	3	2	3	
		<i>Juncus</i> sp. (jonc)	0	3	0	0	0	0	0	0	
		<i>Phalaris arundinacea</i> (baldingère faux-roseau)	0	3	3	3	1	3	2	3	
		<i>Phragmites australis</i> (roseau commun)	1	3	3	3	1	3	3	3	
		Macrophyte non identifié	1	0	0	0	1	0	8	0	
	<b>Macrophytes, total<sup>2</sup></b>		<b>6</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>19</b>	<b>9</b>	
Microphytobenthos	-	NA	3	3	3	3	3	3	3		
Invertébrés benthiques <sup>2</sup>		Chironomidae	0	0	0	0	3	0	1	2	
		Gammaridae	0	3	0	0	0	0	0	0	
		Gastéropodes	0	0	1	1	0	0	0	0	
		Larves d'Odonate	0	0	0	0	0	2	1	0	
		Oligochaetes	0	0	2	1	4	3	2	3	
		Polychaetes (Nereidae)	1	4	1	1	0	0	0	1	
		Larve de crustacé non identifiée	0	0	0	1	0	0	0	0	
		Invertébré non identifié	1	0	0	2	0	1	1	0	
		<b>Invertébrés benthiques, total<sup>3</sup></b>		<b>2</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
		Zooplancton <sup>2</sup>		Zooplancton 200-500 µm	3	-	1	-	1	-	1
Zooplancton 500-800 µm	3			-	1	-	0	-	1	-	
Zooplancton 800-1400 µm	1			-	0	-	0	-	0	-	
Zooplancton >1400 µm	0			-	0	-	1	-	0	-	
Copépodes	-			4	-	2	-	0	-	0	
<i>Daphnia</i> sp.	-			0	-	0	-	7	-	1	
Copépodes + <i>Daphnia</i> sp.	-			0	-	0	-	0	-	2	
Copépodes + larves de Gammaridae	-			0	-	1	-	0	-	0	
Larves d'insectes et/ou insectes aquatiques	-			0	-	0	-	1	-	1	
Copépodes + insectes aquatiques	-			0	-	0	-	0	-	2	
<i>Daphnia</i> sp. + insectes aquatiques	-			0	-	0	-	0	-	2	
<b>Zooplancton, total<sup>3</sup></b>		<b>7</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	<b>8</b>		
Necton	Macrocrustacés	<i>Crangon crangon</i> (crevette grise)	3	0	0	0	5	0	0	0	
		<i>Eriocheir sinensis</i> (crabe chinois)	0	2	3	0	0	3	0	0	
		<i>Palaemon longirostris</i> (crevette blanche)	3	3	3	0	3	3	3	0	
		<i>Palaemonetes varians</i> (crevette des marais)	0	0	0	2	0	3	4	3	
	Poissons	<i>Ameiurus melas</i> (poisson chat)	0	0	0	0	0	0	1	0	
		<i>Anguilla anguilla</i> (anguille européenne)	6	3	0	0	4	11	7	19	
		<i>Carassius carassius</i> (carassin commun)	0	0	0	0	0	1	1	0	
		<i>Chelon ramada</i> (mulet porc)	10	1	8	5	1	4	0	0	
		<i>Ctenopharyngodon idella</i> (carpe amour)	0	0	0	0	0	0	4	0	
		<i>Cyprinus carpio</i> (carpe commune)	0	0	1	0	5	0	3	0	
		<i>Dicentrarchus punctatus</i> (bar moucheté)	0	1	0	0	0	0	0	0	
		<i>Engraulis encrasicolus</i> (anchois)	0	11	0	1	0	0	1	0	
		<i>Gambusia affinis</i> (gambusie)	0	0	0	0	2	0	4	10	
		<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épioche)	0	0	0	0	0	10	1	0	
		<i>Lepomis gibbosus</i> (perche soleil)	0	0	0	0	0	2	0	1	
		<i>Pomatoschistus</i> sp. (gobie)	0	4	2	0	2	3	0	0	
		<i>Pseudorasbora parva</i> (pseudorasbora)	0	0	4	0	4	10	8	10	

<sup>1</sup>Pour la Matière Organique Particulaire, il faut ajouter aux nombres d'observations indiquées ici celles collectées sur la Garonne (3 réplicats\*2 années), la Dordogne (3 réplicats \* 2 années) et Royan (3 réplicats \* 2 années), soit 18 observations supplémentaires.

<sup>2</sup>Pour les organismes zooplanctoniques et les invertébrés benthiques, les nombres indiqués correspondent aux nombres d'observations finalement retenues dans les analyses statistiques, une fois la procédure de sélection des échantillons acidifiés ou non acidifiés appliquée (cf section II-1).

<sup>3</sup>Les différents taxons et/ou fractions de taille ont été regroupés au sein de mêmes catégories 'macrophytes', 'zooplancton' et 'invertébrés benthiques' lors des analyses ultérieures.

#### 4) Composition des communautés de necton

Une analyse qualitative « visuelle » de la composition des assemblages ichtyologiques (présence-absence) en fonction des UG observée au cours du projet INOTOP est proposée en Tableau 8. Les espèces marines euryhalines ont été observées surtout dans les zones totalement ou partiellement reconnectées à l'estuaire (UG6 et UG5D), tandis que les zones endiguées sont caractérisées par la présence d'espèces dulcicoles introduites. Le mullet-porc et l'anchois y ont également été observés en faible effectif lors des campagnes de vives eaux de 2021. L'anguille occupe habitats reconnectés (UG6) et endigués (UG3 et 5), tandis que l'épinoche et la crevette des marais sont absentes des zones reconnectées. Seule la crevette blanche est présente dans les 4 unités de gestion échantillonnées.

Ces résultats sont cohérents avec les observations précédentes de Lechêne (2017), qui avaient déjà mis en évidence une plus grande diversité et abondance d'espèces marines euryhalines ou estuariennes dans les zones dépoldérisées de l'île Nouvelle, une forte dominance d'espèces exotiques dulcicoles dans les marais endigués, la présence de l'anguille sur l'ensemble des sites, et la présence de la crevette des marais (*P. varians*) et de l'épinoche (*G. aculeatus*) dans les zones endiguées.

Tableau 8 : Liste des espèces de necton observée dans chaque unité de gestion au cours du projet INOTOP (2019-2021), avec leur statut écologique et de conservation. En bleu ou mauve les espèces autochtones à affinité estuarienne et/ou marine, en rouge les espèces introduites, en vert les espèces introduites mais établies depuis longtemps en France.

Espèce	Guilde d'affinité écologique	Statut d'origine (ind=indigène, exo :exogène)	Statut de conservation national (INPN)	UG3	UG5	UG5D	UG6
<i>Chelon ramada</i> (mulet porc)	Catadrome amphihaline	ind	Préoccupation mineure, espèce déterminante ZNIEFF		X	X	X
<i>Anguilla anguilla</i> (anguille européenne)	Catadrome amphihaline	ind	Danger critique, liste rouge nationale, espèce déterminante ZNIEFF	X	X		X
<i>Cyprinus carpio</i> (carpe commune)	Dulcicole	exo	Préoccupation mineure	X	X	X	
<i>Ameiurus melas</i> (poisson chat)	Dulcicole introduite	exo	Préoccupation mineure	X			
<i>Carassius carassius</i> (carassin commun)	Dulcicole introduite	exo	Préoccupation mineure	X	X		
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (carpe amour)	Dulcicole introduite	exo	Introduit non établi, non évalué	X			
<i>Gambusia affinis</i> (gambusie)	Dulcicole introduite	exo	Préoccupation mineure	X	X		
<i>Lepomis gibbosus</i> (perche soleil)	Dulcicole introduite	exo	Introduit envahissant	X	X		
<i>Pseudorasbora parva</i> (pseudorasbora)	Dulcicole introduite	exo	Introduit envahissant, préoccupation mineure	X	X	X	
<i>Palaemonetes varians</i> (crevette des marais)	Estuarienne	ind	Non évalué	X	X	X	
<i>Eriocheir sinensis</i> (crabe chinois)	Introduite, marine et estuarienne	exo	Non applicable (introduction récente)		X	X	X
<i>Crangon crangon</i> (crevette grise)	Marine et estuarienne	ind	Non évalué		X		X
<i>Palaemon longirostris</i> (crevette blanche)	Marine et estuarienne	ind	Non évalué	X	X	X	X
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épinoche)	Marine et estuarienne	ind	Préoccupation mineure, espèce déterminante ZNIEFF	X	X		

<i>Pomatoschistus sp.</i> (gobie)	Marine et estuarienne	ind	Préoccupation mineure, espèce déterminante ZNIEFF		X	X	X
<i>Dicentrarchus punctatus</i> (bar moucheté)	Marine	ind	Non préoccupant				X
<i>Engraulis encrasicolus</i> (anchois)	Marine	ind	Non préoccupant	X		X	X

## 5) Variations spatiales des compositions isotopiques par maillon

Le tableau 9 résume les résultats des comparaisons statistiques des teneurs isotopiques par maillon (ressources et consommateurs communs à plusieurs sites) pour chaque isotope et chaque campagne annuelle.

Tableau 9 : Résultats des comparaisons statistiques (ANOVA ou tests non paramétriques de Kruskal-Wallis) des teneurs isotopiques entre les sites (différences significatives si  $P < 0,05$ ). d.l.= degrés de liberté associés à chaque comparaisons (soit nombre de groupes comparés – 1).

Maillon	2019 (mortes eaux)			2021 (vives eaux)		
	d.l	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	d.l	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Matière Organique Particulaire	5	$P < 0,05^*$	$P < 0,05^*$	5	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)
Microphytobenthos	3	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)	3	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)
Débris végétaux	3	$P < 0,05^*$	$P > 0,05$ (NS)	3	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)
Macrophytes	3	$P > 0,05$ (NS)	$P < 0,05^*$	3	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)
Zooplancton	3	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)	3	$P < 0,05^*$	$P < 0,05^*$
Invertébrés benthiques	3	$P < 0,05^*$	$P > 0,05$ (NS)	3	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)
<i>Crangon crangon</i>	1	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)	NA	NA	NA
<i>Palaemon longirostris</i>	3	$P > 0,05$ (NS)	$P < 0,05^*$	1	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)
<i>Chelon ramada</i>	1	$P > 0,05$ (NS)	$P > 0,05$ (NS)	1	$P > 0,05$ (NS)	$P < 0,05^*$
<i>Anguilla anguilla</i>	2	$P < 0,05^*$	$P > 0,05$ (NS)	2	$P < 0,05^*$	$P < 0,05^*$

Pour la majorité des maillons, les teneurs isotopiques des échantillons se sont avérées peu variables entre les sites, avec des exceptions notables pour la matière organique particulaire en mortes eaux, et le zooplancton et l'anguille en vives eaux (Tableau 9, Figure 10). Ces trois groupes biologiques sont les seuls pour lesquels une différence significative entre les sites a été détectée pour les deux isotopes à au moins une condition de marée.

La variation spatiale des teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  de la matière organique particulaire en conditions de mortes eaux (Tableau 9, Figure 10) peut être interprétée comme le reflet d'un contraste en termes d'origine des ressources basales supportant les réseaux trophiques aquatiques entre les unités de gestion dans ces conditions de marée, avec des teneurs plus élevées et similaires à celles caractérisant l'estuaire ou son bassin versant dans les unités reconnectées (UG6, UG5D), et des valeurs distinctement plus faibles dans les zones endiguées (UG3 et 5). Ces contrastes ne sont plus visibles en conditions de vives eaux, pendant lesquelles les échanges entre les zones en eaux des marais et l'estuaire sont plus intenses dans l'ensemble des unités de gestion, pouvant contribuer à une homogénéisation des ressources basales entre les sites. A noter que la matière organique particulaire de l'estuaire de la Gironde est considérée constituée à 98% de matière d'origine terrigène provenant du bouchon vaseux, contre seulement 2% de matière phytoplanctonique dulcicole, estuarienne ou marine (Savoye et al., 2011).

Les variations des teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  du zooplancton entre les unités de gestion en 2021 (Tableau 9, Figure 10) peuvent être en partie expliquées par des contrastes plus marqués en termes de composition taxinomique des assemblages planctoniques à cette campagne, qui s'est déroulée au printemps. Les assemblages y étaient en effet plus diversifiés qu'en 2019, et caractérisés par une forte abondance d'espèces planctoniques dulcicoles dans les habitats endigués (*Daphnia* sp. en particulier), tandis que les assemblages des habitats partiellement ou totalement reconnectés étaient plutôt

caractérisés par des organismes planctoniques estuariens (copépodes par exemple ; cf tableau 7 pour un aperçu de la composition taxinomique des assemblages). Ces différences taxinomiques étaient beaucoup moins marquées en 2019.

Enfin, les variations spatiales des valeurs en  $\delta^{13}\text{C}$  de l'anguille (Tableau 9, Figure 10) reflète une origine variable des ressources utilisées par l'espèce entre les différents habitats en mortes comme en vives eaux, tandis que sa teneur en  $\delta^{15}\text{N}$  plus élevée sur UG6 en vives eaux peut indiquer un niveau trophique plus haut que dans les autres habitats dans cette condition de marée.

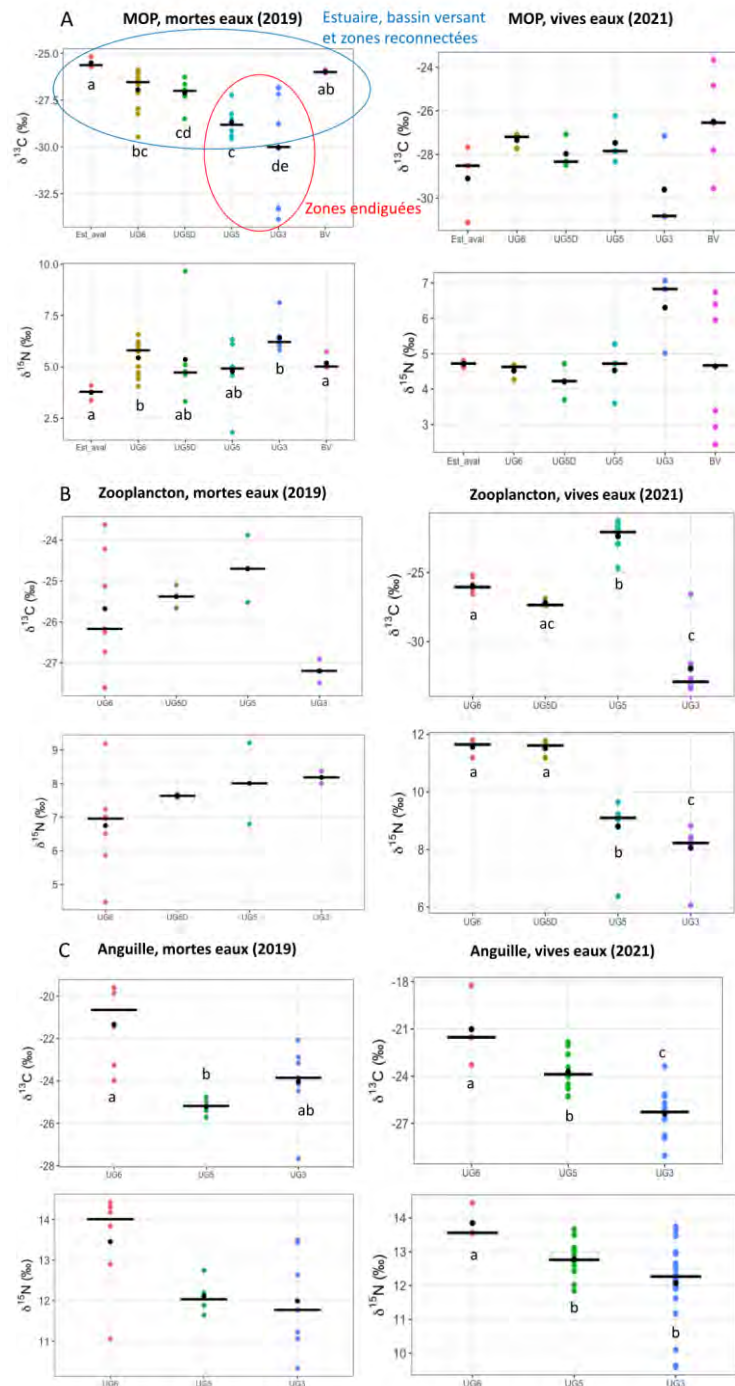


Figure 10 : Teneurs en  $\delta^{13}\text{C}$  (graphes hauts) et  $\delta^{15}\text{N}$  (graphes bas) de la MOP (A), du zooplancton (B) et de l'anguille (C) par site et conditions de marée (mortes eaux 2019, gauche ; vives eaux 2021, droite). Les petites lettres font référence aux groupes identifiés par les tests par paires de Wilcoxon en cas de variations spatiales significatives (cf. Tableau 8). Les points noirs représentent les valeurs moyennes, et les traits noirs les médianes. Les codes couleur font référence aux sites d'échantillonnage identifiés en abscisse.

## 6) Indices généraux de structure des réseaux trophiques par UG

La figure 11 synthétise les valeurs des différentes métriques ou indices de structure des réseaux trophiques calculées à partir de l'ensemble des données isotopiques récolté à chaque UG et année.

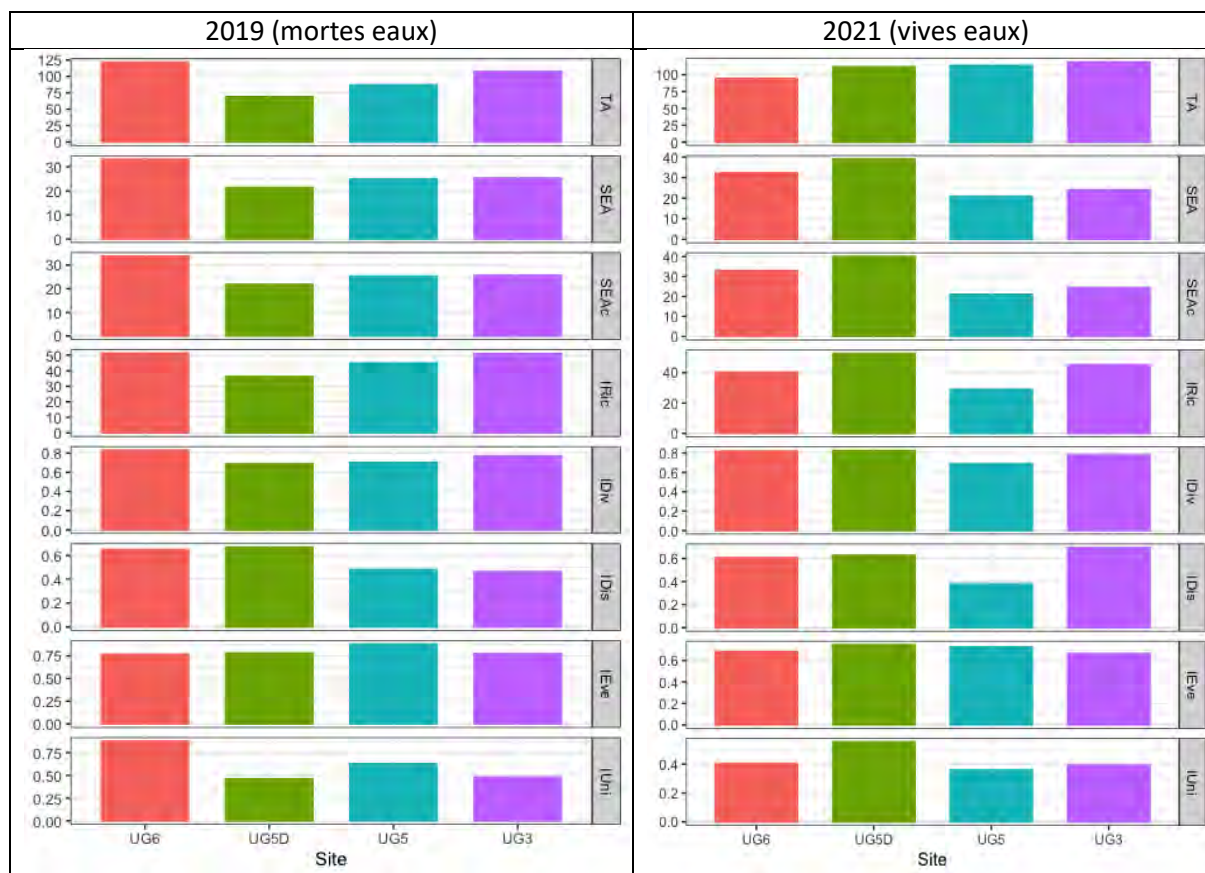


Figure 11 : Indices de richesse (TA, SEA, SEAc, IRic), de répartition (IDiv, IDis), et de distribution (IEve, IUni) isotopique calculés pour chaque unité de gestion et condition de marée.

En mortes eaux, tous les indices de richesse isotopique (TA, SEA, SEAc, IRic), reflétant la diversité de voies d'échanges ou d'interactions trophiques potentielles dans les réseaux trophiques, suivent une tendance commune :  $UG6 > UG3 > UG5 > UG5D$ . Les indices de répartition des valeurs isotopiques sont plus contrastés :  $UG6 > UG3 > UG5D = UG5$  pour l'indice de divergence, et  $UG5D > UG6 > UG5 = UG3$  pour l'indice de dispersion. Dans les deux cas, les valeurs élevées de ces indices reflètent une diversité de fonctions ou processus écologiques (ici associés aux fonctionnalités trophiques) supérieure dans les unités reconnectées (UG6 et/ou UG5D). Enfin, les indices de distribution présentent également des patrons contrastés :  $UG5 > UG3 = UG5 = UG5D$  pour l'indice d'équité,  $UG6 > UG5 > UG3 > UG5D$  pour l'indice d'unicité, suggérant une redondance fonctionnelle (indicative de la résilience potentielle des réseaux d'interactions) comparable dans les deux types d'environnements (reconnectés, i.e., UG6, en endigués, i.e., UG5). En vives eaux, tous les indices de richesse isotopique (TA, SEA, SEAc, IRic) sont maximaux à UG5D, suivie de UG6 pour SEA et SEAc, et de UG3 pour TA et IRic. Là encore, les valeurs élevées de ces indices indiquent une diversité d'interactions trophiques potentielles plus importante dans les zones reconnectées. Les indices de répartition sont quant à eux supérieurs, et équivalents entre eux, à UG6, UG5D et UG3 avec un indice de dispersion isotopique nettement plus faible à UG5. Enfin, l'indice d'équité varie peu entre les sites, et l'indice d'unicité est plus élevé dans les deux unités reconnectées (UG6 et UG5D).

C'est donc dans les unités UG6 et UG5D que la majorité des indices calculés sont les plus élevés en mortes et vives eaux, respectivement. Ces résultats semblent suggérer des caractéristiques fonctionnelles des réseaux trophiques aquatiques variables selon les conditions de marée, mais globalement plus favorables sur les unités reconnectées.

## 7) Interactions trophiques potentielles et sélection des ressources par consommateur

La structure détaillée des réseaux trophiques caractérisant chaque unité de gestion et année est détaillée en Figure 12. Les encadrés colorés sur ces graphiques représentent les ressources alimentaires potentielles des consommateurs du necton, telles que définies en fonction de leurs valeurs isotopiques respectives. La liste des ressources sélectionnées pour chaque modèle consommateur-spécifique est donc déterminée à partir de la lecture de ces encadrés, ajustée avec les connaissances disponibles dans la littérature sur les régimes alimentaires des espèces concernées.

Trois espèces de necton ont été observées dans au moins une UG reconnectée (UG5D et/ou UG6) et une UG endiguée (UG3 et/ou UG5) dans l'une, l'autre ou les deux conditions de marée, et avec des effectifs suffisants pour une analyse fiable des données isotopiques (soit  $n \geq 3$ ) : l'anguille, le mullet-porc et la crevette blanche (cf. Tableau 7). Ce sont donc ces trois espèces qui ont fait l'objet d'une analyse spécifique visant à comparer leur régime alimentaire entre les unités de gestion.

L'anguille semble pouvoir se nourrir de 3 à 4 catégories de ressources sur l'île Nouvelle : des macrocrustacés, des poissons, des invertébrés benthiques et du zooplancton (Tableau 10). A noter que les macrophytes, la matière organique particulaire ou les débris végétaux, potentiellement inclus dans la gamme de ressources potentielles de l'anguille dans certaines UG (UG5, UG3 en particulier, Figure 12C, D, G, H), n'ont pas été retenues comme constituants du régime alimentaire de l'espèce, car leur consommation par l'anguille reste improbable (jamais mentionnée dans la littérature scientifique dédiée, cf. section II-4.5).

Le mullet-porc semble se nourrir de 2 à 3 catégories de ressources sur l'île Nouvelle : microphytobenthos, zooplancton et invertébrés benthiques (Tableau 10). A noter que certains taxons de macrocrustacés et poissons étaient parfois inclus dans la gamme de ressources potentielles de l'espèce dans certaines UG (UG5, UG5D et UG6, Figure 12A, B, D et G), mais là encore, la prédation par le mullet-porc sur ce type de proies est très improbable étant donné les connaissances disponibles sur le régime alimentaire des Mugilidae et leur anatomie (appareil buccal, intestin), caractéristique de poissons herbivores ou détritivores (Crosetti et Blaber, 2016). Ces catégories de ressources n'ont donc pas été retenues comme constituantes du régime alimentaire de l'espèce. Enfin, à noter le cas particulier des individus observés sur UG5D en marées de vives eaux, qui étaient de très gros individus ( $\geq 25$  cm de longueur totale), probablement 'en transit' dans cet habitat et qui ne s'y sont donc probablement pas nourris (d'où le peu de ressources potentielles plausibles dans l'encadré correspondant ; Figure 12F). Il est possible que ces gros poissons aient profité des forts courant de flot associés aux vives eaux pour pénétrer dans le marais, s'y retrouvant piégés jusqu'à la prochaine marée descendante. Aucun modèle visant à analyser le détail du régime alimentaire de ces individus n'a donc été réalisé.

La crevette blanche semble se nourrir de 2 à 4 catégories de ressources sur l'île Nouvelle : zooplancton, invertébrés benthiques, macrophytes et matière organique particulaire. A noter toutefois que des taxons de macrocrustacés (crevettes ou crabe chinois) et de poissons étaient inclus comme ressources potentielles dans quasiment toutes les UG et conditions de marée (Figure 12A, B, C, D, E et G). Toutefois, ce type de comportement de prédation reste très improbable étant donné les connaissances disponibles dans la littérature sur le régime alimentaire de l'espèce (cf. section II-4). Ces ressources n'ont pas été intégrées dans les ressources plausibles de l'espèce dans les analyses futures.

En conséquence, une seule catégorie de ressources (invertébrés benthiques) s'est avérée pertinente dans deux cas particuliers : UG3 en mortes 'eaux (Figure 12D) et UG6 en vives eaux (Figure 12E). Aucun modèle trophique n'a donc été développé dans ces deux cas de figure.

Les taxons spécifiques inclus dans chaque catégorie de ressources potentiellement consommées par les trois espèces à chaque UG et conditions de marée sont détaillés en Tableau 10.

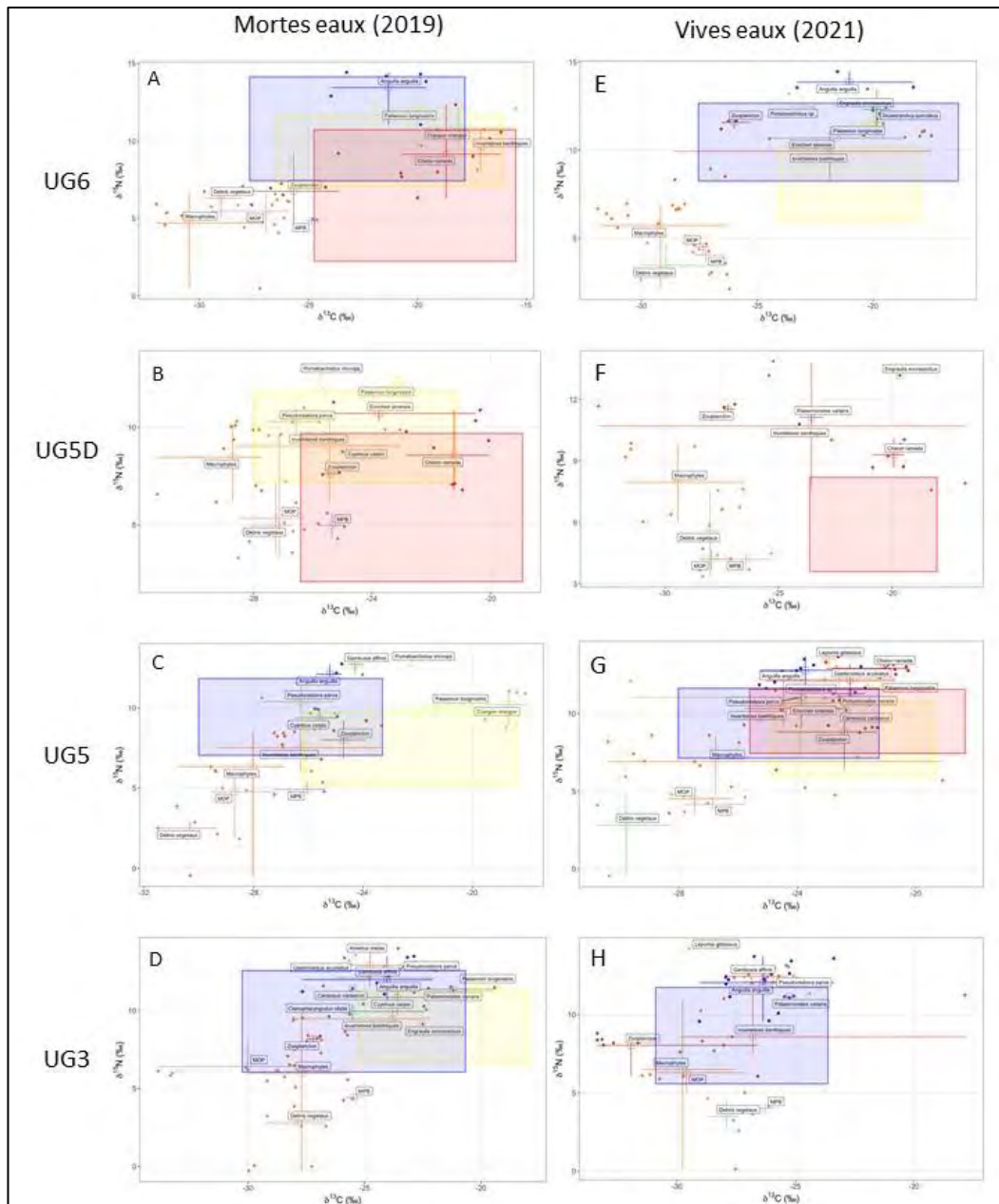


Figure 12 : Projection des valeurs  $\delta^{13}\text{C}$  (abscisse) et  $\delta^{15}\text{N}$  (ordonnée) des ressources potentielles (MOP pour matière organique particulaire, MPB pour microphytobenthos, macrophytes, invertébrés benthiques et zooplancton) consommées par les espèces de necton (macrocrustacés, poissons) dans les 4 unités de gestion de l'île Nouvelle à chaque condition de marée. Les encadrés de couleur représentent l'espace isotopique incluant les ressources potentielles des 3 consommateurs observés dans au moins une UG reconnectée (UG6 et/ou UG5D) et une unité endiguée (UG5 et/ou UG3) à chaque campagne. Se référer à la section II-4.5 pour le détail de calcul des coordonnées de ces encadrés. Les encadrés bleus indiquent les ressources potentielles de l'anguille (*Anguilla anguilla*), les encadrés rouges celles du mullet-porc (*Chelone ramada*), et les encadrés jaunes celles de la crevette blanche (*Palaemon longirostris*).

Tableau 10 : Liste des ressources intégrées dans les modèles mixtes de mélange visant à comparer leur contribution relative dans le régime alimentaire de 3 espèces de necton (anguille, mulot-porc, crevette blanche) dans les 4 unités de gestion de l'île Nouvelle en conditions de mortes eaux (2019) et de vives eaux (2021).

Unité de gestion	2019 (mortes eaux)	2021 (vives eaux)
<b>Anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>)</b>		
UG3	1) Poissons ( <i>Cyprinus carpio</i> , <i>Ctenopharyngodon idella</i> , <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Gambusia affinis</i> ) 2) Macrocrustacés ( <i>Palaemon longirostris</i> , <i>Palaemonetes varians</i> ) 3) Invertébrés benthiques 4) Zooplancton	1) Poissons ( <i>Gambusia affinis</i> , <i>Pseudorasbora parva</i> ) 2) Macrocrustacés ( <i>Palaemonetes varians</i> ) 3) Invertébrés benthiques 4) Zooplancton
UG5	1) Poissons ( <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Cyprinus carpio</i> ) 2) Invertébrés benthiques 3) Zooplancton	1) Poissons ( <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Pomatoschistus</i> sp.) 2) Macrocrustacés ( <i>Palaemonetes varians</i> , <i>Palaemon longirostris</i> , <i>Eriocheir sinensis</i> ) 3) Invertébrés benthiques 4) Zooplancton
UG5D	NA	NA
UG6	1) Poissons ( <i>Chelon ramada</i> ) 2) Macrocrustacés (= <i>Palaemon longirostris</i> , <i>Crangon crangon</i> ) 3) Invertébrés benthiques 4) Zooplancton	1) Macrocrustacés ( <i>Palaemon longirostris</i> , <i>Eriocheir sinensis</i> ) 2) Poissons ( <i>Pomatoschistus</i> sp., <i>Engraulis encrasicolus</i> ) 3) Invertébrés benthiques 4) Zooplancton
<b>Mulet-porc (<i>Chelon ramada</i>)</b>		
UG3	NA	NA
UG5	NA	NA
UG5D	1) Microphytobenthos 2) Invertébrés benthiques 3) Zooplancton	NA (gros individus 'en transit')
UG6	1) Microphytobenthos 2) Invertébrés benthiques 3) Zooplancton	NA
<b>Crevette blanche (<i>Palaemon longirostris</i>)</b>		
UG3	NA (1 seule ressource possible, invertébrés benthiques)	NA
UG5	1) Zooplancton 2) Invertébrés benthiques	1) Zooplancton 2) Invertébrés benthiques 3) Macrophytes
UG5D	1) Zooplancton 2) Invertébrés benthiques 3) Macrophytes 4) Matière Organique Particulaire	NA
UG6	1) Zooplancton 2) Invertébrés benthiques	NA (1 seule ressource possible, invertébrés benthiques)

## 8) Comparaisons des régimes alimentaires du necton entre UG et périodes

### 8.1. Niches isotopiques

La seule espèce sélectionnée pour des comparaisons de similarité et équitabilité de niche (ISIm, INEs) est l'anguille, de par la diversité de sites et/ou campagnes annuelles pour lesquels un nombre d'observations suffisant a pu être récolté. Les comparaisons sont ainsi présentées par paire de site et par paire d'année pour un site donné (Figure 13).

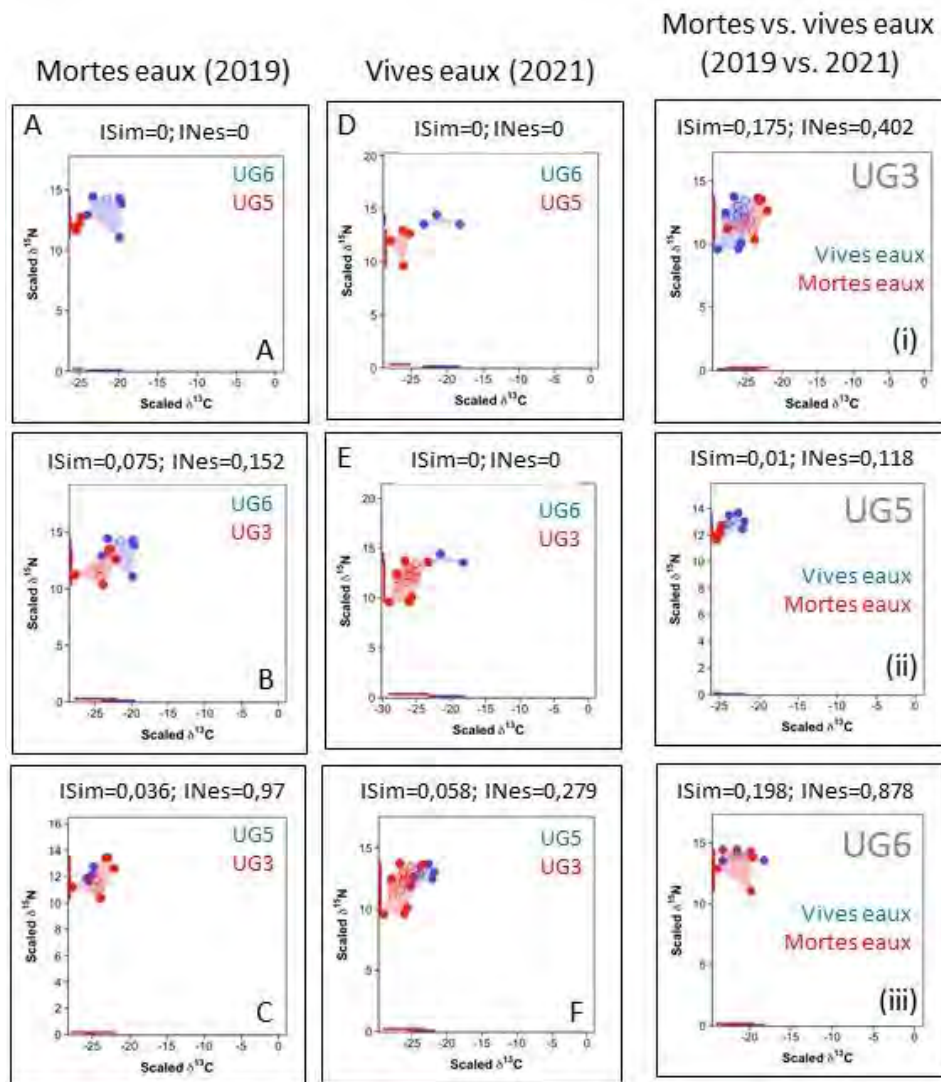


Figure 13 : Comparaison des niches isotopiques réalisées par l’anguille entre les différentes unités de gestion pour chaque campagne (A & D : UG6 vs. UG5, B & E : UG6 vs. UG3, D & F : UG5 vs. UG3 ; A, B & C en mortes eaux ; D, E et F en vives eaux), et entre les différentes campagnes pour chaque unité de gestion (i : UG3, ii : UG5, iii : UG6), avec les valeurs des indices de similarité (ISim) et d’imbrication (INes) des niches dans chaque cas.

Les niches trophiques réalisées par l’anguille varient entre les unités de gestion et les années, avec une distinction totale des niches (ISim et INes = 0) entre l’unité reconnectée (UG6) et les unités endiguées (UG5 les 2 années, et UG3 en conditions de vives eaux ; Figure 13). A l’inverse, les niches réalisées lors des deux campagnes dans les unités endiguées sont plus similaires entre les deux conditions de marée (Figure 13 C & F). Les niches réalisées par l’anguille dans l’unité reconnectée sont sensiblement équivalentes pour les deux conditions de marée (valeur maximale de ISim), avec la niche de vives eaux presque totalement incluse dans celle réalisée en mortes eaux (INes>0,8; Figure 13-iii). Ainsi, la niche trophique de l’anguille sur l’unité reconnectée (UG6) se distingue nettement de celle réalisée ailleurs sur l’île Nouvelle, présageant d’une différence notable en termes de qualité des ressources alimentaires exploitées par l’espèce entre les habitats reconnectés et endigués, différences déjà suggérées par une liste de ressources potentielles variable entre ces différents habitats (cf. Tableau 10).

## 8.2. Contributions relatives des ressources (modèles de mélange)

Les résultats des modèles de mélange visant à comparer les contributions relatives de différentes ressources aux régimes alimentaires de 3 espèces de necton (anguille, mullet-porc, crevette blanche) entre les différentes unités de gestion sont résumés en Tableau 11. Les valeurs des contributions relatives des ressources sont extraites sous la forme d'une distribution de probabilité. C'est la valeur du mode de cette courbe de distribution qui a été utilisée pour synthétiser les résultats, sous la forme d'intervalles représentés par des codes couleurs.

Tableau 11 : Synthèse des résultats des modèles de mélange (mixsiar) déployés pour l'anguille, le mullet-porc et la crevette blanche en fonction des données isotopiques disponibles. Les valeurs des contributions relatives des ressources sont codées de la façon suivante : rouge = contribution  $\geq 50\%$ , orange = contribution comprise entre 25 et 50%, jaune = contribution comprise entre 10 et 25% ; gris = contribution  $\leq 10\%$ , blanc = contribution nulle. Se référer au tableau 10 pour le détail des espèces incluses dans chaque catégorie de ressources pour chaque modèle.  
ME = mortes eaux (2019), VE = vives eaux (2021).

<b>Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)</b>								
<b>Ressources</b>	<b>UG6</b>		<b>UG5D</b>		<b>UG5</b>		<b>UG3</b>	
	<b>ME</b>	<b>VE</b>	<b>ME</b>	<b>VE</b>	<b>ME</b>	<b>VE</b>	<b>ME</b>	<b>VE</b>
POISSONS	gris	jaune			rouge	jaune	jaune	jaune
MACROCRUSTACES	orange	jaune				gris	gris	jaune
INVERTEBRES BENTHIQUES	gris	jaune			orange	rouge	jaune	orange
ZOOPLANCTON	orange	orange			gris	gris	rouge	orange
<b>Mulet-porc (<i>Chelon ramada</i>)</b>								
MICROPHYTOBENTHOS	rouge		orange					
INVERTEBRES BENTHIQUES	orange		gris					
ZOOPLANCTON	gris		orange					
<b>Crevette blanche (<i>Palaemon longirostris</i>)</b>								
ZOOPLANCTON	orange		orange		orange			
INVERTEBRES BENTHIQUES	rouge		jaune		rouge			
MACROPHYTES			gris					
MATIERE ORGANIQUE PARTICULAIRE			gris					

Le régime alimentaire de l'anguille dans les zones reconnectées (UG6) est assez diversifié, et dominé par macrocrustacés et zooplancton, avec une contribution plus faible mais notable (10 à 25 %) des poissons et invertébrés benthiques en vives eaux. Dans les zones endiguées, les poissons représentent la source d'alimentation principale de l'anguille sur UG5 en conditions de mortes eaux seulement, suivies des invertébrés benthiques. A UG3, ce sont zooplancton et invertébrés benthiques qui dominent l'alimentation de l'anguille. Ces tendances peuvent en partie s'expliquer par une disponibilité variable en ressources alimentaires en fonction des sites et des conditions de marée. Macrocrustacés et zooplancton sont ainsi favorisés dans l'unité reconnectée (UG6), où les invertébrés benthiques semblent plus rares (d'après nos observations de terrain), et où les fortes vitesses de courant (en particulier au jusant) pourraient compliquer la prédation sur des ressources mobiles et actives. Dans les zones endiguées au contraire, les poissons d'eau douce abondants dans les zones en eaux peuvent constituer une ressource d'intérêt à moindre effort pour l'anguille, comme indiqué par l'importance constante de cette ressource quelque que soit les conditions de marée. Le régime alimentaire du mullet-porc dans les zones reconnectées à l'estuaire (UG6 et IG5D) est largement dominé par le microphytobenthos dans les deux conditions de marée, suivis des invertébrés benthiques en mortes eaux, et du zooplancton en vives eaux. Les contributions relatives de ces deux dernières ressources semblent ainsi varier en fonction des conditions hydrodynamiques avec une disponibilité accrue de ressources planctoniques d'origine estuarienne en vives eaux. En mortes eaux, les ressources benthiques sont privilégiées. Enfin, le régime alimentaire de la crevette blanche sur l'île Nouvelle est largement dominé par les invertébrés benthiques et le zooplancton.

## IV-CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le volet écologie du projet INOTOP a permis d'une part de poursuivre les efforts de recherche sur la réponse des communautés de necton à la dépollérisation de l'île Nouvelle, mais aussi de produire de nouvelles connaissances relatives à l'accomplissement de certaines fonctionnalités écologiques pour le necton dans ces milieux. La fonctionnalité dite de 'nourricerie' soutenue par les marais intertidaux naturels dans les estuaires a ainsi été examinée sous l'angle des interactions trophiques reliant entre elles les espèces aquatiques occupant les marais de l'île, tenant compte des modalités de gestion hydrologique, en particulier la connexion marais-estuaire, des sites. A cette fin, des données nouvelles permettant de reconstruire la structure des réseaux trophiques aquatiques dans les différentes unités de gestion ont été collectées à deux conditions de marée contrastées, permettant d'aborder la façon dont la connexion hydrologique entre marais et estuaire peut structurer les interactions trophiques déployées par les organismes.

Les indices de structure des réseaux trophiques calculés à partir de ce travail ont mis en évidence des métriques de richesse isotopique potentiellement favorables dans les unités reconnectées à l'estuaire, en comparaison des unités endiguées. Les indices de répartition ou de distribution sont quant à eux plus contrastés, avec des caractéristiques différentes entre habitats reconnectés et endigués, et certains paramètres à forte valeur dans les unités endiguées. Hors, il a déjà été démontré que, suite à la mise en place de projets de restauration tidale dans des milieux de marais endigués, les caractéristiques de richesse, de diversité spécifique ou d'abondance totale du necton sont les premières métriques à exprimer une réponse aux modalités de restauration (Roman et al., 2002 ; Raposa et Roman, 2003 ; Bowron et al., 2011). De même, les patrons de restauration des communautés de necton semblent fortement liés au degré des restrictions tidales historiquement déployées sur les sites, ainsi que des modalités de mise œuvre de la restauration tidale (Rapose et Roman, 2003 ; Feunteun et al., 1999). Les métriques associées à des caractéristiques plus complexes des communautés, comme les structures en taille, la répartition des groupes trophiques, la redondance ou l'équitabilité fonctionnelle, et/ou les fonctionnalités de nourricerie potentielles des habitats, sont en général des métriques écologiques qui nécessitent un temps d'établissement plus long pour émerger, en particulier dans des écosystèmes restaurés (Raposa, 2002 ; Buchsbaum et al., 2006 ; Konisky et al., 2006 ; Don, 2011 ; Weinstein et al., 2019). C'est ce qui pourrait expliquer les résultats variables obtenus avec les différents types d'indices de structure généraux déployés dans ce travail.

Néanmoins, lorsque les données collectées sont analysées également à l'échelle d'espèces particulières, comme l'anguille européenne, des différences marquées en termes de niche trophique ou de qualité des régimes alimentaires émergent. De plus, la présence d'espèces estuariennes et/ou marine euryhalines sur les habitats reconnectés de l'île Nouvelle a été confirmée (mulet-porc, gobie commun, bar moucheté), ainsi que l'utilisation par certaines de ces espèces (mulet-porc) de ressources alimentaires dans les milieux reconnectés de Nouvelle (microphytobenthos, invertébrés benthiques). **Ces résultats convergent donc pour conclure à un bénéfice écologique de la dépollérisation de l'île Nouvelle pour les espèces de poissons marines euryhalines et/ou estuariennes, démontré non seulement par des observations répétées de présence sur les sites (Lechêne 2017 et ce travail), mais aussi par des modèles trophiques cohérents (ce travail).**

**Cependant, la qualité de la fonctionnalité 'nourricerie' potentiellement restaurée dans la partie dépollérisée de Bouchaud reste à évaluer au regard d'autres habitats estuariens pouvant jouer un rôle équivalent.** C'est une des limites principales à ce travail en termes de perspectives régionales, nationales ou internationales. Il a en effet été impossible d'identifier d'autres habitats de marais intertidaux non endigués et évoluant dans des gammes de conditions environnementales équivalentes à celles rencontrées sur Nouvelle afin de servir de référence quant aux conditions d'alimentation disponibles pour les poissons. De plus, étant donné l'absence de données isotopiques caractérisant la structure des réseaux trophiques aquatiques sur Nouvelle dans le passé, ou dans d'autres marais non endigués voisins, il n'a pas été possible de déployer des protocoles standardisés

du type 'Before After Impact Control Study', tel que recommandé dans Debue et al. (2021) par exemple. Ainsi, les caractéristiques de 'nourricerie' n'ont pu être abordées qu'en comparant entre elles les unités de gestion d'un site unique à une période donnée.

Afin de palier à cette limitation, les résultats obtenus pourront être mis en perspective dans le cadre de collaborations avec d'autres projets de recherche en cours sur la gestion patrimoniale des marais littoraux (projet ANR-PAMPAS, UMR LIENSs par exemple), ou dans le cadre d'une synthèse de cas d'étude similaires ailleurs en France ou en Europe (tenant compte de la nécessité que les cas concernés s'appuient sur une approche méthodologique équivalente, dont le déploiement s'avère complexe et chronophage). Enfin, malgré des résultats encourageants, la position géographique de Nouvelle, en amont de l'estuaire de la Gironde et au niveau du bouchon vaseux de celui-ci, reste peu favorable à l'accès du necton d'origine marine, en comparaison de marais plus en aval, comme le marais de Mortagne, qui a également fait l'objet d'une dépoldérisation en 1999. D'autres habitats estuariens d'intérêt majeur en termes de conditions d'alimentation pour les poissons, en particulier les vasières intertidales localisées dans les secteurs marins et moyens de l'estuaire), seraient également à considérer dans la perspective de restaurer la fonctionnalité nourricerie de celui-ci pour les poissons à affinité estuarienne et/ou marine en général (Teichert et al., 2018). La dépoldérisation de quelques hectares de marais sur Mortagne et Nouvelle ne pourrait en effet être suffisant à cet égard.

Au-delà du potentiel de restauration de la fonctionnalité 'nourricerie' pour les poissons, d'autres enjeux de gestion jouent un rôle important dans les réflexions à mener sur le devenir des marais de Nouvelle. Nos résultats ont mis en lumière un intérêt émergent de la zone dépoldérisée pour le necton, mais également des caractéristiques d'intérêt dans les zones endiguées. Par exemple, l'aiguille, espèce à très forte valeur de conservation, y est trouvée en grande abondance. L'épinoche, espèce déterminante ZNIEFF, y est également abondante. De même, les zones endiguées sont favorables à une diversité d'espèces d'oiseaux (par exemple, oie et grue cendrées, héron garde-bœufs, vanneau huppé, busard des roseaux, bécassine des marais, aigrette garzette, tadorne de belon, foulque macroule), dont certaines avec des valeurs de conservation très élevées à l'échelle internationale (spatule blanche, ibis sacré). Les zones endiguées accueillent également des espèces de macro-invertébrés dont la conservation représente un enjeu de premier plan (crevette des marais). Ainsi, les modalités de gestion déployées sur l'île semblent favoriser une diversité de situations, potentiellement favorables à différentes composantes de la biodiversité aquatique mais aussi terrestre. Ces éléments seront à prendre en compte, avec d'autres aspects associés à la conservation du site (et notamment la préservation du bâti historique de Sans-Pain), dans les réflexions à mener sur l'avenir de l'île Nouvelle à plus long-terme **dans le cadre de l'élaboration d'objectifs de restauration écologique explicites** (et donc qui permettraient la mise en place de suivis dimensionnés afin d'appréhender les trajectoires écologiques particulières ciblées par la restauration mise en œuvre).

A noter que, dans le contexte des réflexions menées sur la libre évolution du milieu sur la zone dépoldérisée de Nouvelle, **certaines contraintes physiques limitent sans doute le développement des caractéristiques d'une nourricerie fonctionnelle dans le marais de Bouchaud** : les conditions de courant particulièrement fortes en conditions de vives eaux (et en jusant) sont potentiellement limitantes pour l'accès aux vasières ou autres habitats supportant des ressources alimentaires pour les poissons de petite taille. Cette limitation a déjà été abordée dans les résultats concernant les variations spatiales du régime alimentaire de l'anguille. Ces conditions de courant sont favorisées par la présence d'un chenal de marée unique, d'une profondeur significative. La formation de chenaux secondaires, de faible profondeur et où les vitesses de courant seraient plus limitées, pourrait ainsi améliorer les conditions d'accès au necton dans le marais dépoldérisé. De même, la progression naturelle de la végétation sur les vasières de Bouchaud peut, à termes, conduire à leur régression voire leur disparition. Certaines modalités actives de gestion (création d'une brèche ou de chenaux de marée secondaires) pourraient ainsi être envisagées afin d'améliorer les conditions hydrodynamiques et le maintien associé d'habitats de faible profondeur (vasières) et accessibles pour le necton d'origine estuarienne et/ou marine.

A l'issue de ce travail, plusieurs perspectives de recherche émergent afin d'améliorer les connaissances scientifiques disponibles sur le site de Nouvelle et pour répondre à l'ambition d'évaluer la dynamique de la fonctionnalité nourricière associée à la restauration des marais à l'échelle de l'estuaire de la Gironde. Tout d'abord, les fonctionnalités de nourricière des habitats estuariens sont avant tout supportés par l'abondance de ressources pour le necton, en particulier la macrofaune benthique. Des connaissances existent sur la structure des peuplements de proies benthiques à l'échelle de l'estuaire de la Gironde, mais principalement dans les zones polyhalines et mésohalines de celui-ci (cf. Blanchet et al., 2014 par exemple), voire dans les zones côtières adjacentes (cf. Massé et al., 2016 par exemple). Cependant, **la composition et la dynamique des communautés de macrofaune benthique (en particulier l'abondance, la diversité et la structure temporelle des peuplements) reste à explorer dans des habitats estuariens spécifiques comme les vasières intertidales ou les zones en eaux de marais, reconnectés ou non à l'estuaire.** De plus, étant donné l'absence de marais intertidaux naturels de référence dans l'estuaire de la Gironde (les deux seuls marais dépoldérisés de Nouvelle et Mortagne étant positionnés dans des contextes environnementaux différents), **des études complémentaires visant à explorer la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques dans d'autres sites potentiels intégrés au dispositif Adapto pourraient être envisagées.** Ces études complémentaires permettraient ainsi de mettre en contexte les résultats obtenus à une échelle spatiale et environnementale plus diverse, favorisant ainsi la détection de grandes tendances dans les réponses des communautés de necton à la restauration tidale, et en particulier en termes de restauration des interactions trophiques impliquant les poissons à affinité marine.

## V-REFERENCES CITEES

- Able, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 5–17.
- Almeida, D., Neto, C., Costa, J.C., 2017. Active or passive recovery ? Discussing implications of vegetation diversity in unmanaged salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 191, 201–208.
- Ashelby, C.W., De Grave, S., Johnson, M.L., 2016. Diet analysis indicates seasonal fluctuation in trophic overlap and separation between a native and introduced shrimp species (Decapoda, Palaemonidae) in the tidal river Thames (U.K.). *Crustaceana* 89, 701-719.
- Ballutaud, M., Drouineau, H., Carassou, L., Munoz, G., Chevillot, X., Labadie, P., Budzinski, H., Lobry, J., 2019. ESTimating Contaminants tRansfers Over Complex food webs (ESCROC): An innovative Bayesian method for estimating POP's biomagnification in aquatic food webs. *Science of the Total Environment* 658, 638–649.
- Barak, N.A-E., Mason, C.F., 1992. Population density, growth and diet of eels, *Anguilla anguilla* L., in two rivers of eastern England. *Aquaculture and Fisheries Management* 23, 59-70.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., et al., 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates: A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience* 51, 633–641.
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Alizier, S., Amouroux, J-M., Bachelet, G., Barrillé, A-L., Dauvin, J-C., De Montaudoin, X., Derolez, V., Desroy, N., Grall, J., Grémare, A., Hacquebart, P., Jourde, J., Labrune, C., Lavesque, N., Meirland, A., Nebout, T., Olivier, F., Pelaprat, C., Ruellet, T., Sauriau, P-G., Thorin, S., 2014. Multiscale patterns in the diversity and organization of benthic intertidal fauna among French Atlantic estuaries. *Journal of Sea Research* 90, 95-110.
- Bond, A.L., Diamond, A.W., 2011. Recent Bayesian stable-isotope mixing models are highly sensitive to variation in discrimination factors. *Ecological Applications* 21, 1017-1023.
- Bosley, K.L., Witting, D.A., Chambers, R.C., Wainright, S.C., 2002. Estimating turnover rates of carbon and nitrogen in recently metamorphosed winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* with stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 236, 233–240.
- Bouchereau, J.-L., Marques, C., Pereira, P., Guelorget, O., Lourié, S.-M., Vergne, Y., 2009. Feeding behaviour of *Anguilla anguilla* and trophic resources in the Ingrid Lagoon. *Cahiers de Biologie Marine* 50, 319–332.

- Bowron, T., Neatt, N., van Proosdij, D., Lundholm, J., Graham, J., 2011. Macro-tidal salt marsh ecosystem response to culvert expansion. *Restoration Ecology* 19, 307-322.
- Buchheister, A., Latour, R.J., 2010. Turnover and fractionation of carbon and nitrogen stable isotopes in tissues of a migratory coastal predator, summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67, 445-461.
- Buchsbaum, R.N., Catena, J., Hutchins, E., James-Pirri, M-J., 2006. Changes in salt marsh vegetation, *Phragmites australis*, and nekton in response to increased tidal flushing in a New England salt marsh. *Wetlands* 26, 544-557.
- Busst, G.M.A., Britton, J.R., 2018. Tissues-specific turnover rates of the nitrogen stable isotope as functions of time and growth in a cyprinid fish. *Hydrobiologia* 805, 49-60.
- Carassou, L., Whitfield, A.K., Bergamino, L., Moyo, S., Richoux, N.B., 2016. Trophic dynamics of the Cape stumpnose (*Rhabdosargus holubi*, Sparidae), across three adjacent aquatic habitats. *Estuaries and Coasts* 39, 1221-1233.
- Carassou, L., Witfield, A.K., Moyo, S., Richoux, N.B., 2017. Dietary tracers and stomach contents reveal pronounced alimentary flexibility in the freshwater mullet (*Myxus capensis*, Mugilidae) concomitant with ontogenetic shifts in habitat use and seasonal food availability. *Hydrobiologia* 799, 327-348.
- Chevillot, X., Tecchio, S., Chaalali, A., Lassalle, G., Selleslagh, J., Castelnaud, G., David, V., Bachelet, G., Niquil, N., Sautour, B., others, 2019. Global changes jeopardize the trophic carrying capacity and functioning of estuarine ecosystems. *Ecosystems* 22, 473-495.
- Chouvelon, T., 2011. Structure et fonctionnement des réseaux trophiques par l'utilisation de traceurs écologiques (isotopes stables, métaux) en environnement marin ouvert : le cas du Golfe de Gascogne. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle.
- Colborne, S.F., Fist, A.T., Johnson, T.B., 2017. Tissue-specific turnover and diet-tissue discrimination factors of carbon and nitrogen isotopes of a common forage fish held at two temperatures. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 31, 1405-1414.
- Costa, J.L., Assis, C.A., Almeida, P.R., Moreira, F.M., Costa, M.J., 1992. On the food of the European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in the upper zone of the Tagus estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology* 41, 841-850.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Crosetti, D., Blaber, S.J.M., 2016. *Biology, Ecology and Culture of grey mullets (Mugilidae)*. CRC Press, Boca Raton, 539 pages.
- Cucherousset, J., Villéger, S., 2015. Quantifying the multiple facets of isotopic diversity: New metrics for stable isotope ecology. *Ecological Indicators* 56, 152-160.
- Day, L., Brind'Amour, A., Cresson, P., Chouquet, B., Le Bris, H., 2020. Contribution of estuarine and coastal habitats within nursery to the diets of juvenile fish in spring and autumn. *Estuaries and Coasts* 44, 1100-1117.
- Debue, M., Ouedraogo, D.Y., Sordello, R., Yerjol, Y., 2021. Quelles sont les principales conséquences de la dépollérisation sur la biodiversité ? Une approche par revue systématique. Rapport MNHN UMS PatriNat, programme Adapto, 18 pages.
- Decreton, T., 2009. Etude bibliographique des marais dépollérisés (No. 18). IRSTEA Bordeaux.
- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495-506.
- Don, J., 2011. Effets de la dépollérisation des marais maritimes sur les peuplements piscicoles, synthèse bibliographique. Rapport de recherche Irstea-EABX, 29 pages.
- Dörner, H., Skov, C., Berg, S., Schulze, T., Beare, D.J., Van der Velde, G., 2009. Piscivory and trophic position of *Anguilla anguilla* in two lakes : importance of macrozoobenthos density. *Journal of Fish Biology* 74, 2115-2131.
- Dufour, E., Gerdeaux, D., 2001. Apports des isotopes stables ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ,  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ,  $^{36}\text{S}/^{34}\text{S}$ ,  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ) aux études écologiques sur les poissons. *Cybiurn: International Journal of Ichthyology* 25, 369-382.
- Feunteun, E., Rigaud, C., Elie, P., Lefevre, J-C., 1999. Les peuplements piscicoles des marais littoraux endigués atlantiques : un patrimoine à gérer ? Le cas du marais de Bourneuf-Machecoul (Loire-Atlantique, France) ? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 72, 63-79.
- Fry, B., 2013. Alternative approaches for solving underdetermined isotope mixing problems. *Marine Ecology Progress Series* 471, 1-13.

- Gerwing, T.G., Davies, M.M., Clements, J., Flores, A.-M., Thomson, H.B., Nelson, K.R., Kushneryk, K., Brouard-John, E.K., Harvey, B., Plate, E., 2020. Do you want to breach an embankment? Synthesis of the literature and practical considerations for breaching of tidally influenced causeways and dikes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 245, 13.
- Field, C.B., Barros, V., Stocker, T.F., Qun, D., Dokken, D.J., Ebi, K.L., Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Plattner, G.-K., Allen, S.K., Tignor, M., Midgley, P.M., 2012. Gestion des risques de catastrophes et de phénomènes extrêmes pour les besoins d'adaptation au changement climatique. Rapport spécial du Groupement International d'Etude du Climat (GIEC), en anglais ici : [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/SREX\\_Full\\_Report-1.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/SREX_Full_Report-1.pdf)
- Gilby, B.L., Weinstein, M.P., Baker, R., Cebrian, J., Alford, S.B., Chelsky, A., Colombano, D., Connolly, R.M., Currin, C.A., Feller, I.C., Frank, A., Goeke, J.A., Goodridge Gaines, L.A., Hardcastle, F.E., Henderson, C.J., Martin, C.W., McDonald, A.E., Morrison, B., Olds, A.D., Rehage, J.S., Waltham, N.J., Ziegler, S.L., 2020. Human Actions Alter Tidal Marsh Seascapes and the Provision of Ecosystem Services. *Estuaries and Coasts* 44, 1628-1636.
- Goeldner-Gianella, L., 2007. Dépoldériser en Europe occidentale. *Annales de géographie* 2007/4, 339–360.
- González-Ortegón, E., Cuesta, J.A., Pascual, E., Drake, P., 2010. Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain). *Biological Invasions* 12, 1731-1745.
- Guelinckx, J., Maes, J., Van Den Driessche, P., Geysen, B., Dehairs, F., Ollevier, F., 2007. Changes in  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  in different tissues of juvenile sand goby, *Pomatoschistus minutus* : a laboratory diet-switch experiment. *Marine Ecology Progress Series* 341, 205-215.
- Herschel, M., 2020. L'Île Nouvelle fille des Hommes, fille de l'Estuaire. Plaquette grand public conceptualisée par INRAE-EABX dans le cadre du volet médiation du projet INOTOP.
- Hobson, K.A., 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120, 314–326.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., Bearhop, S., 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80, 595–602.
- Konisky, R.A., Burdick, D.M., Dionne, M., Neckles, H.A., 2006. A regional assessment of salt marsh restoration and monitoring in the Gulf of Maine. *Restoration Ecology* 14, 516-525.
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiples traits. *Ecology* 91, 299-305.
- Layman, C.A., Quattrochi, J.P., Peyer, C.M., Allgeier, J.E., 2007. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters* 10, 937–944.
- Le Pape, O., Holley, J., Guérault, D., Désaunay, Y., 2003. Quality of coastal and estuarine essential fish habitats: estimations based on the size of juvenile common sole (*Solea solea* L.). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58, 793–803.
- Lebreton, B., Rochard, P., Parlier, E.P., Guillou, G., Blanchard, G.F., 2011. Trophic ecology of mullets during their spring migration in a European saltmarsh : a stable isotope study. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 91, 502-510.
- Lebreton, B., Richard, P., Guillou, G., Blanchard, G.F., 2013. Trophic shift in young-of-the-year Mugilidae during salt-marsh colonization. *Journal of fish biology* 82, 1297–1307.
- Lechêne, A., Boët, P., Lafaille, P., Lobry, J., 2018. Nekton communities from tidally restored marshes. A whole-estuary approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 207, 368-382.
- Lechêne, A., 2017. Trajectoire de restauration des marais intertidaux: réponse du necton à la dépoldérisation dans l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux.
- Lobry, J., Mourand, L., Rochard, E., Elie, P., 2003. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective. *Aquatic Living Resources* 16, 47–58.
- Loreau, M., Hector, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412, 72–76.
- Madigan, D.J., Litvin, S.Y., Popp, B.N., Carlisle, A.B., Farwell, C.J., Block, B.A., 2012. Tissue turnover rates and isotopic trophic discrimination factors in the endothermic teleost, Pacific bluefin tuna (*Thunnus orientalis*). *PLoS ONE* 7, e49220.
- Marchand, J., 1981. Observations sur l'écologie de *Crangon crangon* (Linné) et *Palaemon longirostris* (H. Milne Edwards) (Crustacea, Decapoda, Natantia), estuaire interne de la Loire. *Vie et Milieux / Life and Environments* 31, 92 pages.
- Massé, M., Meisterhans, G., Deflandre, B., Bachelet, G., Bourasseau, L., Bichons, S., Ciutat, A., Jude-Lemeilleur, F., Lavesque, N., Raymond, N., Grémare, A., Garabétian, F., 2016. Bacterial and macrofaunal communities

- in the sediments of the West Gironde Mud Patch, Bay of Biscay (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 179, 189-200.
- McCutchan, J.H.J., Lewis, W.M.J., Kendall, C., McGrath, C.C., 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos* 102, 378-390.
- Michener, R., Lajtha, K. (eds.), 2007. *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Blackwell Publishing Ltd, 566 pages.
- Middelburg, J.J., 2014. Stable isotopes dissect aquatic food webs from the top to the bottom. *Biogeosciences* 11, 2357-2371.
- Miller, T.W., Bosley, K.L., SHibata, J., Brodeur, R.D., Omori, K., Emmett, R., 2013. Contribution of prey to Humboldt squid *Dosidicus gigas* in the northern California CurrenT, revealed by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 477, 123-134.
- Moore, J.W., Semmens, B.X., 2008. Incorporating uncertainty and prior knowledge into stable isotope mixing models. *Ecology Letters* 11, 470-480.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 167-177.
- OCDE, 1993. Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales. (OCDE/GD(93)179 No. 83). Organisation de coopération et de développement économiques, Paris.
- Parnell, A.C., Inger, R., Bearshop, S., Jackson, A.L., 2010. Source partitioning using stable isotopes : coping with too much variation. *PLoS ONE* 5, e9672.
- 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. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 78, 267\_279.
- Peterson, B.J., 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs : a review. *Acta Oecologica* 20, 479-487.
- Phillips, D.L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L., Moore, J.W., Parnell, A.C., Semmens, B.X., Ward, E.J., 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology* 92, 823-835.
- Phillips, D.L., Gregg, J.W., 2003. Source partitioning using stable isotopes : coping with too many sources. *Oecologia* 136, 261-269.
- Post, D., 2002. Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods and Assumptions. *Ecology* 83, 703-718.
- Raposa, K.B., Roman, C.T., 2003. Using gradients in tidal restrictions to evaluate nekton community responses to salt marsh restoration. *Estuaries* 26, 98-105.
- Raposa, K.B., Talley, D.M., 2012. A meta-analysis of nekton responses to restoration of tide-restricted New England salt marshes. Chapter 6, pages 97-118 in Roman, C.T., Burdick, D.M. (eds.), *Tidal Marsh Restoration, a Synthesis of Science and Management*, Island Press, Washington.
- Raposa, K., 2002. Early response of fishes and crustaceans to restoration of a tidally-restricted New England salt marsh. *Restoration Ecology* 10, 665-676.
- Rigolet, C., Thiébaud, E., Brind'Amour, A., Dubois, S.F., 2015. Investigating isotopic functional indices to reveal changes in the structure and functioning of benthic communities. *Functional Ecology* 20, 1350-1360.
- Rochette, S., Rivot, E., Morin, J., Mackinson, S., Riou, P., Le Pape, O., 2010. Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). *Journal of Sea Research* 64, 34-44.
- Roman, C.T., Rapose, K.B., Adamowicz, S.C., James-Pirri, M-J., Catena, J.G., 2002. Quantifying vegetation and nekton response to tidal restoration in a New England salt marsh. *Restoration Ecology* 10, 450-460.
- Sannigrahi, S., Bhatt, S., Rahmat, S., Paul, S.K., Sen, S., 2018. Estimating global ecosystem service values and its response to land surface dynamics during 1995-2015. *Journal of Environmental Management* 223, 115-131.
- Savoie, N., David, V., Morisseau, F., Etcheber, H., Abril, G., Billy, I., Charlier, K., Oggian, G., Derriennic, H., Sautour, B., 2011. Origin and composition of particulate organic matter in a macrotidal turbid estuary : The Gironde estuary, France. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 108, 16,28.
- Selleslagh, J., Lobry, J., N'Zigou, A.R., Bachelet, G., Blanchet, H., Chaalali, A., Sautour, B., Boët, P., 2012. Seasonal succession of estuarine fish, shrimps, macrozoobenthos and plankton: Physico-chemical and trophic influence. The Gironde estuary as a case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112, 243-254.
- Stock, B.C., Jackson, A.L., Ward, E.J., Parnell, A.C., Phillips, D.L., Semmens, B.X., 2018. Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ* 6, e5096.

- Swan, G.J.F., Bearshop, S., Redpath, S.M., Silk, M.J., Goodwin, C.E.D., Inger, R., McDonald, R.A., 2020. Evaluating Bayesian isotope mixing models of wild animal diet and the effects of trophic discrimination factors and informative priors. *Methods in Ecology and Evolution* 11, 139-149.
- Teichert, N., Carassou, L., Sahraoui, Y., Lobry, J., Lepage, M., 2018. Influence of intertidal seascape on the functional structure of fish assemblages: Implications for habitat conservation in estuarine ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 28, 798–809.
- Villéger, S., Masin, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290-2301.
- Weinstein, M.P., Hazen, R., Litvin, S.Y., 2019. Response of nekton to tidal salt marsh restoration, a meta-analysis of restoration trajectories. *Wetlands* 39, 575-585.

## VI-LISTE COMPLETE DES LIVRABLES DU VOLET ECOLOGIE

### Rapports de stage :

- Dubernet, M., 2019. Contribution au développement d'un protocole d'étude des réseaux trophiques aquatiques à partir des isotopes stables en milieu estuarien. Rapport de stage de Licence L3 Sciences et Technologies, mention Sciences de la Vie, Organismes et Ecosystèmes, Université de Bordeaux, 25 pages.
- Kohler-Pacino, M., 2020. Contribution méthodologique à l'application des isotopes stables en écologie aquatique : état de l'art et cas d'études à échelle spécifique (esturgeon européen, *Acipenser sturio*) et écosystémique (les marais estuariens de l'île Nouvelle). Rapport de stage de Master M2 Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 56 pages.
- Vildier, M., 2021. Fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques de marais estuariens soumis à différentes modalités de gestion. Rapport de stage de Master Sciences de la Mer M2, parcours Exploitation des Ressources Vivantes Côtières, Université de Caen, 26 pages.

### Affiches, présentations :

- Carassou, L., Rambonilaza, T., Gassiat, A., Salles, D., Lechêne, A., 2019. Estuarine marshes restoration through 'depolderization' : ecological, social and economical perspectives on the Ile Nouvelle case study (Gironde estuary, France). Affiche présentée au colloque international CHEERS2019 « Global Changes in Coastal Systems : trends and predictions », Bordeaux, 4-8 Novembre 2019.
- Carassou, L., Rambonilaza, T., 2020. Evaluation des bénéfices potentiels de la restauration des marais intertidaux de l'île Nouvelle (projet INOTOP). Affiche présentée aux 1ères Rencontres du Réseau Régional de Recherche BIOSENA, Forum des Perthuis, La Rochelle, 2-3 Novembre 2020.
- Carassou, L., 2021. Bénéfices potentiels d'une modalité de restauration passive d'habitats estuariens : le cas de la reconnexion tidale de l'île Nouvelle (estuaire de la Gironde). Présentation orale au séminaire web de l'Association Française de Limnologie « La restauration des Milieux Aquatiques », 24 Juin 2021.

### Articles de presse :

- Carassou, L. (et Cotten, A., ed.), 2021. Comprendre le fonctionnement écologique de l'île Nouvelle. *L'Estuarien* N°77, Juillet 2021.
- Carassou, L. (et Cotten, A., ed.), 2022. Différents réseaux trophiques sur l'île. *L'Estuarien* N°79, Janvier 2022.
- Renard, J.D., 2021. Sur l'île Nouvelle, le temps efface l'empreinte de l'Homme. Double-page dans *Sud-Ouest Dimanche*, Dimanche 18 avril 2021.

3 rapports d'avancement (rapport de prospection terrain, 2019, rapports avancement 2019+2021).

## ANNEXES

ANNEXE 1: Moyennes et écart-types des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des maillons trophiques aquatiques de l'île Nouvelle (projet INOTOP)

2019		$\delta^{13}\text{C}$						
Sites:	Bassin versant		Estuaire aval	Ile Nouvelle				
<i>Maillons</i>	Dordogne	Garonne	Royan	UG3	UG5	UG5D	UG6	
Macrocrustacés				-20,42 ±0,88	-19,50 ±1,33	-23,45 ±1,84	-18,99 ±2,18	
Débris végétaux				-27,85 ±1,27	-30,32 ±1,10	-27,24 ±0,78	-29,02 ±0,90	
Poissons				-24,38 ±1,73	-24,66 ±2,34	-23,98 ±2,84	-20,42 ±3,44	
Invertébrés benthiques				-23,80 ±2,43	-26,28 ±1,79	-25,43 ±2,59	-17,09 ±0,22	
Macrophytes				-27,70 ±1,21	-28,02 ±1,74	-28,69 ±1,04	-30,48 ±1,78	
Matière Organique Particulaire	-26,02 ±0,05	-25,96 ±0,09	-25,51 ±0,29	-30,02 ±2,88	-28,68 ±0,87	-27,12 ±0,76	-26,94 ±1,08	
Microphytobenthos				-25,48 ±0,44	-26,04 ±1,04	-25,35 ±0,39	-24,86 ±0,29	
Zooplancton				-27,20 ±0,41	-24,70 ±1,16	-25,38 ±0,40	-25,68 ±1,42	

2019		$\delta^{15}\text{N}$						
Sites:	Bassin versant		Estuaire aval	Ile Nouvelle				
<i>Maillons</i>	Dordogne	Garonne	Royan	UG3	UG5	UG5D	UG6	
Macrocrustacés				11,53 ±0,23	10,18 ±0,83	11,45 ±0,89	11,46 ±1,03	
Débris végétaux				2,81 ±0,36	2,50 ±0,37	4,99 ±1,96	6,30 ±1,08	
Poissons				11,74 ±1,37	11,02 ±1,49	9,96 ±2,14	10,93 ±2,63	
Invertébrés benthiques				9,48 ±0,71	7,52 ±1,23	9,06 ±1,96	9,44 ±1,87	
Macrophytes				5,98 ±3,12	6,35 ±3,42	8,48 ±1,64	4,70 ±2,20	
Matière Organique Particulaire	5,01 ±0,05	5,37 ±0,53	3,76 ±0,36	6,42 ±0,67	4,78 ±1,62	5,36 ±2,19	5,44 ±0,83	
Microphytobenthos				4,42 ±0,22	4,92 ±0,39	4,98 ±0,54	4,82 ±0,18	
Zooplancton				8,18 ±0,26	8,01 ±1,70	7,64 ±0,07	6,75 ±1,43	

ANNEXE 1 suite

2021		$\delta^{13}\text{C}$						
Sites:	Bassin versant		Estuaire aval	Ile Nouvelle				
<i>Maillons</i>	Dordogne	Garonne	Royan	UG3	UG5	UG5D	UG6	
Macrocrustacés				-25,27 ±0,20	-22,42 ±1,31	-23,55 ±0,75	-20,72 ±2,29	
Débris végétaux				-27,91 ±0,70	-29,78 ±1,34	-28,01 ±0,34	-28,95 ±1,63	
Poissons				-26,33 ±1,22	-22,99 ±1,68	-19,88 ±0,54	-20,84 ±1,68	
Invertébrés benthiques				-26,80 ±4,45	-24,47 ±1,20	-23,55 ±5,81	-21,87 ±5,15	
Macrophytes				-29,77 ±1,36	-26,76 ±3,38	-29,43 ±2,13	-29,18 ±1,88	
Matière Organique Particulaire	-27,97 ±1,50	-25,02 ±1,44	-29,09 ±1,79	-29,60 ±2,13	-27,46 ±1,10	-27,96 ±0,76	-27,33 ±0,34	
Microphytobenthos				-26,28 ±0,48	-26,87 ±1,03	-26,43 ±1,19	-27,22 ±0,75	
Zooplancton				-31,94 ±2,27	-22,42 ±1,12	-27,23 ±0,26	-26,00 ±0,55	

2021		$\delta^{15}\text{N}$						
Sites:	Bassin versant		Estuaire aval	Ile Nouvelle				
<i>Maillons</i>	Dordogne	Garonne	Royan	UG3	UG5	UG5D	UG6	
Macrocrustacés				11,16 ±0,05	11,24 ±0,89	11,13 ±0,47	11,17 ±0,51	
Débris végétaux				3,49 ±1,05	2,82 ±2,85	5,60 ±2,11	3,46 ±1,12	
Poissons				12,25 ±0,95	12,13 ±1,22	9,94 ±1,68	12,55 ±0,82	
Invertébrés benthiques				8,60 ±1,36	10,33 ±1,10	10,70 ±2,65	9,93 ±1,27	
Macrophytes				6,50 ±3,10	6,91 ±1,31	7,97 ±1,59	5,72 ±1,61	
Matière Organique Particulaire	4,09 ±1,62	5,19 ±2,39	4,71 ±0,09	6,30 ±1,12	4,53 ±0,85	4,21 ±0,51	4,52 ±0,22	
Microphytobenthos				4,02 ±0,33	4,17 ±0,47	4,20 ±0,43	4,06 ±0,42	
Zooplancton				8,06 ±0,83	8,81 ±1,01	11,52 ±0,30	11,57 ±0,26	