



Projet Seine-Aval 6 **SARTRE**

« Seine-Amont : Réseaux trophiques
estuariens »

Février 2024

Coordination : Michèle Tackx et Evelyne Buffan-Dubau

Co-Auteurs : F. Azémar, A. Bernard, E. Bou, N. Chauvel, Y. Copard,
P. Claquin, J.C. Dauvin, A. Huguet, R. Lafite, E. Parlanti, J.P. Pezy.



TABLE DES MATIERES

RESUME EXECUTIF	4
REMERCIEMENTS	11
SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET	12
1. INTRODUCTION	14
1.1. Contexte et historique	14
1.2. Objectifs	16
2. ORGANISATION DU PROJET, PRESENTATION DU RAPPORT ET DES ANNEXES	18
2.1. Campagnes d'échantillonnages	18
2.2. Gestion des données et concertation	19
2.3. Présentation du rapport et des annexes	20
3. RESULTATS ET DISCUSSIONS	23
3.1. Campagnes bimestrielles	23
3.1.1. Dynamique du phytoplancton	24
3.1.2. Dynamique des matières organiques	31
3.1.2.1. Dynamique des matières organiques particulières	31
3.1.2.2. Dynamique des matières organiques dissoutes	34
3.2. Campagnes communes	42
3.2.1. Les facteurs environnementaux	42
3.2.2. Les matières en suspension	46
3.2.2.1. Caractéristiques physiques	46
3.2.2.2. Concentration, composition et distribution	49
3.2.3. Les matières dissoutes : composition et distribution	57
3.2.3.1. Les exopolysaccharides S-EPS	57
3.2.3.2. Propriétés optiques des matières organiques dissoutes	58
3.2.4. Le phytoplancton : distribution, composition, diversité	63
3.2.5. Le zooplancton : distribution, composition, diversité	66
3.2.6. Le suprabenthos : distribution, composition, diversité	71
3.3. Le fonctionnement trophique	73

3.3.1. Production primaire	74
3.3.2. Broutage par le zooplancton	74
3.3.3. Signatures isotopiques et C:N	77
3.3.4. Prédation par le suprabenthos	83
3.4. Le cycle du carbone	84
4. DISCUSSION GENERALE ET LIENS AVEC LES FONCTIONNALITES PRIORITAIRES DE RESTAURATION DE LA SEINE	90
4.1. Les fonctions de soutien de la vie des organismes	90
4.2. Les fonctions biogéochimiques	92
4.3. Les fonctions hydro-morphologiques	93
5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	94
6. LISTE DES ILLUSTRATIONS	95
7. LISTE DES TABLEAUX	99
8. GLOSSAIRE	100
9. PRODUCTION SCIENTIFIQUE ET FORMATION PAR LA RECHERCHE	101
10. LISTE DES RAPPORTS ANNEXES	103
11. BIBLIOGRAPHIE	104

RESUME EXECUTIF

⇒ Objectifs

Le projet SARTRE a pour but de combler les **lacunes sur les connaissances du domaine pélagique en amont du Pont-de-Tancarville** et de situer ces apports de données dans l'ensemble de l'écosystème de l'estuaire de la Seine. Ces données (anciennes et nouvelles) doivent aider à **élucider les facteurs de contrôles du fonctionnement trophique pélagique** et les dépendances entre les différents niveaux trophiques et leurs flux. La **quantification du cycle du carbone** devrait permettre une vision synthétique du fonctionnement du milieu pélagique le long du continuum amont-aval.

⇒ Matériels et Méthodes

Le projet SARTRE a étudié la composition, les concentrations et la distribution spatio-temporelle des matières et quantifié les flux trophiques essentiels entre Honfleur et Rouen. Quatorze campagnes bimestrielles se sont déroulées de mars 2019 à juillet 2021 dans le cadre de SARTRE, auxquelles se sont ajoutées cinq campagnes en 2022, couvrant treize à quatorze stations, échantillonnées en surface, pour étudier le compartiment phytoplanctonique et les matières organiques dissoutes et particulaires. Les communautés de consommateurs (zooplancton et suprabenthos) et le fonctionnement trophique ont été spécifiquement étudiés au cours de cinq campagnes communes à tous les partenaires entre juin 2019 et juin 2022 aux quatre stations estuariennes de Tancarville, Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux et Oissel, pour des coefficients de marée moyens et hors période de crue. Une cinquième station, Les Andelys, située en zone fluviale, en amont du barrage de Poses a été échantillonnée afin de caractériser les matières en provenance de cette zone (Fig. 1).



Fig. 1. Tronçon d'échantillonnage des campagnes bimestrielles, stations des campagnes communes (points rouges), du site de clapage des sédiments (point bleu) et des tronçons des campagnes poissons (rectangles jaunes).

Les travaux menés dans le projet SARTRE ont en plus servi de socle pour l'étude des effets des clapages de sédiments dragués en amont de la Seine par HAROPA port de Rouen. Le rapport de ces recherches constitue l'ANNEXE III du rapport.

Un complément intitulé « Fonctionnalité trophique de l'estuaire vis-à-vis d'un poisson emblématique pélagique : l'éperlan (*Osmerus eperlanus* L.) » a également été mis en place en juillet 2020, assuré par la Cellule de Suivi du Littoral Normand. Les résultats du suivi DCE poissons sont comparés avec des mesures faites autour du site de la Pâturage-aux-rats pour y évaluer les effets des clapages (ANNEXE IV). Des analyses de contenus digestifs de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté permettront de compléter le bilan trophique SARTRE jusqu'aux niveaux des prédateurs supérieurs (ANNEXE V).

⇒ Résultats

Les campagnes bimestrielles ont montré que les efflorescences des communautés phytoplanctoniques sont dues, au printemps, à des diatomées, qui deviennent progressivement limitées par la concentration en silice. Plus tard dans l'année, on observe des blooms de pico- et nanoplancton, essentiellement de chlorophytes.

La productivité primaire particulaire moyenne assurée par les communautés phytoplanctoniques varie de 9,8 à 57,6 g C m⁻² an⁻¹ (Fig. 2). On observe une augmentation de la production entre Tancarville et Mesnil/Jumièges et une baisse entre La Bouille et Val-des-Leux. Cette productivité phytoplanctonique ne se traduit pas forcément par une accumulation de biomasse concomitante dans l'estuaire. Ainsi, en amont de Val-des-Leux, la production augmente, tandis que la biomasse diminue (Fig. 2). Ceci suggère l'importance de la sédimentation et/ou des processus trophiques (voir plus loin).

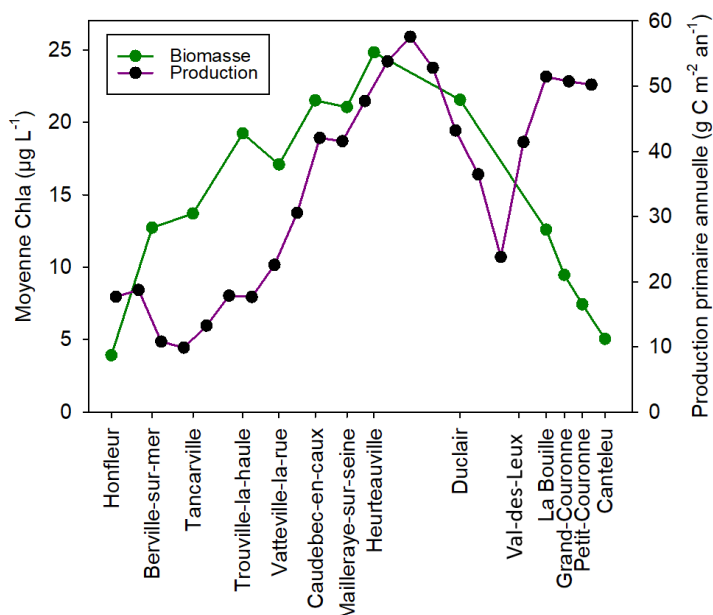


Fig. 2. Moyenne annuelle de production primaire et biomasse phytoplanctonique (en termes de Chla) entre Honfleur et Canteleu.

Les campagnes communes ont permis des échantillonnages en surface et près du fond à trois phases de marée. Les résultats montrent que les biomasses phytoplanctoniques (Chla) sont comparables au fond et en surface, traduisant un mélange vertical important (Fig. 3).

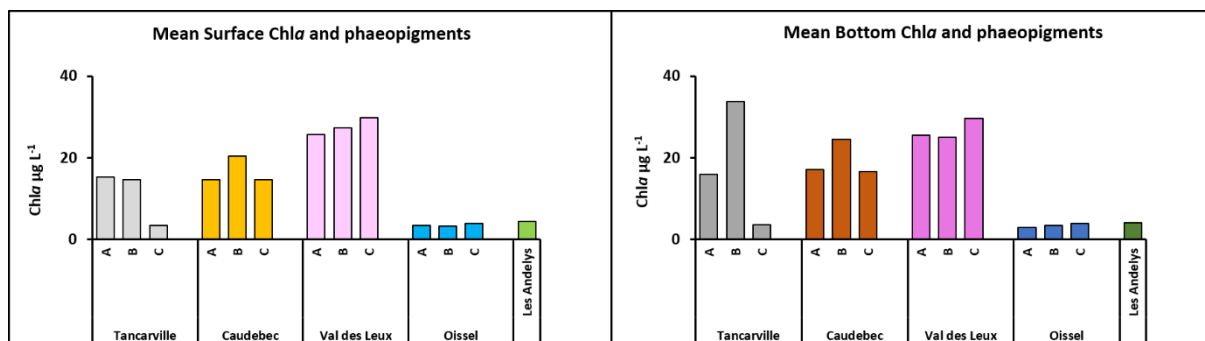


Fig. 3. Biomasse phytoplanctonique sur les 5 stations en surface et au fond. Valeurs moyennées sur les 5 campagnes communes. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages à différentes phases de marée réalisés sur chaque station dans la même journée.

En ce qui concerne les organismes, les résultats des campagnes communes montrent l'existence de deux communautés biologiques spatialement distinctes : une en aval, dominée par des diatomées, des copépodes calanoïdes et la mysidacé *Neomysis integer* (stations Tancarville et Caudebec-en-Caux) et une en amont, avec une proportion plus importante de cryptophycées et d'algues vertes, de copépodes cyclopoïdes et de cladocères, et très peu de suprabenthos (stations Oissel et Les Andelys). Les communautés de phytoplancton et zooplancton sont similaires à Oissel et Les Andelys, tandis que les organismes arrivant de la Seine fluviale survivent bien jusqu'à Oissel, mais pas beaucoup plus en aval. La zone aux alentours de Val-des-Leux est donc non seulement caractérisée par une baisse de la production primaire, mais forme également la limite de distribution spatiale entre les communautés 'aval' et 'amont'.

Les transferts trophiques vers le zooplancton et le suprabenthos ont été quantifiés par différentes méthodes complémentaires. Les résultats montrent qu'en aval (stations Tancarville-Caudebec) la chaîne herbivore (c'est-à-dire la consommation de phytoplancton par le mésozooplancton, qui est essentiellement constitué du copépode *Eurytemora affinis*) est importante. Le suprabenthos quant à lui consomme majoritairement du détritus. En amont (stations Oissel-Val-des-Leux) nous avançons l'hypothèse qu'il y a, en plus de la chaîne herbivore, une boucle microbienne plus importante (Fig. 4). La pression de grazing exercée sur le phytoplancton par ce double circuit pourrait expliquer le découplage entre la production primaire et la biomasse phytoplanctonique montré en Fig. 2. En effet, la communauté zooplanctonique consomme de < 1 à $17 \text{ \% jour}^{-1}$ de la biomasse phytoplanctonique et < 1 à $83 \text{ \% jour}^{-1}$ de la production primaire en amont, contre < 1 à 3 et < 1 à $21 \text{ \% jour}^{-1}$ en aval.

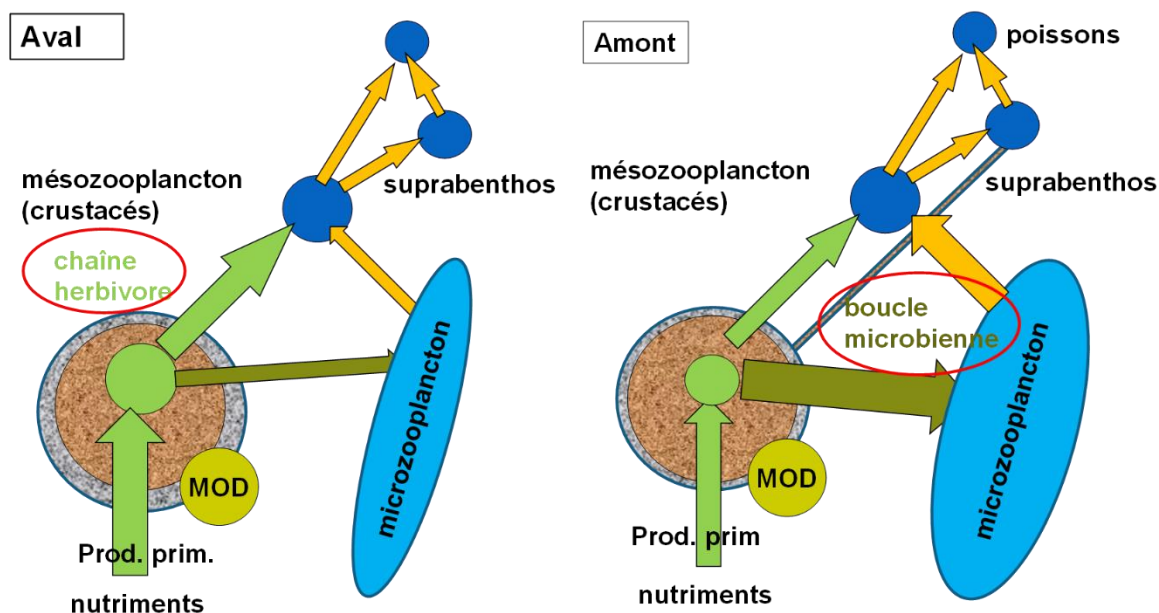


Fig. 4. Schéma du fonctionnement trophique hypothétique basé sur les résultats SARTRE. Un système essentiellement de chaîne herbivore associée à un transfert de détritus vers le suprabenthos en aval (Tancarville - Caudebec) et une boucle microbienne plus importante en amont (Oissel - Val-des-Leux).

Les résultats combinés des campagnes bimensuelles concernant les analyses géochimiques et moléculaires effectuées sur les Matières Organiques Particulaires (MOP ; particules > 0,7 μm) et Dissoutes (MOD ; particules < 0,7 μm) corroborent en grande partie les résultats sur les communautés.

Les signatures isotopiques et moléculaires de la MOP permettant de tracer l'origine de ce matériel montrent sa forte variabilité spatiale le long de l'estuaire. Ainsi, le matériel d'origine continentale arrivant par la Seine fluviale se dilue le long de l'estuaire, suite au mélange des masses d'eaux amont et marines (Fig. 5). En effet, les MOP d'origine continentale sont naturellement appauvries en ^{13}C (-30 ‰ à -25 ‰) par rapport aux MOP d'origine marine (entre -21 ‰ et -18 ‰). L'indice moléculaire BIT, qui se comporte inversement à la signature $\delta^{13}\text{C}$, indique la même tendance. Nos résultats ont par ailleurs montré la variabilité temporelle marquée des propriétés de la MOP. A bas débit (< 250 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, principalement l'été), la progression de la masse d'eau marine en estuaire est plus importante qu'à haut débit, expliquant cette dilution progressive du matériel provenant de l'amont. A haut débit (principalement en hiver), la limite de l'influence marine dans l'estuaire se déplace vers l'aval, permettant à la MO terrigène d'origine fluviale d'être transportée plus loin dans l'estuaire qu'en conditions de bas débit. Enfin, à l'amont, le fait que les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP soient plus négatives en périodes de bas débit qu'en période de haut débit suggère que la part du matériel d'origine phytoplanctonique augmente par rapport à celle d'origine terrestre.

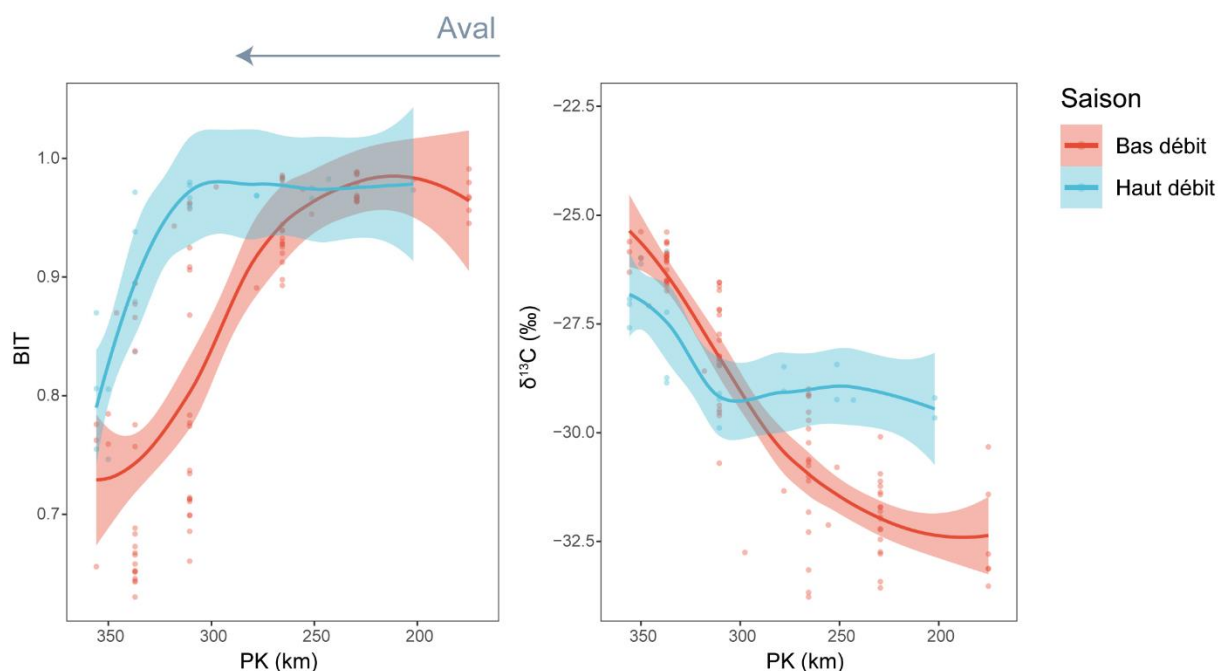


Fig. 5. Variation spatio-temporelle de deux indices traçant les apports de matière organique terrigène le long de l'estuaire : l'indice BIT, basé sur l'abondance relative de molécules d'origine microbienne, les tétraéthers (gauche) et le $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP (droite). Les données sont présentées en fonction du débit de la Seine (haut débit, $> 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; bas débit, $< 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Les propriétés optiques des MOD, déterminées par analyses spectrales, montrent également des différences spatiales. Ainsi, l'indice d'humification HIX qui estime le degré de maturation des MOD et représente notamment le matériel d'origine terrestre, augmente de l'amont vers l'aval (Fig. 6). L'indice d'activité biologique (BIX), indiquant la présence de matière organique fraîchement produite dans le milieu, est, au contraire plus élevé à Val-des-Leux et Oissel que sur les stations plus en aval (Fig. 6). Ceci traduit donc des sources et processus de transformation différents le long de l'estuaire de Seine.

Plusieurs indices optiques atteignent des valeurs maximales ou minimales (par exemple, HIX et BIX, Fig.6) à Val-des-Leux. Ces éléments conduisent à spéculer qu'il s'agit là d'une zone de circulation locale et de sédimentation.

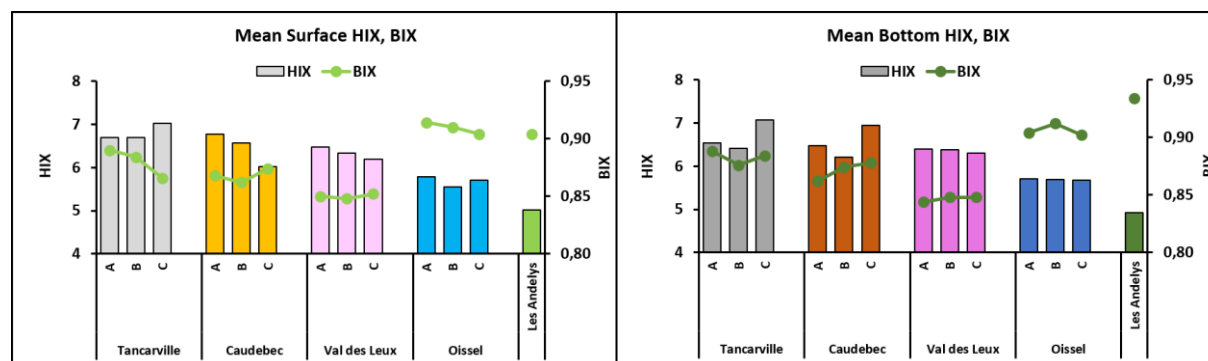


Fig. 6. Indices HIX (MOD aromatique, mature et hydrophobe) et BIX (production in situ) sur les 5 stations en surface et au fond. Valeurs moyennées sur les 5 campagnes communes.

A, B, C indiquent les 3 échantillonnages à différentes phases de marée réalisés sur chaque station dans la même journée.

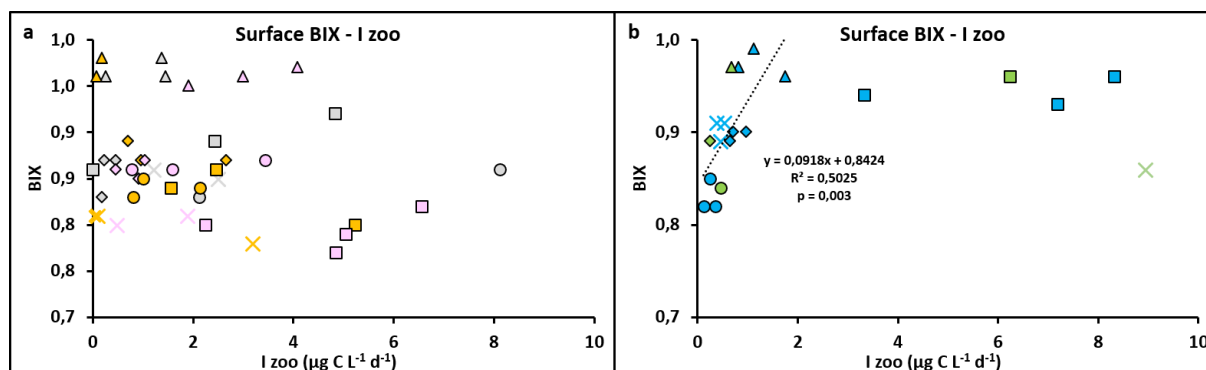


Fig. 7. Exemple de corrélation entre un indice écologique (ingestion du zooplancton (I) et un indice biochimique (BIX, activité biologique). Cette corrélation n'est pas significative aux stations Tancarville, Caudebec, Val-des-Leux (a) et significative pour des valeurs de $I < 2$ à Oissel et aux Andelys (b).

Il est intéressant de noter que les résultats montrent plusieurs corrélations statistiquement significatives entre des données écologiques et biochimiques. Ces analyses multidisciplinaires présentent un potentiel prometteur pour la caractérisation des masses d'eau, leur fonctionnement biogéochimique et la détection de zones remarquables, à mieux considérer pour la gestion de l'estuaire. La compréhension du fonctionnement de la zone pélagique nécessitera également un couplage avec des études hydro-sédimentaires.

Afin de pouvoir, à l'avenir, situer le fonctionnement de l'estuaire de la Seine dans un contexte estuarien plus large, les résultats ont été intégrés dans un bilan de carbone. Un schéma de ce bilan est présenté dans la Fig. 8.

Ce bilan a également intégré les exo-polysaccharides. Effectivement, la concentration des exo-polysaccharides liés aux particules (B-EPS) constituent à plusieurs stations / mois une fraction aussi importante du Carbone Organique Particulaire (COP) que le phytoplancton. Leur concentration diminue de l'aval vers l'amont en surface et reste environ constante en profondeur.

Le COP représente ainsi en moyenne 22,7 % du stock de carbone organique de la colonne d'eau, le COD 77,3 %. Le Carbone Organique Dissous (COD) est constitué en moyen de 13 % d'exopolysaccharides solubles.

L'analyse de ce bilan de carbone révèle de nouveau des particularités à Val-des-Leux : des valeurs particulièrement fortes au fond combinées à un stock important de carbone phytoplanctonique (Fig. 8).

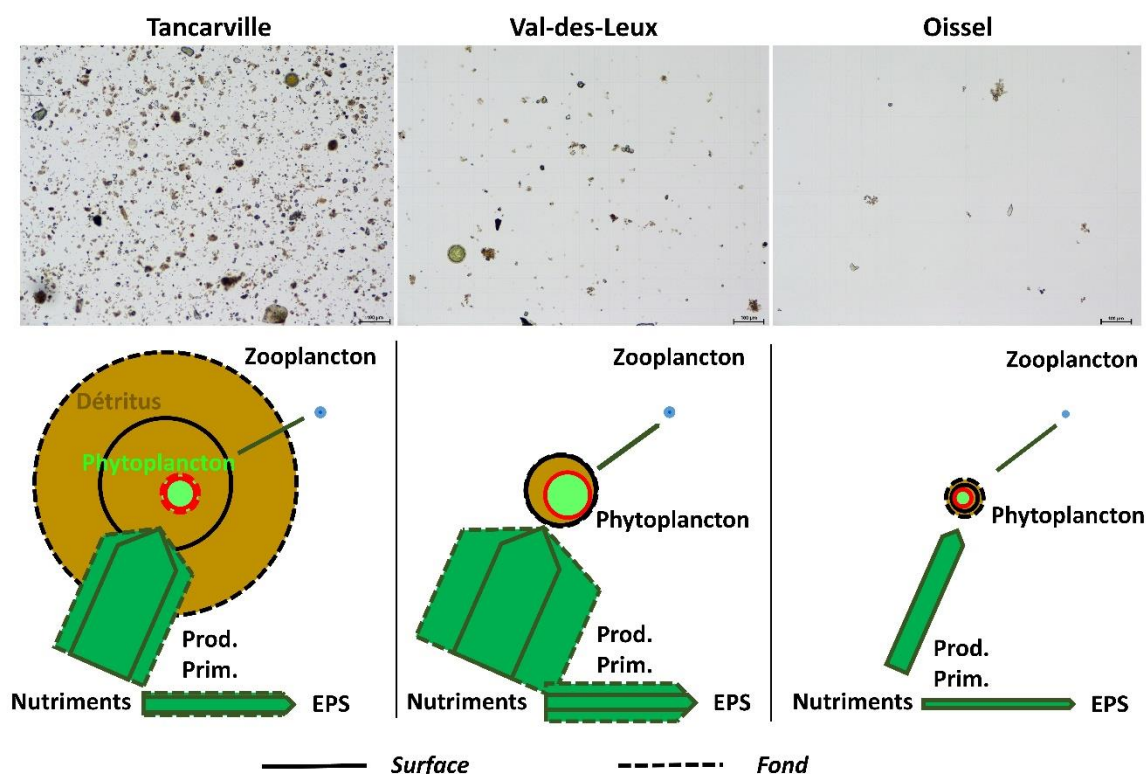


Fig.8. Schéma de synthèse du bilan carbone basé sur les résultats SARTRE. Il représente, à la même échelle pour 3 stations représentatives du gradient aval-amont de l'estuaire (Tancarville, Val-des-Leux et Oissel), les stocks moyens (cercles) et les flux moyens de carbone (flèches) calculés avec l'ensemble des données, en surface et au fond. Pour chaque station, la photographie d'un échantillon d'eau brute illustre l'aspect et l'abondance des matières en suspension (barre d'échelle = 100 μ m). Les stocks de détritus, de phytoplancton et de zooplancton, d'une part, les flux de carbone par production primaire particulaire et dissoute et par consommation du zooplancton d'autre part, sont représentés de façon proportionnelle, avec la même échelle pour les 3 stations.

⇒ Conclusion

Les résultats de SARTRE enrichissent les connaissances sur les niches de distribution des communautés vivantes entre Honfleur et Les Andelys et amènent certains éléments de délimitation des niches écologiques des organismes. Par exemple, des limitations en nutriments ont été identifiées pour les communautés phytoplanctoniques (la silice pour les diatomées, le phosphore pour les taxons non silicifiés). La salinité semble le facteur limitant le développement du suprabenthos en amont. D'autres distributions d'organismes restent à comprendre, comme par exemple pourquoi le calanoïde *Eurytemora affinis* ne se développe quasiment pas en amont de Val-des-Leux.

Les résultats du projet SARTRE indiquent, au sein de l'estuaire, l'existence de systèmes écologiques avec des communautés biologiques et des fonctionnements trophiques différents entre l'aval et l'amont avec une zone intermédiaire entre Duclair et La

Bouille où les caractéristiques particulières pourraient résulter de processus hydro-sédimentaires.

SARTRE a fourni une très grande quantité de données, qui sont compilées dans deux bases de données complètes et fonctionnelles (disponible à la demande via le GIP Seine-aval), toutefois, le temps imparti ne nous a pas permis de les exploiter totalement.

⇒ Principales perspectives

Afin de bien préparer de nouvelles actions sur le terrain, il serait souhaitable de prendre le temps d'analyser les données de SARTRE plus en détail. Parmi les axes à exploiter, il y a les relations entre les différents facteurs environnementaux, biogéochimiques et écologiques, en distinguant la part de variabilité purement spatiale et la part liée aux autres facteurs environnementaux. Ceci permettrait d'élucider plus spécifiquement les facteurs de contrôle des processus écologiques. Une attention particulière sera à apporter à la zone entre Duclair et La Bouille, pour laquelle les résultats des différentes disciplines et méthodes convergent à démontrer des spécificités propres à cette zone, différentes de celles du reste du tronçon étudié au cours du projet SARTRE.

Le potentiel du couplage des données biologiques/écologiques avec les indicateurs biogéochimiques qui est illustré dans ce rapport mérite d'être approfondi et forme un argument fort pour continuer de tels programmes multidisciplinaires. L'exploitation des combinaisons de marqueurs biogéochimiques et de données biologiques/écologiques contribuera à la détection des processus d'intérêts pour la gestion de l'estuaire.

Du point de vue pratique, l'organisation des campagnes communes s'est montrée assez compliquée compte tenu des contraintes logistiques et des emplois du temps des participants. Il serait donc fortement souhaitable de combiner toutes les mesures sur des campagnes bimestrielles, de préférence couplées avec des campagnes saisonnières pour le suprabenthos (et le zooplancton).

REMERCIEMENTS

La mise à disposition du bateau et des laboratoires M2C ainsi que l'aide à bord de Romain Levaillant et Michel Simon, ont été essentiels à la réussite des campagnes communes.

Nous remercions l'AESN d'avoir accepté de nous accueillir sur les campagnes bimestrielles. Nous remercions Alban Legardien de Navigation Normande pour les embarquements en 2019 et 2020 et pour sa bonne humeur, la CSLN et STO Logistique pour les embarquements de 2021 et 2022.

Nous remercions les membres du Conseil de l'estuaire avec qui les échanges ont contribué à la réussite scientifique de ce projet.

Nos remerciements vont également aux membres des comités de suivi SARTRE pour leurs remarques et conseils.

Nous tenons à remercier le personnel du GIP Seine-aval et ses financeurs pour le soutien continu qui a permis de réaliser le projet SARTRE, même pendant la période « covid ». Merci à Nicolas Bacq pour les nombreux échanges efficaces.

SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE AU PROJET

Equipe 1

Laboratoire : Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (EcoLab, devenu LEFE depuis 2021), UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT)

1. Coordinateur scientifique : Michèle Tackx (michele.tackx@univ-tlse3.fr) et Evelyne Buffan-Dubau (evelyne.buffan-dubau@univ-tlse3.fr)
2. techniciens/ingénieurs : Frédéric Azémar (IGR Univ. Toulouse 3) ; Elisa Bou (IE CDD), Anaëlle Bernard (IGE CDD) ; Claudine Sossou (IGE CDD) ; Julien Ovaert (IGE CDD) ;
3. autres étudiants, stagiaires : Jeanne Legendre (M2) ; Céleste Mouth (M2) ; Léa LERAY (L3, M1, IGE CDD)

Pour certains aspects du projet SARTRE, le LEFE et EPOC ont collaboré avec le Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences (LOG) UMR 8187 CNRS-Lille-ULCO (<http://log.univ-littoral.fr>), notamment pour les tests de tolérance d'*E. affinis* en laboratoire dans le cadre de la partie 'Clapage' (cf. Annexe 2) qui ont été réalisés par l'équipe du Pr. Sami Souissi du LOG.

Equipe 2

Laboratoire : Biology of Aquatic Organisms and Ecosystems (BOREA), Université de CAEN - Basse Normandie, Institut de Biologie Fondamentale et Appliquée

1. Coordinateur scientifique : Claquin Pascal (pascal.claquin@unicaen.fr)
2. chercheurs (ou équivalents) permanents : Francis Orvain (MC Caen) ; Pascal Lopez (DR CNRS Paris)
3. doctorants : Léon Serre-Fredj
4. techniciens : Orianne Jolly (IGE CREC) ; Léo Chasselin (AI, CDD, T CREC)

Equipe 3

Laboratoire : UMR « Milieux Environnementaux, Transferts et Interactions dans les hydrosystèmes et les Sols » (METIS), Sorbonne Université, Paris, France

1. Coordinateur scientifique : Arnaud Huguet (arnaud.huguet@sorbonne-universite.fr)
2. doctorants : Zhe-Xuan Zhang (en collaboration avec EPOC)
3. techniciens : Christelle Anquetil (IGE CNRS) ; Emmanuel Aubry (AI Sorbonne Université)

Equipe 4

Laboratoire : « Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux » (EPOC), UMR 5805 CNRS, Université de Bordeaux.

1. Coordinateur scientifique : Edith Parlanti (edith.parlanti@u-bordeaux.fr)
2. doctorants : Zhe-Xuan Zhang (en collaboration avec METIS)
3. techniciens /ingénieurs : Mahaut Sourzac (T Université de Bordeaux) ; Zoé Hayet (T Université de Bordeaux)

Equipe 5

Laboratoire : Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C)

1. Coordinateur scientifique : Robert Lafite (robert.lafite@univ-rouen.fr)
2. chercheurs (ou équivalents) permanents : Jean-Claude Dauvin (Pr. Em Univ. Caen Normandie), Yoann Copard (MCF Univ. Rouen Normandie) ; Julien Deloffre (MCF Univ Rouen Normandie), Jean-Philippe Pezy (CDD puis CR CNRS)
3. doctorants : Nathan Chauvel (M1, M2 et participation partielle en tant que doctorant sur autre thématique)
4. techniciens/ingénieurs : Magalie Legrain (AI CNRS) ; Julie Gonand (IGE Univ Rouen Normandie) ; Michel Simon (T Univ. Rouen Normandie) Romain Levallant (T Univ. Rouen Normandie)

Autres collaborateurs : partenaires dans le cadre de la partie 'suivi de Clapage'

Equipe 6

Laboratoire : Cellule du Suivi du Littoral Normand, CSLN

1. Coordinateur scientifique : Dr. Sylvain Duhamel (sylvain.duhamel@csln.fr)

Equipe 7

Laboratoire : Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences (LOG) UMR 8187 CNRS-Lille 1-ULCO (<http://log.univ-littoral.fr>)

1. Coordinateur scientifique : Sami Souissi (sami.souissi@univ-lille.fr)
 2. chercheurs (ou équivalents) contractuels : Shagnika Das (IGE CDD)
- techniciens/ingénieurs : Capucine Bialais (IGE CDD)

INTRODUCTION

1.1. Contexte et historique

Les orientations de recherche de la 6^{ème} phase des projets de recherche Seine-Aval sont centrées sur le maintien ou la réhabilitation de la fonctionnalité écologique estuarienne, en adéquation avec les ambitions de développement économique et les multiples activités intervenant dans l'estuaire et son bassin versant.

En ce qui concerne le domaine pélagique, la qualité de l'eau suivie par l'AESN depuis 1970 (AESN), s'est beaucoup améliorée au cours des dernières décennies grâce à l'assainissement des eaux usées urbaines (Fisson, 2014 ; Romero et al., 2016), bien qu'on y observe toujours des flux d'azote problématiques, notamment de nitrates (GIP Seine-Aval).

Le couplage des données issues de suivis réguliers à des modèles de gestion, comme GRAFS-Sénèque/Riverstrahler développé pour la Seine (Garnier, 2018), a permis d'analyser le fonctionnement actuel de l'estuaire, d'évaluer les effets de la Directive Cadre Eau européenne (Journal officiel des Communautés européennes, 2000) et de simuler des scénarios futurs selon des choix socio-politiques. Afin d'arriver à une compréhension plus complète du fonctionnement du système, de ses points vulnérables et de son potentiel écologique, le GIP Seine-Aval a soutenu plusieurs projets de recherche, qui ont permis d'obtenir des données sur plusieurs aspects de l'écologie de l'estuaire de la Seine. Nous résumons ici les observations et questionnements principaux qui ont été à la base du projet SARTRE.

La particularité des réseaux trophiques de la zone pélagique des estuaires est qu'ils se déroulent dans un milieu à très forte concentration en MES (ex : Sobczak et al., 2002 ; Guinder et al., 2009). Il est connu que les concentrations en MES en amont de l'estuaire de la Seine sont nettement moins élevées qu'en aval (Druine et al., 2016) et que la distribution de taille des MES diffère entre le secteur du bouchon vaseux (aux alentours de Fatouville) et l'amont (Druine et al., 2018).

Les parties inorganiques et organiques des MES influent significativement sur les conditions de vie des organismes pélagiques ainsi que sur les processus trophiques, de la production primaire au broutage par le zooplancton et la prédation par les niveaux supérieurs (suprabenthos, poissons). La matière allochtone est généralement considérée comme ayant une valeur nutritive moindre que le phytoplancton ou le micro-phytobenthos d'origine autochtone (Sobczak et al., 2002). La concentration en COD, en particulier en composés colorés, ainsi que les MES influencent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et donc la production primaire (Pettersson et al., 1997).

Dans l'estuaire de la Seine, les valeurs du rapport C/N des MOP et la signature en isotopes stables montrent que les MOP et les MOD entre Caudebec-en-Caux et Honfleur résultent du mélange de matériel terrigène et autochtone (produit dans la partie fluviale ou marine) (MOSAIC, Huguet (coord) et al., 2018). La biodisponibilité des MOP pour les niveaux trophiques supérieurs dépend donc principalement de l'origine des MOP et plus particulièrement de leur teneur en phytoplancton, ressource sélectionnée par beaucoup d'organismes planctoniques (Tackx et al., 1995 ; Tackx et al., 2003 ; Cabrol et al., 2015).

En milieu estuarien, les détritiques et les MOD nourrissent généralement une boucle microbienne importante, incluant plusieurs organismes micro-zooplanctoniques (nanoflagellés hétérotrophes, ciliés, rotifères) (Soetaert and Herman, 1995 ; Guenther et al., 2017). Dans la Seine, les concentrations et les caractéristiques des MOP et MOD montrent des fortes variations spatio-temporelles dont l'influence sur le déroulement du réseau trophique n'avait pas été étudiée avant 2019 (MOSAIC, Huguet (coord) et al., 2018).

Le projet PROUESSE (PROUESSE, Claquin (coord) et al., 2018) a mis en évidence le rôle des gradients de turbidité et de salinité sur la production primaire phytoplanctonique. Les apports phytoplanctoniques de la baie, en aval de Tancarville, permettent une production primaire importante en aval de l'estuaire. Il a été mis en évidence que le phytoplancton présent au fond se maintenait dans un bon état physiologique et qu'il représentait une ressource trophique de qualité pour le zooplancton et la faune benthique (Napoléon and Claquin, 2012 ; Morelle et al., 2017 ; Morelle et al., 2018). En Seine aval, la production primaire n'apparaît pas limitée par la concentration en sels nutritifs mais des excès de nitrates occasionnent des déséquilibres des rapports élémentaires qui peuvent affecter la croissance phytoplanctonique. Les rapports entre les éléments sont traditionnellement décrits par les rapports de Redfield (Redfield, 1958). En effet, au sein du plancton marin, la stœchiométrie (rapport atomique entre le Carbone, l'Azote et le Phosphore C:N:P) présente une importante similarité (106:16:1) connue sous le nom de rapport de Redfield. De nombreuses études ont démontré que les écarts au rapport de Redfield affectent non seulement la production primaire mais également, la composition spécifique des communautés de microalgues planctoniques. La dystrophie est le terme employé pour qualifier ce déséquilibre des concentrations en nutriments au regard du rapport de Redfield, au sein d'un écosystème. Les rapports de Redfield sont définis pour le milieu marin, ils doivent être adaptés aux milieux estuariens et dulcicole pour être correctement interprétés. Cela peut induire des communautés phytoplanctoniques de compositions différentes, plus ou moins productives, et plus ou moins consommables par le zooplancton et donc potentiellement structurantes pour les réseaux (Garnier, 2018 ; Morelle et al., 2018). PROUESSE a également démontré l'importance potentielle des excréments de carbone sous forme d'Exopolysaccharides Transparents (TEP) et Solubles (EPS) pour le réseau trophique. Les communautés zooplanctoniques de la zone de gradient de salinité (Honfleur à Caudebec-en-Caux) ont déjà été étudiées *in situ* et en laboratoire (Mouny and Dauvin, 1996, 2002 ; Devreker et al., 2008; ZOOSEINE, Souissi (coord) et al., 2011). Des modèles de niche permettent d'évaluer les affinités spécifiques des deux espèces dominantes dans ce tronçon de la Seine, les copépodes *Eurytemora affinis* et *Acartia* spp. Les rares études du zooplancton en amont de Caudebec-en-Caux ont montré une communauté plus diversifiée qu'en aval, incluant plus de cladocères et copépodes cyclopoïdes (Akopian et al., 2002 ; Mouny and Dauvin, 2002 ; ZOOSEINE, Souissi (coord) et al., 2011).

L'activité de broutage du zooplancton a été étudiée en Seine aval dans le cadre de la thèse de Cotonnec (Cotonnec, 2001) et dans le cadre des projets ZOOGLOBAL et SENTINELLES (ZOOGLOBAL, Souissi (coord) et al., 2018 ; ZOOSEINE, Souissi (coord) et al., 2021). Les résultats suggèrent une limitation de l'activité de broutage sur le phytoplancton pour des concentrations en MES > 300 mg L⁻¹.

Les communautés suprabenthiques ont été étudiées en aval de Vieux-Port (programmes Seine-Aval 1 et 2 et suivi des effets de Port 2000). Deux principales

communautés ont été identifiées : l'une marine diversifiée dominée par le mysidacé *Mesopodopsis slabberi*, des amphipodes et des cumacés et l'autre estuarienne, moins diversifiée, dominée par le mysidacé *Neomysis integer* et par les amphipodes du genre *Gammarus*. Les données acquises montrent que ce compartiment est sensible aux diminutions des débits de la Seine : la marinisation de la partie aval a donné lieu à une augmentation de la richesse en espèces mais une baisse très importante des abondances et des biomasses. Le suprabenthos de la partie en amont de Vieux-Port restait à explorer en 2019.

1.2. Objectifs

Le projet SARTRE devait, en premier lieu, contribuer à combler le manque de données sur l'estuaire amont (Tancarville-Caudebec-en-Caux-Poses). Afin de garantir la mise en relation avec les connaissances sur la partie aval, et d'arriver à une vision sur le continuum entre la zone de changement de salinité et l'eau douce de l'estuaire, le projet a été élargi avec des suivis bimestriels sur le tronçon Honfleur - Rouen et l'étude des différentes situations écologiques s'est concentrée sur le tronçon estuarien Tancarville-Oissel (5 stations) et la comparaison avec la zone pélagique fluviale en amont de Poses (Les Andelys).

Considérant les données (déjà acquises ou manquantes) explicitées en introduction et les questionnements qui en émergent, SARTRE vise à **élucider les facteurs de contrôles du fonctionnement trophique pélagique et les dépendances entre les différents niveaux trophiques et leurs flux.**

Concrètement, le projet SARTRE s'est engagé à **quantifier l'efficacité trophique des premiers maillons du réseau trophique, c'est-à-dire l'efficacité de la fonction production primaire phytoplanctonique et son transfert vers les niveaux supérieurs en fonction des forçages physiques, chimiques et biologiques de l'estuaire de Seine**, ceci à travers la quantification du cycle du carbone sur le continuum Tancarville-Oissel au cours de différentes saisons réparties sur 3 années (2019 à 2021).

La quantification de la composition des MES, MOP et MOD ainsi que l'estimation des abondances, de la composition et des activités trophiques des communautés pélagiques et suprabenthiques le long du continuum **contribueront à établir un diagnostic du fonctionnement écologique de l'estuaire de la Seine. Ce diagnostic consiste à détecter des sites/processus sollicitant une attention particulière dans le cadre de la restauration de la Seine. Dans ce cadre, les 3 axes suivants seront considérés : les fonctions au soutien de la vie des organismes, les fonctions biogéochimiques et les fonctions hydro-morphologiques.**

Les travaux menés dans le projet SARTRE ont servi de socle pour **l'étude des effets des clapages de sédiments dragués en amont de la Seine par HAROPA.** En effet, ce dernier engage une expérimentation visant à augmenter le volume de sédiments clapés dans le chenal de navigation dans le secteur de Mesnil-sous-Jumièges. Or, la modification de la turbidité dans ce secteur pourrait impacter le fonctionnement du réseau trophique. Comme expliqué précédemment, les MES constituent un facteur important de contrôle de la production primaire et de l'alimentation du zooplancton. Ainsi, en complément de SARTRE, des campagnes spécifiques ont été menées pour tenter de caractériser l'influence de cette

pratique sur le fonctionnement trophique de la colonne d'eau. Ces campagnes ont été accompagnées d'expérimentations en laboratoire qui permettront de mieux caractériser l'influence des matières en suspension sur le développement du phytoplancton et du zooplancton. **Le rapport de ces recherches constitue l'ANNEXE III du rapport.**

Un complément intitulé « Fonctionnalité trophique de l'estuaire vis-à-vis d'un poisson emblématique pélagique : l'éperlan (*Osmerus eperlanus* L.) » a également été mis en place en juillet 2020. Ce volet, assuré par la Cellule de Suivi du Littoral Normand vise tout d'abord à la réalisation d'une synthèse des connaissances acquises depuis le début des années 2000 en ciblant les eaux douces tidales. Les résultats du suivi DCE poissons seront comparés avec des mesures autour du site de clapage pour évaluer les effets des clapages (ANNEXE III) et des analyses de contenus digestifs de l'éperlan, du flet et du gobie tacheté permettront de compléter le bilan trophique SARTRE jusqu'aux niveaux supérieurs (ANNEXE IV).

ORGANISATION DU PROJET, PRESENTATION DU RAPPORT ET DES ANNEXES

2.1. Campagnes d'échantillonnages



Figure 2.1. Tronçon d'échantillonnage des campagnes bimestrielles, stations des campagnes communes (points rouges), du site de clapage des sédiments (point bleu) et des tronçons des campagnes poissons (rectangles jaunes).

Le projet est basé sur deux types de campagnes d'échantillonnages :

1. **Des suivis bimestriels** (Fig. 2.1) de la biomasse phytoplanctonique, des paramètres photosynthétiques et des facteurs physico-et géochimiques ont été entrepris à haute fréquence spatiale et temporelle entre Honfleur et Rouen. Ces mesures ont été effectuées par l'Université de Caen Normandie (BOREA & CREC) lors des campagnes de suivi par l'AESN, avec 12 stations échantillonnées à chaque campagne (voir ANNEXE pour la liste des stations). 14 campagnes ont eu lieu entre 2019 et 2021, complétées par 5 campagnes en 2022. Des prélèvements pour déterminer la qualité des MOP et MOD ont également été réalisés.

2. **Des campagnes communes**, auxquelles ont participé tous les partenaires, servent à quantifier tous les stocks et les flux considérés sur 5 stations : Tancarville, Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux, Oissel et Les Andelys (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ces campagnes communes ont été réalisées pendant la période de productivité planctonique de mai à septembre. Afin de s'affranchir de la variabilité courantologique liée à différents marnages (amplitude de marée maximale de 9,50 m au Havre), toutes les campagnes ont été organisées durant des périodes caractérisées par des valeurs de coefficient de marée moyennes (de 59 à 87) (Figure 2.1). Les débits étaient d'environ $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ lors des

campagnes d'été-automne et de $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au printemps (Figure 2.1). Ainsi, des échantillonnages ont eu lieu en juin et juillet 2019, septembre 2020 et mai et juin 2021. Une campagne supplémentaire a eu lieu pour le suprabenthos en mars 2020. Les détails chronologiques et logistiques sont présentés dans la base de données. A chaque campagne, les stations situées en aval de Poses ont été échantillonnées pendant une journée chacune, à trois phases de marée (A, B, C). Ces dernières correspondent, la plupart du temps, à jusant-flot-jusant, avec quelques échantillonnages réalisés à la pleine-mer ou basse-mer. Les résultats des 3 échantillonnages sont montrés dans les graphiques de résultats, afin de montrer la variabilité observable au cours d'une journée à chaque station, mais ne permettent pas d'étudier l'influence spécifique de la marée. L'accent du projet SARTRE est d'ailleurs mis sur la variation des situations écologiques le long du tronçon Tancarville-Oissel. Les échantillons ont été prélevés en surface et à proximité du fond. Les Andelys étant en amont du barrage de Poses, l'échantillonnage y a été réalisé une seule fois par campagne, depuis un ponton, en surface et au fond. Le suprabenthos a été échantillonné à la drague à l'étales de pleine mer, uniquement à l'aval de Poses. La coordination logistique des campagnes a été assurée par R. Lafite (M2C) et F. Azémar (LEFE) et a profité d'une grande flexibilité de la part des participants et de l'équipage du bateau de M2C.

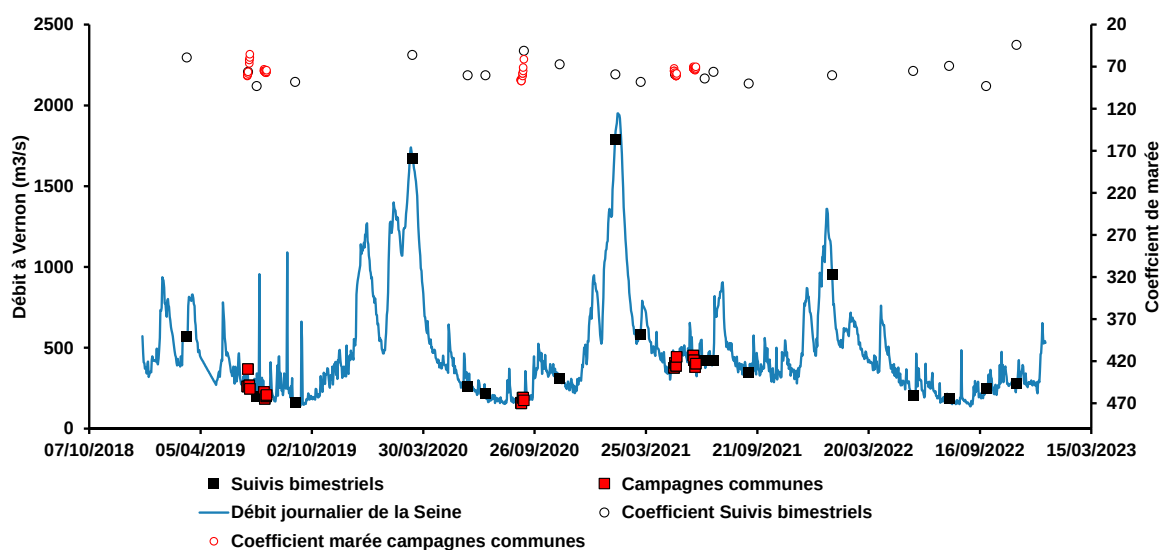


Figure 2.1 : Conditions hydrologiques lors des 5 campagnes d'échantillonnage communes : coefficients de marée (barres grises) et débit (moyenne des valeurs quotidiennes pour la durée de chaque campagne) de la Seine à Vernon (ronds noirs) ainsi que les débits min et max correspondants (barres d'erreur) (HydroPortail, Eaufrance, code station H320 0001).

2.2. Gestion des données et concertation

Afin de faciliter la mise en commun des résultats des différents partenaires, des bases de données partagées sur Google Drive ont été créées en concertation avec le GIP Seine-Aval pour les campagnes bimestrielles et les campagnes communes. Pour ces dernières, afin de faciliter l'utilisation commune des données, les échantillons ont été identifiés de façon standardisée (exemple : SAR-T-230619-A-S-MES1 : échantillon prélevé

le 23/06/2019 à Tancarville en Surface pour mesurer la quantité de MES pendant la première phase de marée échantillonnée). Une liste des facteurs physico-chimiques, biogéochimiques et biologiques présentés sur le *Drive* est donnée en ANNEXE I Tableau IV. Ces données sont consultables après demande d'autorisation au GIP Seine-Aval.

La concertation entre les partenaires, le GIP Seine-Aval et HAROPA concernant les dates des campagnes communes, les protocoles, l'analyse des données et la présentation de résultats s'est essentiellement faite par mail et par visioconférence. Au total, environ 25 réunions à distance ont eu lieu entre novembre 2019 et mars 2023. Trois comités de suivi (avec rapport) ont eu lieu (06/01/2020, 01/04/2021 et 08/04/2022).

2.3. Présentation du rapport et des annexes

Vu le grand nombre de données obtenues par le projet SARTRE, nous ne montrerons dans le corps du rapport qu'une sélection des procédures suivies et des résultats. La méthodologie utilisée sera mentionnée de façon succincte dans les sections de résultats et les détails du matériel et méthodes seront explicités en ANNEXE I.

Pour les campagnes bimestrielles, les principaux résultats sont présentés sous la forme de "*contour plots*" qui permettent de représenter la variation des paramètres le long du transect au cours du temps, entre mars 2019 et juillet 2021. Cette représentation est commode mais il ne faut pas omettre que les données sont interpolées entre les dates de prélèvement et les points d'échantillonnage.

Pour les résultats des campagnes communes, cette sélection est basée sur des analyses préliminaires. D'une part, nous avons testé si un groupement des stations par zone (aval-amont) était pertinent sur la base des facteurs environnementaux. La Figure 2.2 montre que ce n'est pas le cas. On observe, par exemple en septembre 2020, un continuum amont-aval avec pour seul regroupement les stations de Val-des-Leux et Oissel (Figure 2.2.a), alors qu'en mai 2021 (Figure 2.2.b) les stations aval (Tancarville et Caudebec-en-Caux) et amont (Val-des-Leux et Oissel) constituent deux groupes distincts. Il a donc été décidé de présenter les 5 stations dans tous les graphiques traitant du continuum. **Le code couleur et les formes utilisés respectivement pour les stations (Erreur ! Source du renvoi introuvable.) ainsi que les dates des campagnes (Figure 2.3) seront utilisés tout au long du rapport.**

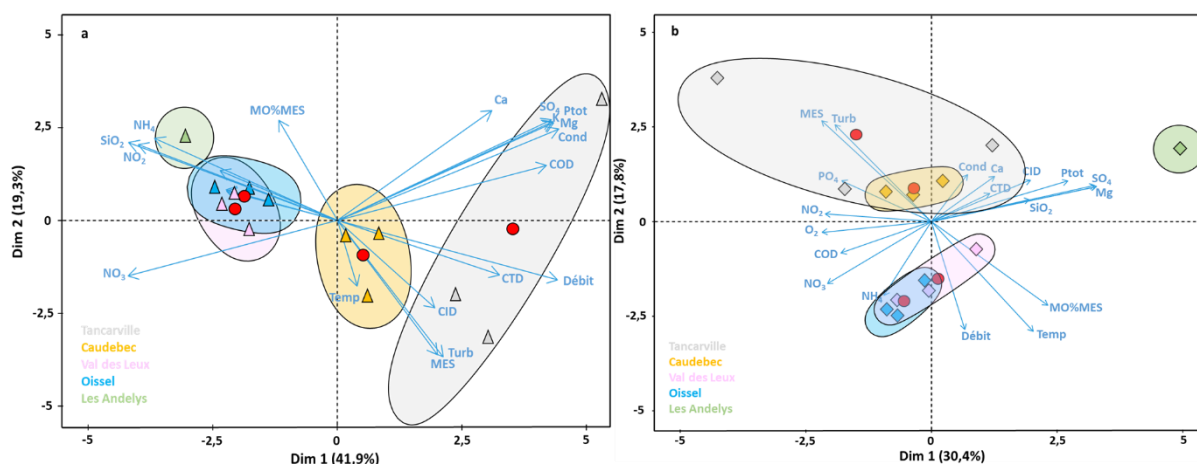


Figure 2.2 : Résultats d'Analyse en Composantes Principales (ACP) sur les données des facteurs environnementaux des campagnes de septembre 2020 (a) et mai 2021 (b). Les points rouges représentent les centroïdes pour chaque station.

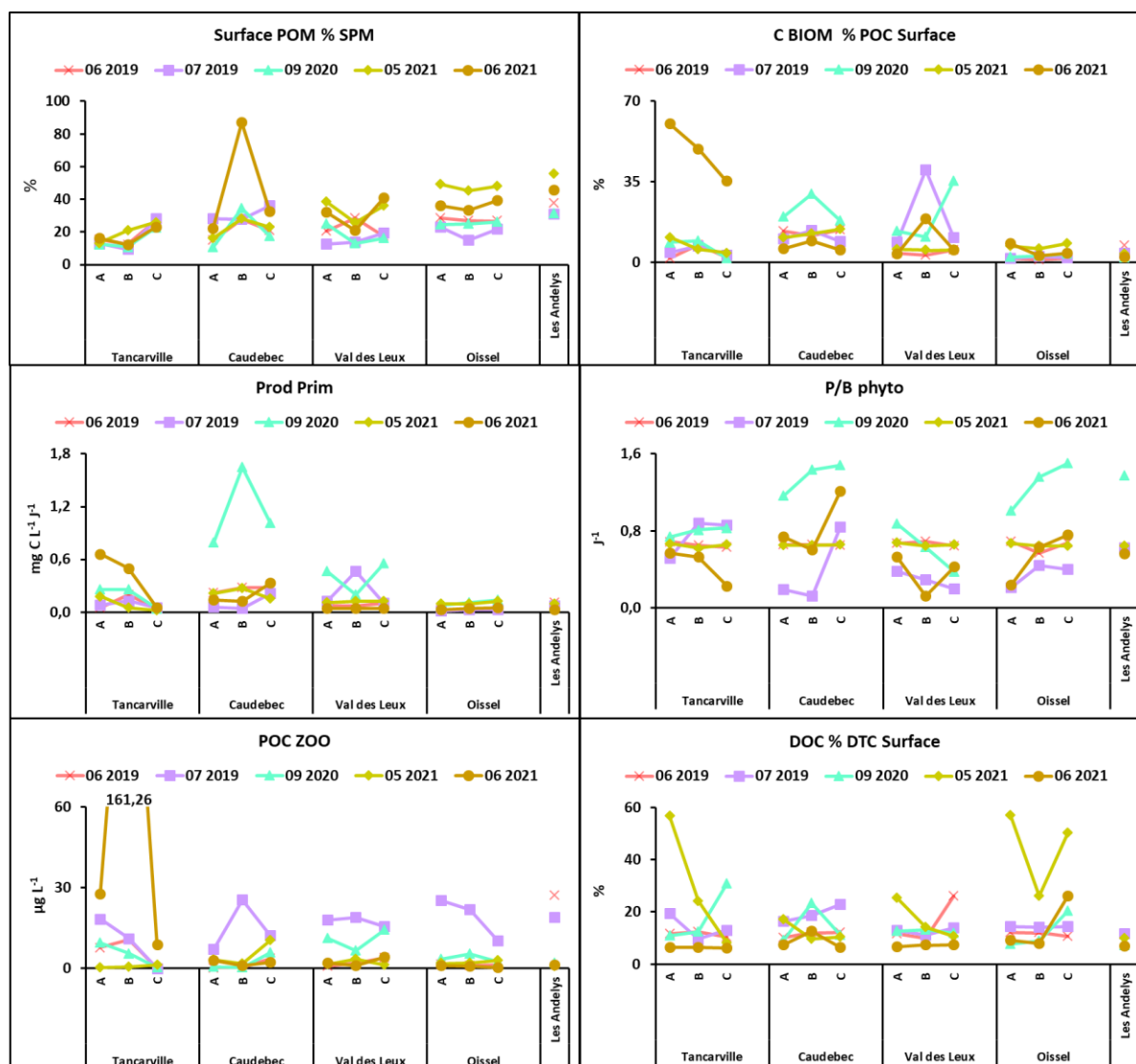


Figure 2.3 : Exemples de variables observées (Particulate Organic Matter (POM), Suspended Particulate Matter (SPM), Carbon BIOMasse (C BIOM), Particulate Organic Carbon (POC), (Production Primaire estimée (Prod Prim), Carbon produced / Carbon phytoplankton (P/B), Dissolved Organic Carbon (DOC), Dissolved Total Carbon (DTC) pendant les différentes campagnes aux différentes stations. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée.

Afin de limiter le nombre de graphiques, les résultats des campagnes les plus caractéristiques ou ayant les valeurs maximales ou minimales sur le continuum Tancarville-Les Andelys (mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020) seront montrés, sachant que les campagnes de juin 2019 et juin 2021 présentent des résultats intermédiaires (Figure 2.3). La campagne juillet 2019, qui se singularise par de fortes abondances du zooplancton, sera

aussi présentée. Les résultats seront montrés dans l'ordre saisonnier, sans tenir compte de l'année. Comme la majorité des facteurs physico-chimiques, biogéochimiques et biologiques mesurés montrent des valeurs plus élevées au fond qu'en surface (ANNEXE I ; *paired test* ou *signed rank test*, $p < 0.05$), les graphiques sont montrés pour la surface et le fond séparément. Les tendances amont-aval mentionnées dans le texte sont significatives à au moins $p < 0.05$ (*Spearman-rank*).

Afin d'optimiser la valorisation des résultats, et en concertation avec le GIP Seine-Aval, les titres et unités des graphiques seront en anglais. Les termes spécifiques (soulignés dans le rapport à la première mention) et les abréviations en anglais et en français sont précisés dans le glossaire, en fin de rapport.

RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Campagnes bimestrielles

14 campagnes bimestrielles se sont déroulées de mars 2019 à juillet 2021 dans le cadre de SARTRE, auxquelles se sont ajoutées cinq campagnes en 2022. Les données hydrologiques des eaux de France sont disponibles sur le site HydroPortail (HydroPortail, eaufrance).

Tableau 3-I Débits journaliers moyens de la Seine relevés à la station de Vernon aux dates de prélèvement des 19 campagnes bimestrielles (HydroPortail, eaufrance, Code station : H320 001).

Date	Débit (m³/s)
20/06/2019	271
04/07/2019	157
04/09/2019	115
12/03/2020	1650
09/06/2020	229
08/07/2020	162
08/09/2020	145
05/11/2020	266
03/02/2021	1740
16/03/2021	562
11/05/2021	346
28/06/2021	349
12/07/2021	332
07/09/2021	277
20/01/2022	893
31/05/2022	184
28/07/2022	135
26/09/2022	177
14/11/2022	236

A noter de fortes précipitations et des débits compris entre 325 et 873 m³ s⁻¹ en juillet 2021 alors qu'ils étaient inférieurs à 200 m³ s⁻¹ en été les autres années (HydroPortail, eaufrance, station de Vernon).

3.1.1. Dynamique du phytoplancton

Les campagnes en estuaire de Seine ont permis de mettre en évidence la dynamique phytoplanctonique entre l'embouchure et Rouen. Ce travail est en cours de publication et a été présenté en partie dans la thèse de Léon Serre-Fredj en 2022.

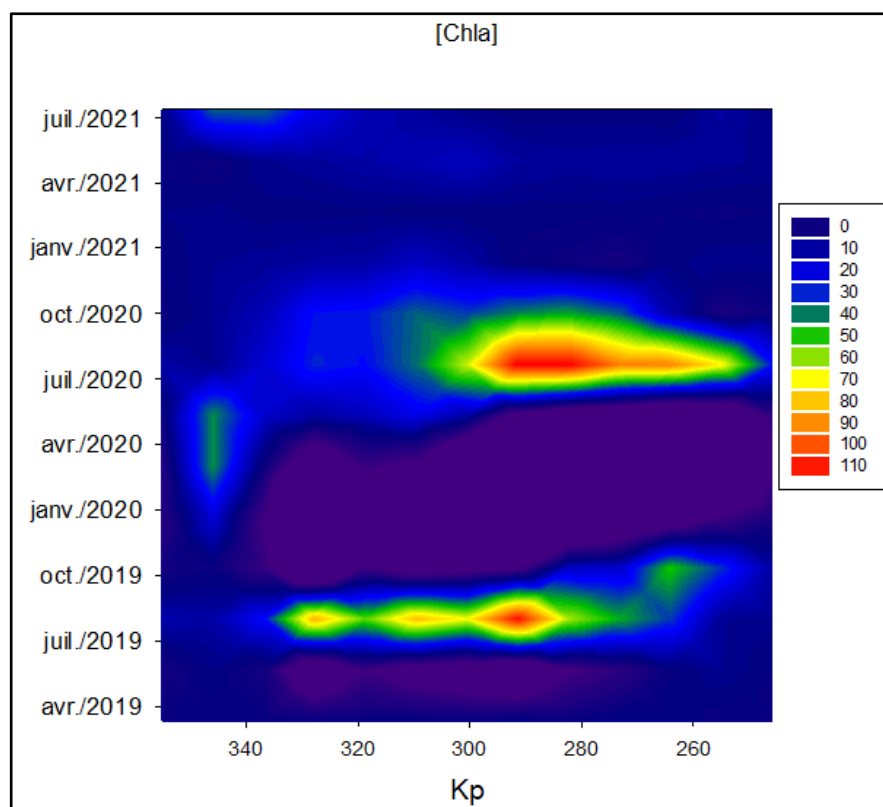


Figure 3.1 : Distribution spatiale et temporelle de la biomasse (Chla) en estuaire de Seine. Kilometre point (Kp).

Lors de ces campagnes, d'importantes efflorescences phytoplanctoniques ont pu être mises en évidence à plusieurs endroits de l'estuaire (Figure 3.1). En fonction des années, la localisation des efflorescences peut être décalée spatialement pendant la période estivale mais la zone située entre Duclair et La Bouille (PK 297-278) présente les plus fortes moyennes de biomasse chlorophyllienne. C'est dans cette zone que les concentrations les plus importantes, dépassant les $80 \mu\text{g L}^{-1}$, ont été observées en juillet 2019, 2020 et septembre 2020. De tels niveaux de Chla ont rarement été observés en estuaire de Seine depuis l'amélioration du traitement des eaux rejetées en Seine qui a entraîné une réduction des concentrations en phosphore, dans les années 2000 (Romero et al., 2016). D'autres efflorescences importantes ($> 40 \mu\text{g L}^{-1}$) ont eu lieu dans des zones à l'aval, au niveau de Tancarville (PK 346), dans la zone maximale de turbidité. L'absence d'efflorescence lors de l'été 2021 peut s'expliquer probablement par les conditions météorologiques médiocres observées durant cette période (pluie, couverture nuageuse). Cependant nous pouvons remarquer ci-après que les concentrations en phosphore sont faibles en 2021 en comparaison des années 2019 et 2020.

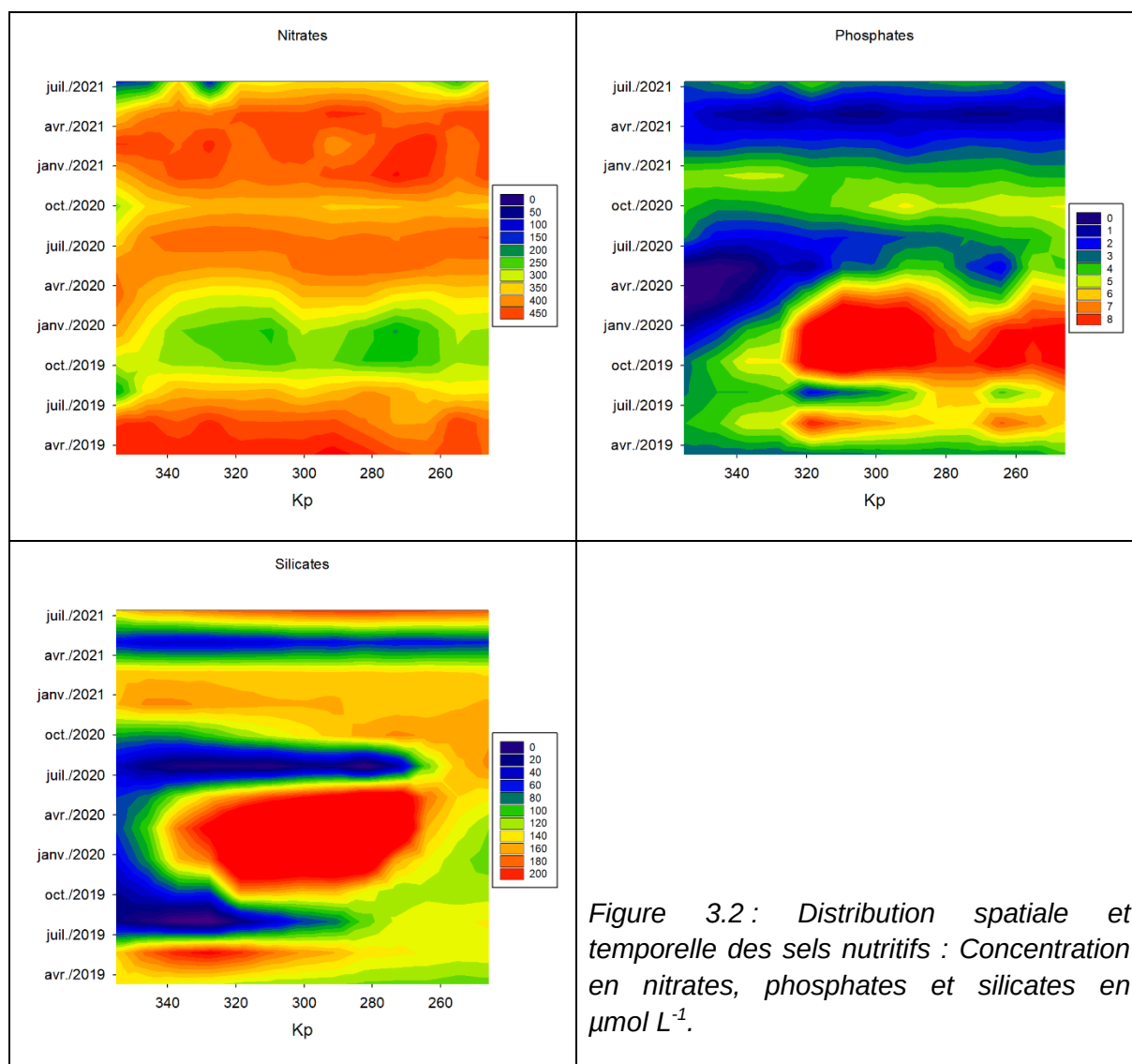


Figure 3.2 : Distribution spatiale et temporelle des sels nutritifs : Concentration en nitrates, phosphates et silicates en $\mu\text{mol L}^{-1}$.

Les paramètres physico-chimiques présentés ci-dessous permettent de caractériser le fonctionnement général de l'estuaire. Les températures mesurées varient de 7 à 24 °C avec très peu de variations spatiales. Les valeurs de turbidité sont très hétérogènes mais la zone maximale de turbidité s'étend seulement à l'aval de l'estuaire, du PK 355 à 310. Pour les sels nutritifs, les nitrates sont en excès avec des concentrations variant de 89 à 530 $\mu\text{mol L}^{-1}$; les variations temporelles sont essentiellement dues aux fluctuations saisonnières de débit (Figure 3.2). Les concentrations en silicates (SiOH_4) sont comprises entre 0 et 200 $\mu\text{mol L}^{-1}$, avec des valeurs inférieures au seuil de détection observées durant les efflorescences remarquables de 2019 et 2020 (Figure 3.2). Les silicates apparaissent ainsi limitants pour la communauté phytoplanctonique lors des efflorescences importantes. La distribution du phosphate présente un motif spatial un peu plus complexe ; les concentrations varient de 0,02 à 7,7 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Les valeurs très faibles ($< 0,5 \mu\text{mol L}^{-1}$) ont été mesurées lors des périodes productives du phytoplancton, mais ces faibles concentrations ne sont pas spatialement associées à la position des efflorescences comme observé pour les silicates. En fonction des communautés phytoplanctoniques, les facteurs nutritifs limitants apparaissent donc différents, la silice pour les diatomées, le phosphore pour les taxons non

silicifiés. Comme indiqué ci-dessus, les concentrations en phosphore sont faibles de l'amont à l'aval au printemps 2021 contrairement aux années 2019 et 2020.

Les rapports élémentaires moyens Si:P et Si:N de l'ensemble des données sont respectivement de 39 et 0,3, tandis que le rapport moyen N:P est de 157 alors que le rapport équilibré dit de Redfield est de 16. Ce sont donc le P et le Si et non le N qui risquent de limiter la production primaire dans l'estuaire de la Seine.

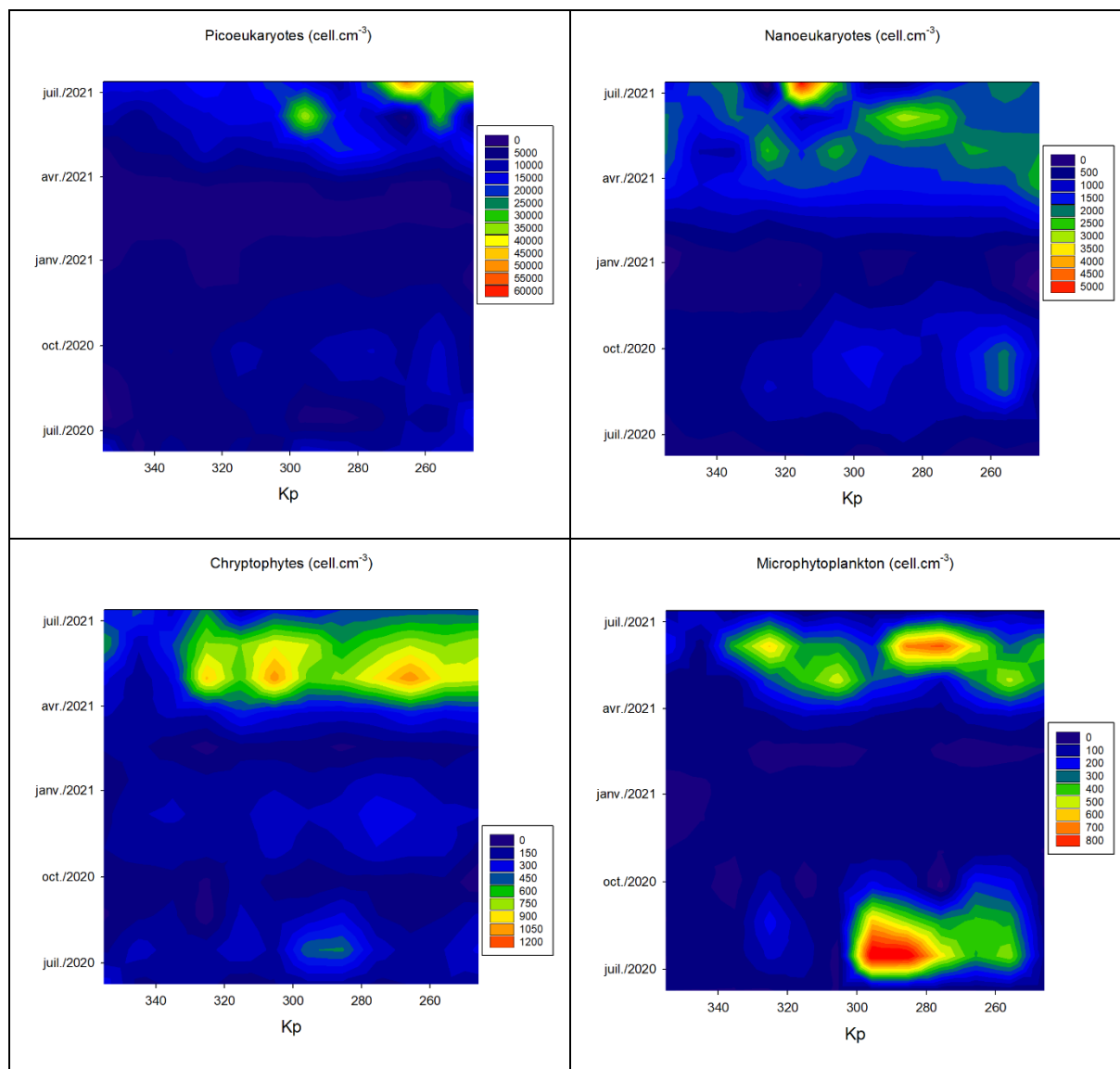


Figure 3.3 : Distribution spatiale et temporelle de la structure de communauté : picoeucaryotes, nanoeucaryotes, cryptophytes, microphytoplancton (en cellules par cm³).

La diversité du phytoplancton a été évaluée à l'aide de deux types d'indicateurs : la population cytométrique et les groupes pigmentaires caractérisés par leur signature spectrale. Pour les groupes cytométriques (

Figure 3.3) : les concentrations en cryptophytes ont atteint des valeurs élevées ($> 1,0 \cdot 10^3$ cellules.cm⁻³) en mai 2021 à plusieurs points d'échantillonnage le long du transect. Un gradient amont/aval est observé avec une baisse de la concentration vers l'embouchure. Les données de picoeucaryotes montrent les concentrations les plus élevées entre les PK 265 et 246 (

Figure 3.3) avec des maximums de $6,1 \cdot 10^4$ cellules cm⁻³ en juillet 2021 (PK 251) et de $1,6 \cdot 10^4$ cellules cm⁻³ en juillet 2020 (PK 246). Les concentrations en nanoeucaryotes apparaissent plus élevées aux PK 265 et 318 avec, respectivement, $4,9 \cdot 10^3$ et $4,4 \cdot 10^3$ cellules.cm⁻³ en septembre 2020 et juillet 2021. Ce compartiment est resté à des valeurs relativement basses pour la majorité des échantillons analysés (

Figure 3.3). Les valeurs maximales de microphytoplancton ont été mesurées à PK 297 et PK 259, avec des valeurs respectives de $7,0 \cdot 10^2$ et $6,9 \cdot 10^2$ en juillet 2020 et mai 2021 (

Figure 3.3). Une population de diatomées appartenant au genre *Cyclotella* a été identifiée sur les clichés pris par le cytomètre en flux en juillet 2020. Les cyanobactéries présentent quant à elles de très faibles concentrations (inférieure à 400 cellules cm⁻³) à l'exception des transects de juin 2021 et juillet 2021 où les valeurs ont atteint respectivement 3 000 et 4 921 cellules cm⁻³ dans la partie supérieure de l'estuaire (données non présentées). Ces résultats mettent en évidence une succession des communautés avec, dans un premier temps, la dominance de grandes cellules en juillet, correspondant principalement à des diatomées, puis des cellules plus petites de nanoeucaryotes. Cette transition correspond à l'épuisement des silicates qui entraîne un changement de communauté. Les diatomées et les nanoeucaryotes sont ainsi capables de produire des efflorescences importantes en estuaires de Seine associées à de fortes valeurs de Chla avec des facteurs limitants que nous pouvons supposer différents (Si vs P).

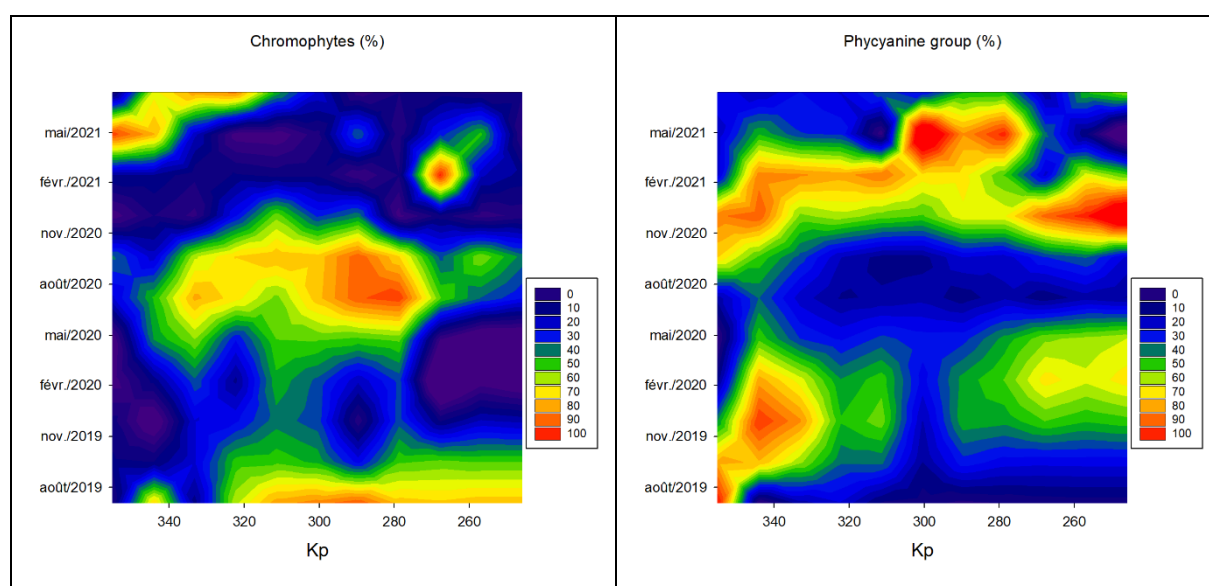
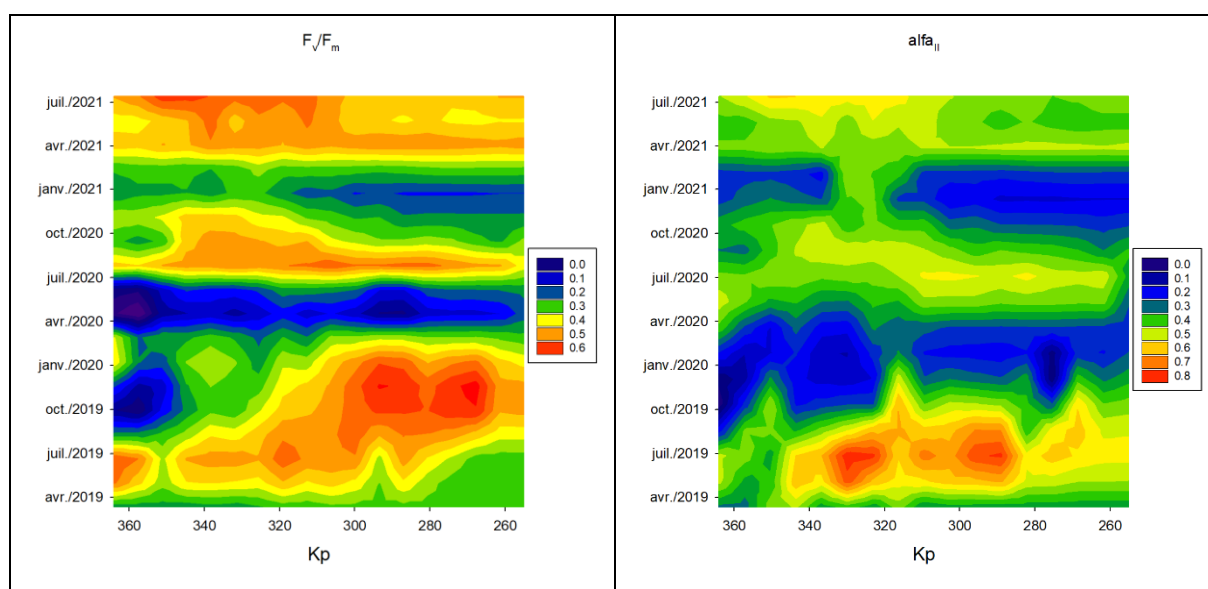


Figure 3.4 : Distribution spatiale et temporelle des groupes pigmentaires chromophytes et riches en phycocyanine (en %).

Les groupes pigmentaires montrent une communauté phytoplanctonique dominée par deux grands groupes : les chromophytes (ici essentiellement des diatomées) et des communautés riches en phycocyanines. La phycocyanine est présente chez les cyanobactéries et les cryptophytes. Les données de cytométrie laissent supposer que ces communautés riches en phycocyanines sont probablement des cryptophytes. Les chromophytes (diatomées) dominent la communauté pendant la période productive (printemps et été) (

Figure 3.4), tandis que les communautés riches en phycocyanines sont plus présentes pendant le reste de l'année (hiver et automne) (

Figure 3.4). Les chlorophytes et les groupes riches en phycoérythrine moins abondants ne sont pas présentés ici.



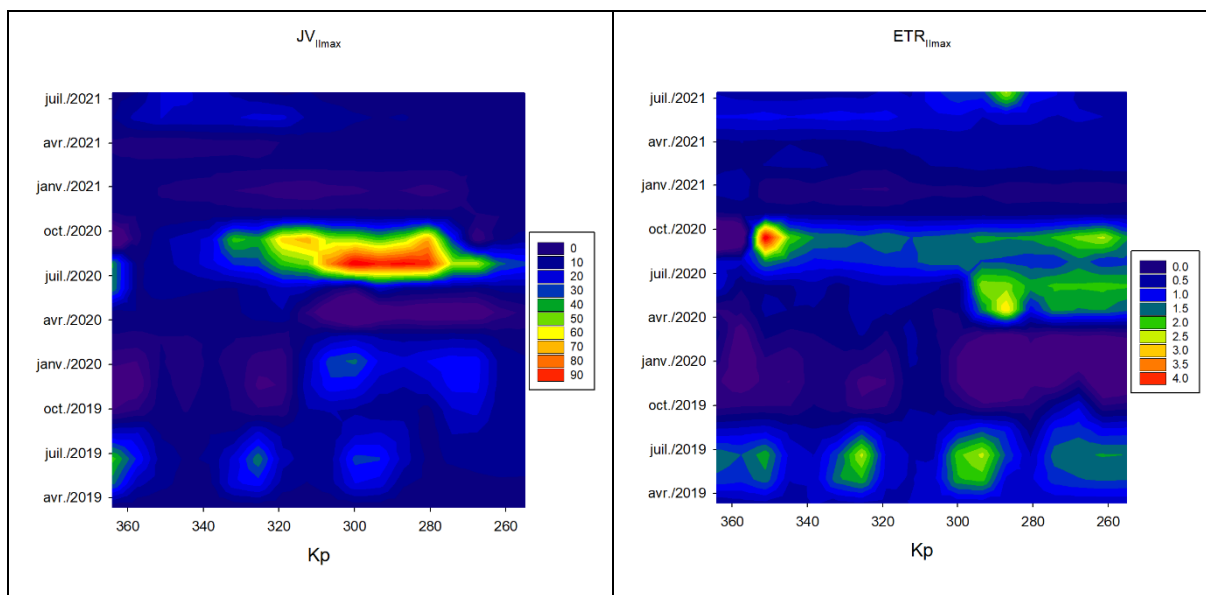


Figure 3.5 : Distribution temporelle et spatiale de la production primaire du rapport Fv/Fm (état physiologique), de l'alfa (efficacité photosynthétique), de $JV_{II\max}$ (Production primaire maximale exprimée en $\text{mmol électron m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), de l' $ETR_{II\max}$ (la productivité primaire maximale exprimée en $\text{mmol électron mg Chla}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Afin d'appréhender la productivité autochtone de l'estuaire des mesures de paramètres photosynthétiques obtenues à l'aide de fluorimètres variables lors des remontées de l'estuaire de la Seine permettent d'apporter des informations complémentaires. Le rendement quantique maximal de PSII (Fv/Fm) varie de 0,05 à 0,60 (

Figure 3.5). Les valeurs inférieures à 0,20 indiquent la présence de cellules mortes ou/et de cellules dans un mauvais état physiologique. Les variations de ce paramètre suivent un schéma saisonnier avec des valeurs maximales enregistrées en juillet et des valeurs minimales en hiver.

Des mesures de productivités ($ETR_{II\max}$ – Production d'électrons par unité de Chla) et de production ($JV_{PII\max}$ – Production d'électron par m^3) sont présentées ici dans la

Figure 3.5. Les valeurs de production primaire ($JV_{PII\max}$) mesurées sont maximales en 2020, lors de l'efflorescence observée. Cependant des découplages entre la productivité et la production, montrent que la productivité d'une communauté ne se traduit pas forcément par une accumulation de biomasse dans l'estuaire. Cette biomasse pouvant être exportée ou consommée.

A partir des paramètres photosynthétiques exprimés en électrons, nous avons été en mesure d'estimer la production primaire annuelle le long de l'estuaire (Napoléon and Claquin, 2012 ; Morelle et al., 2018 ; Morelle and Claquin, 2018). Les valeurs annuelles de production primaire sont minimales entre Honfleur et Court-Val (PK 356 et 326.6) pour remonter par la suite jusqu'à Heurteauville (PK 297,7) (Figure 3.6) qui présente la production primaire phytoplanctonique annuelle maximale. On distingue une zone située à l'aval de Rouen, en amont de La Bouille (PK 260-280) où une baisse de la production est observée. Cette baisse est à la fois liée à une diminution de la biomasse et de la productivité. Les paramètres nutritionnels, le temps de résidence des masses d'eau, la turbidité, l'hydrodynamisme local ne permettent pas, à ce stade, d'expliquer la dépression de productivité phytoplanctonique observée, conduisant à classer l'estuaire dans les estuaires oligotrophes selon le référentiel de Nixon (Nixon, 1995). Ce classement s'explique par la limitation en lumière induite par la forte turbidité une grande partie de l'année.

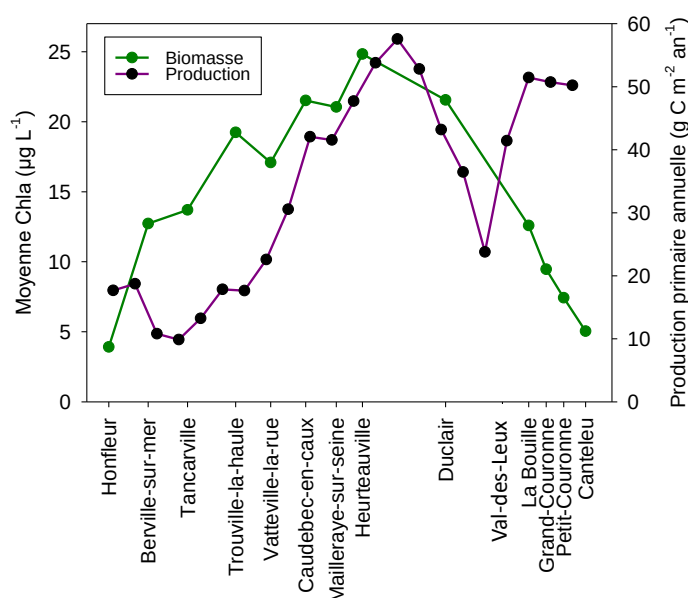


Figure 3.6 : Distribution spatiale de la production primaire phytoplanctonique annuelle estimée en $\text{g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ entre 2019 et 2021 le long du transect.

De nombreuses hypothèses peuvent être émises pour expliquer cette dépression, comme un contrôle top-down (Lionard et al., 2005) ou la présence de contaminants à proximité de la métropole de Rouen (PK 255) (Blanchard et al., 1999) qui limiteraient le développement du phytoplancton. Nous pouvons également tenter d'expliquer le pic en aval de la dépression. Cette zone plus productive, siège des efflorescences, pourrait être due à l'effet de la marée sur le temps de résidence des masses d'eau. En effet, dans la zone où les efflorescences sont observées, en aval de la dépression, un ralentissement de la marée montante au printemps pourrait augmenter le temps de résidence de l'eau (Guézennec et al., 1999). Comme décrit dans la bibliographie, le temps de résidence de l'eau est un facteur majeur pour le déclenchement des efflorescences (Bledsoe et al., 2004 ; Kristiana et al., 2012 ; Raimonet et al., 2018 ; Stumpner et al., 2020) dans les estuaires. L'augmentation du temps de résidence de l'eau pourrait favoriser une meilleure acclimatation du phytoplancton conduisant à des capacités photosynthétiques plus élevées. La période de production observée lors de ces travaux est en effet liée à la période estivale avec un faible débit, un temps de résidence plus long et une intensité lumineuse plus élevée.

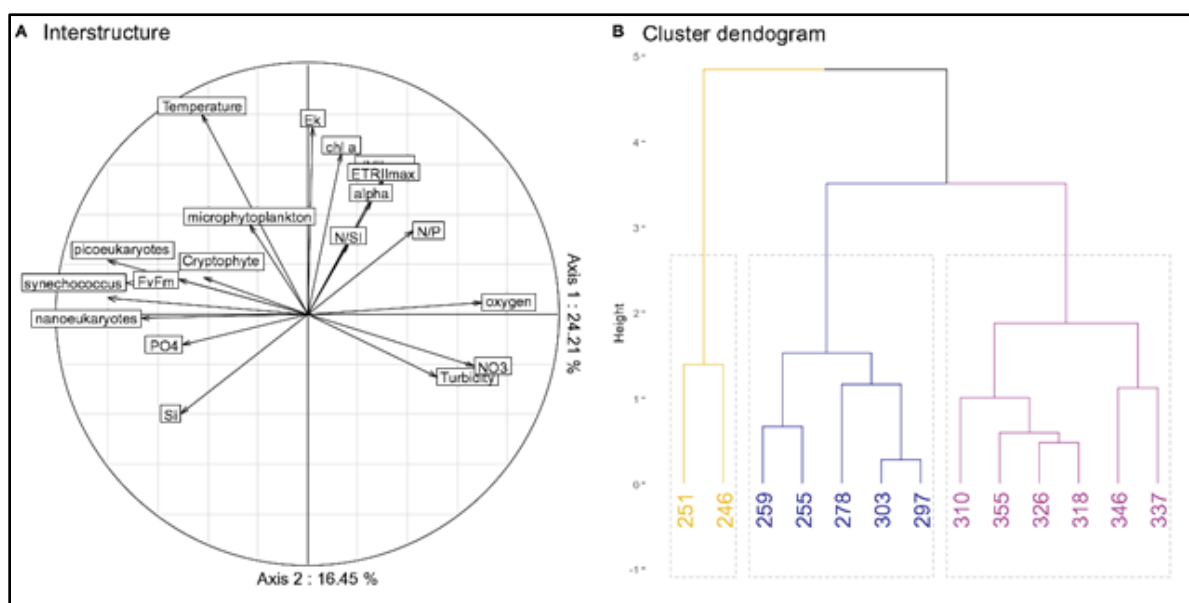


Figure 3.7 : Analyse multivariée : Interstructure de l'analyse triadique partielle avec un total de 41,4 % de la variance exprimée avec les deux axes (A), cluster plot, le nombre optimal de cluster était de 2 nous avons choisi d'en afficher 3 pour montrer plus de complexité (B).

L'analyse triadique partielle (ATP), qui permet de séparer les dynamiques spatiales et temporelles, met en évidence un schéma particulier dans lequel tous les paramètres photosynthétiques (alpha, Ek, JVPIImax, ETRImax) et l'indicateur de biomasse (Chla) sont fortement corrélés et forment un groupe qui présente une faible corrélation avec la plupart des autres variables, à l'exception du rapport des nutriments (N:P, N:Si) (Figure 3.7.A). Le regroupement du compromis montre un gradient spatial dans lequel les trois groupes représentent la zone amont, centrale et basse de l'estuaire. L'un des clusters (en bleu) correspond à la zone de haute productivité, suivi vers l'amont de la zone de baisse de productivité. Ce cluster bleu (baisse de la production de l'aval à l'amont) correspond à une zone de transition qui mérite d'être plus finement étudiée.

3.1.2. Dynamique des matières organiques

3.1.2.1. Dynamique des matières organiques particulières

Les résultats présentés ici portent sur les caractéristiques globales ($\delta^{13}\text{C}$) et moléculaires (tetraéthers de glycérol, utilisés comme traceurs de sources de la matière organique), des MOP des échantillons d'eau de surface prélevés lors des campagnes (i) du projet MOSAIC en 2015 et 2016 (MOSAIC, Huguet (coord) et al., 2018) (ii) des campagnes bimestrielles SARTRE et (iii) des campagnes communes SARTRE. Les tetraéthers peuvent être utilisés pour calculer l'indice Branched vs. Isoprenoid Tetraether Index (BIT), basé sur l'abondance relative des tetraéthers bactériens vs. un tetraéther archéen spécifique (le crenarchaeol). Cet indice, défini par (Hopmans et al., 2004) est classiquement appliqué au traçage des apports de MO provenant des sols en milieu aquatique. Il est basé sur l'hypothèse que les tetraéthers bactériens sont majoritairement produits dans les sols et le crenarchaeol en milieu aquatique. Il varie entre 0 et 1, les plus fortes valeurs correspondant

à un matériel majoritairement terrestre et les plus faibles valeurs à un matériel principalement aquatique (Hopmans et al., 2004). Ce suivi avait pour objectif de mettre en évidence la dynamique spatio-temporelle des MOP. Les différentes campagnes pour lesquelles des données sont disponibles, avec leurs débits associés, sont présentées en (Figure 3.8).

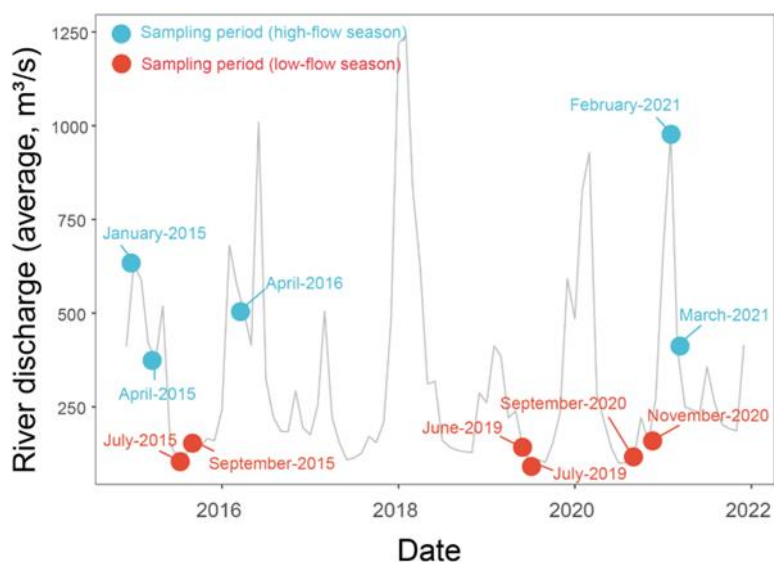


Figure 3.8 : Débits moyens de la Seine entre 2015 et 2021, avec les campagnes pour lesquelles des échantillons de MOP ont été mesurées dans le cadre de cette étude. Les points bleus représentent les campagnes à fort débit ($> 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) et les points rouges celles à bas débit ($< 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Les deux types de traceurs (BIT et $\delta^{13}\text{C}$) montrent globalement les mêmes variations spatio-temporelles le long de l'estuaire de Seine (Fig. 3.9). Ainsi, durant les périodes de bas débit, le BIT diminue progressivement de l'amont vers l'aval alors que le $\delta^{13}\text{C}$ augmente. Cette tendance reflète la dilution de la MOP terrigène provenant de la partie fluviale de la Seine lors du mélange des masses d'eaux douces et marines, comme observé précédemment à partir d'analyses globales de la MO (Thibault et al., 2019).

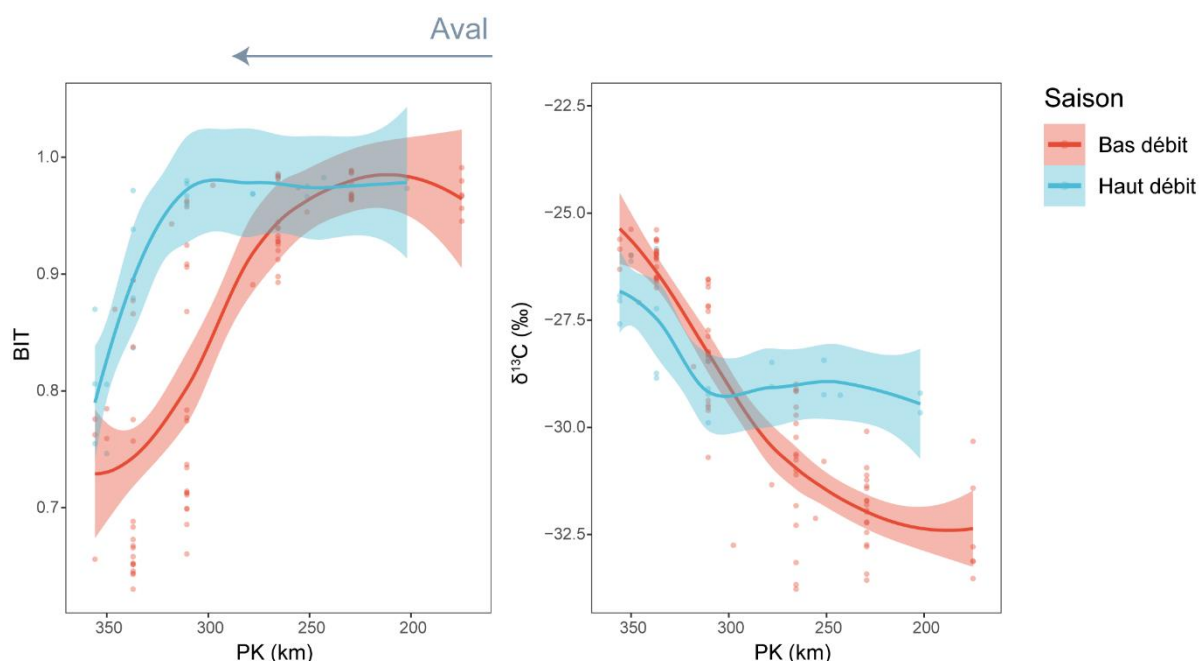


Figure 3.9 : Variation spatio-temporelle de deux indices traçant les apports de matière organique terrigène le long de l'estuaire : l'indice BIT, basé sur l'abondance relative de molécules d'origine microbienne, les tétraéthers (gauche) et le $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP (droite). Les données sont présentées en fonction du débit de la Seine, comme explicité en Figure 3.8 (bas débit en rouge et haut débit en bleu).

A bas débit, la progression de la masse d'eau marine en estuaire est plus importante qu'à haut débit (Ralston and Geyer, 2019 ; Kolb et al., 2022), expliquant cette dilution progressive du matériel provenant de l'amont. A l'inverse, lors des périodes de haut débit, les valeurs du BIT et le $\delta^{13}\text{C}$ des MOP restent globalement stables entre Poses (PK 202) et Caudebec-en-Caux (PK 310,5), avant de diminuer/d'augmenter de manière nette pour le BIT et le $\delta^{13}\text{C}$, respectivement. Cela peut s'expliquer par le fait qu'à haut débit, la limite de l'intrusion marine dans l'estuaire se déplace vers l'aval, permettant à la MO terrigène d'origine fluviale d'être transportée plus loin dans l'estuaire qu'en conditions de bas débit. Après Caudebec-en-Caux, la MO d'origine fluviale est diluée lors du mélange avec la masse d'eau marine, comme en période de bas débit. Les tendances observées dans l'estuaire de Seine sont cohérentes avec celles observées dans d'autres estuaires à partir des traceurs organiques, montrant que la MO terrigène est transportée jusqu'à l'aval seulement en périodes de haut débit (Kirkels et al., 2020; Kirkels et al., 2022).

3.1.2.2. Dynamique des matières organiques dissoutes

Les résultats présentés ici portent sur les analyses des propriétés optiques (absorbance UV-Visible et fluorescence 3D) des MOD des échantillons d'eau de surface prélevés lors des campagnes bimestrielles. Ce suivi en estuaire de Seine a permis de mettre en évidence la dynamique spatio-temporelle des MOD entre l'embouchure et Rouen.

Les matrices d'excitation-émission (EEM) de fluorescence des 249 échantillons des dix-neuf campagnes bimestrielles de juin 2019 à novembre 2022 ont été décomposées par l'analyse multivariée (PARAllel FACtor analysis (PARAFAC)) qui a permis de déterminer six composants (Fig. 3.10 ; Annexe I Figure 3) expliquant l'ensemble du jeu de données.

Les composants C1 et C2 sont des fluorophores couramment observés dans les eaux douces et attribués aux MOD terrigènes, aromatiques et hydrophobes (Stedmon and Markager, 2005; Lambert et al., 2016; Weigelhofer, G., Jirón, T. S., Yeh, T. C., Steniczka, G., & Pucher, 2020). Le composant C1 a aussi été décrit comme de la MOD terrestre exportée de bassins versants agricoles (Graeber et al., 2012). Des composants similaires au composant C2 ont également été trouvés dans des environnements côtiers et attribués à des composants terrestres (Yamashita et al., 2008 ; Kowalczyk et al., 2009 ; Yamashita et al., 2011).

Le composant C3 correspond à un fluorophore récemment produit ou transformé par l'activité biologique/microbienne (Parlanti et al., 2000 ; Williams et al., 2010 ; Graeber et al., 2012).

Le quatrième composant (C4) est souvent décrit dans la bibliographie comme de la MOD d'origine terrestre issues des sols (Stedmon et al., 2011 ; Murphy et al., 2013), notamment en zones agricoles (Amaral et al., 2020). Le spectre de ce composant correspond en fait à celui du sidérophore pyoverdine (Dartnell et al., 2013 ; Cornu et al., 2022). La pyoverdine est un métabolite extracellulaire produit notamment par la bactérie *Pseudomonas aeruginosa* et est associée à la virulence microbienne (Silva and Almeida, 2006 ; De Carvalho and Fernandes, 2010). Fox et al., (2017) ont suggéré la possibilité d'utilisation de ce composant comme biomarqueur d'une communauté active de *P. aeruginosa*.

Le composant 5 (C5) correspond à du matériel de type protéique et est lié à l'activité biologique dans le milieu (Parlanti et al., 2000 ; Hambly et al., 2015 ; Catalán et al., 2021).

Le composant C6 est quant à lui attribué à un résidu de transformation/dégradation de la MOD (Osburn et al., 2017) et a été identifié comme un produit de photodégradation de MOD terrestre (Stedmon et al., 2007 ; DeFrancesco and Guéguen, 2021).

Une forte variation temporelle de la composition des MOD est tout d'abord mise en évidence par la Figure 3.10 qui montre la variabilité des intensités de fluorescence de ces six composants. Les intensités maximales pour les composants C1, C2 et C4 (Figure 3.10.a, b et d) sont observées en hiver (février/mars) lors des débits les plus élevés (Tableau 3-I) traduisant de forts apports en MOD terrigène, certainement associés à de fortes précipitations, et une concentration élevée en pyoverdine (C4) à ces périodes de l'année. Les maxima d'intensité pour les composants C3 et C5 (Figure 3.10.c et e) sont observés majoritairement en été/automne indiquant une forte production et/ou dégradation de MOD

pendant cette période estivale. Quant au composant C6, les plus fortes intensités, à l'exception du mois de juillet 2021, ont été plutôt obtenues en périodes hivernales/printanières (Figure 3.10.f).

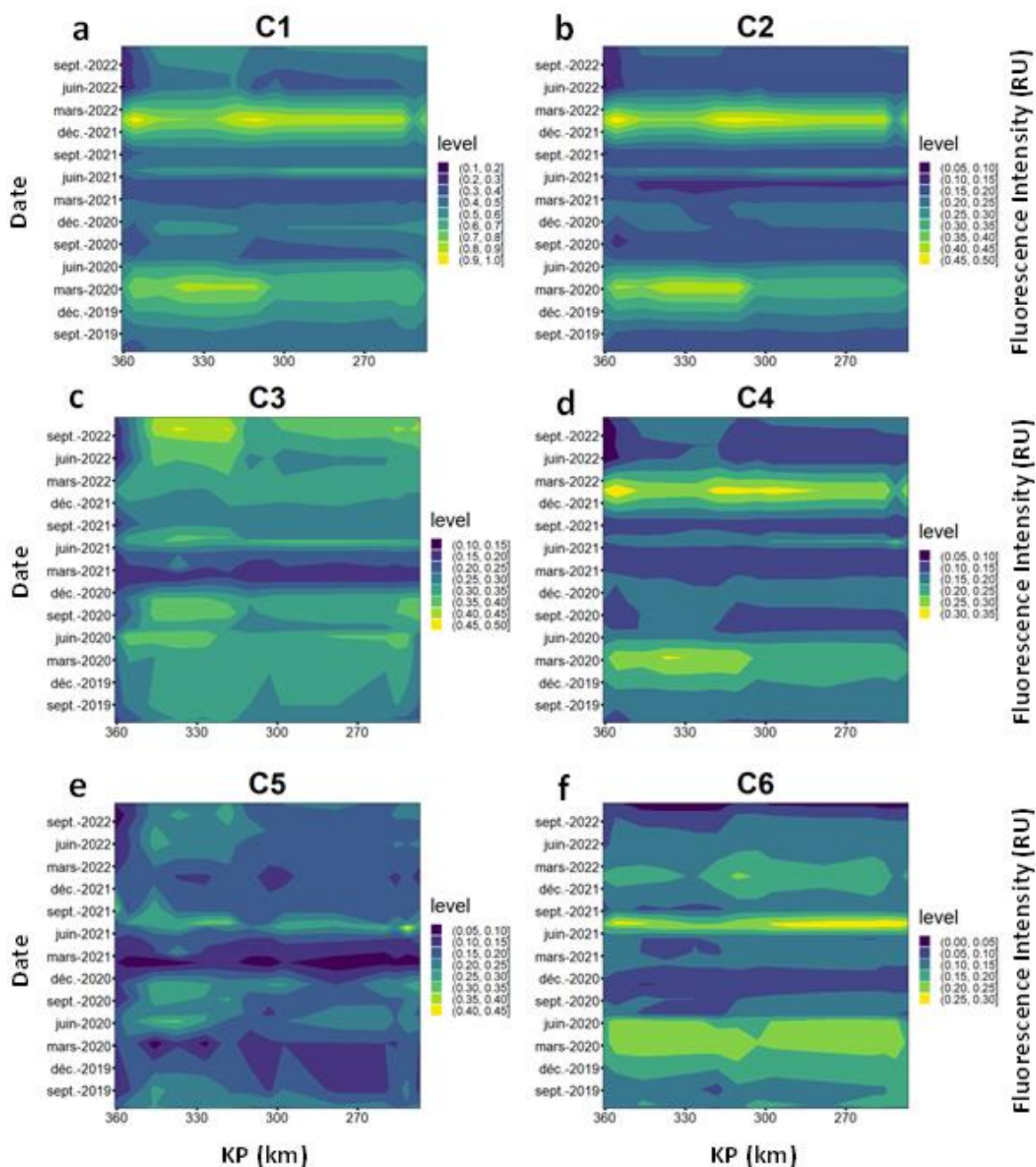


Figure 3.10 : Distribution temporelle (juin 2019 à novembre 2022 en ordonnées) et spatiale (Kilometre Point (KP) de 246 à 361 en abscisses) des intensités de fluorescence (en unités Raman) pour les 6 composants déterminés par PARAFAC : **a)** C1, **b)** C2, **c)** C3, **d)** C4, **e)** C5 et **f)** C6.

Il faut noter par ailleurs qu'un maximum d'intensité est observé, plus ou moins important, pour chacun des six composants, en juillet 2021 contrairement aux autres années du suivi. Ceci pourrait peut-être être lié aux conditions météorologiques particulières de l'été 2021 avec de fortes précipitations et des débits compris entre 325 et 873 m³ s⁻¹ en juillet 2021 alors qu'ils étaient inférieurs à 200 m³ s⁻¹ en été les autres années (HydroPortail, eaurance, station de Vernon).

Les distributions observées sur la Figure 3.10 montrent également des variations spatiales mais pas de gradients particuliers entre l'amont et l'aval de l'estuaire.

Afin de mieux appréhender les différences de composition en MOD fluorescente, la fluorescence relative de chacun des composants a été calculée en divisant son intensité de fluorescence par la somme des intensités de fluorescence des six composants déterminés par PARAFAC et exprimée en pourcentage de la fluorescence totale (

Figure 3.11).

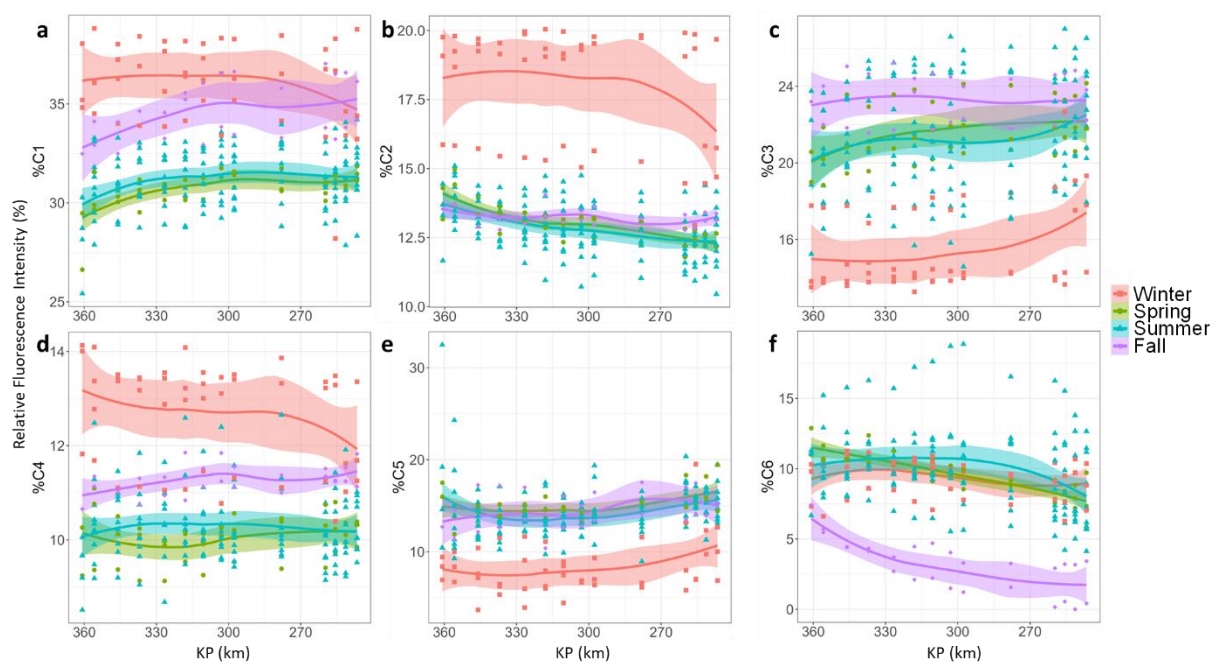


Figure 3.11 : Distribution spatiale et temporelle du pourcentage de fluorescence, par rapport à la fluorescence totale, des 6 composants déterminés par PARAFAC pour les 249 échantillons des 19 campagnes bimestrielles : **a)** %C1, **b)** %C2, **c)** %C3, **d)** %C4, **e)** %C5 et **f)** %C6. Tendances basées sur la régression de LOESS, méthode non paramétrique de lissage des nuages de points estimés localement avec des intervalles de confiance à 95%.

Les distributions observées sur la (

Figure 3.11) sont très variables en fonction des composants et des saisons. Les pourcentages de fluorescence des composants C1, C2 et C4 (

Figure 3.11.a, b et d) sont majoritaires en hiver et minoritaires au printemps et en été. En automne, le composant C2 se trouve dans le même intervalle de valeurs qu'au printemps-été, alors que pour C1 et C4 des proportions intermédiaires sont observées entre le printemps-été et l'hiver. Les plus fortes contributions des composants C1 et C2 sont observées en hiver correspondant à une période de fortes pluies et de crues (Tableau 3-I) et donc à une augmentation du lessivage des sols et des apports de MOD principalement terrigène, aromatique et hydrophobe. Le sidérophore pyoverdine (C4) quant à lui est sécrété notamment par *P. aeruginosa* dans l'environnement pour récupérer le fer, micronutriment essentiel à la croissance (Bonneau et al., 2020). Le complexe ferrique-sidérophore est transporté dans la cellule où le fer est libéré du ligand chélateur. Ce mécanisme caractérise notamment le phytoplancton procaryote d'eau douce et d'eau saumâtre (Lis et al., 2015). Bien qu'elle soit omniprésente dans les environnements naturels, tels que l'eau et les sols, *P. aeruginosa* est principalement observée dans les lieux soumis à des activités humaines (Crone et al., 2020). La plus grande quantité de pyoverdine dans la Seine en hiver pourrait donc traduire des apports anthropiques plus importants liés au lessivage des sols et/ou une limitation en fer dans les eaux à cette période.

À l'inverse, les composants C3 et C5 (

Figure 3.11.c et e) ont des proportions plus faibles en hiver et maximales pendant les autres saisons pour C5 (

Figure 3.11.e), et avec un maximum en automne pour C3 (

Figure 3.11.c). Les distributions maximales de ces deux composants correspondent logiquement aux périodes de plus forte activité biologique. Le composant C6 montre quant à lui des tendances différentes de celles des autres composants. Il est minoritaire en automne et dans des gammes de valeurs de fluorescence relative similaires aux trois autres saisons. En été et au printemps, les produits de photodégradation et de transformation des MOD (C6) sont en plus grande proportion probablement en raison d'une plus forte exposition au rayonnement solaire. En automne, ces produits intermédiaires auraient été transformés et/ou utilisés et donc leur présence dans le milieu serait moindre. En hiver, la présence de C6 est moins importante qu'en été et qu'au printemps mais nettement plus forte qu'en automne. Il pourrait, à cette période, résulter de la photodégradation des apports terrigènes plus importants, très aromatiques et particulièrement photosensibles.

Les MOD fluorescentes sont également caractérisées par des variations spatiales de leurs propriétés mises en évidence sur la

Figure 3.11 et non linéaires d'amont en aval traduisant des sources et processus de transformation différents le long de l'estuaire de Seine. Des contributions relatives différentes sont par exemple observées d'amont en aval pour les trois composants C1, C2 et C4 identifiés comme des apports terrigènes de MOD indiquant des sources et/ou devenir différents pour chacun de ces fluorophores dans l'estuaire. Le composant C1 montre, par

exemple, une abondance relative plus forte en amont à Canteleu et un maximum vers Heurteauville / Mailleraye en automne et au printemps. La proportion de C1 augmente depuis l'amont jusqu'à Duclair puis varie peu jusqu'à l'aval en hiver, alors qu'elle diminue vers l'aval depuis Trouville au printemps /été et depuis Mailleraye en automne. Si la fluorescence relative des composants C2 et C4 montre une distribution d'amont en aval similaire à celle de C1 en hiver des tendances très différentes sont observées pour les autres saisons. La proportion de C2 augmente d'amont en aval au printemps et en été avec une inflexion entre Heurteauville et Vatteville. La même tendance amont-aval est observée en automne avec cependant deux minima à Duclair et à Trouville et un maximum de l'abondance relative de C2 vers Mailleraye et Caudebec. La contribution relative de C4 varie peu en été, montre un minimum à Vatteville au printemps, un maximum à Heurteauville puis une diminution vers l'aval à l'automne. Les proportions des composants C3 et C5 sont quant à eux plus élevées au printemps-été-automne et dans la partie amont de la zone d'étude traduisant une forte activité biologique en amont de l'estuaire. Un maximum est obtenu pour C5 en automne associé à une contribution moindre de C3 vers Duclair à cette période traduisant une plus forte activité bactérienne ne conduisant pas à la production du composant C3. Les proportions du composant C6 sont minimales en automne et maximales en été ainsi que dans la zone aval de l'estuaire.

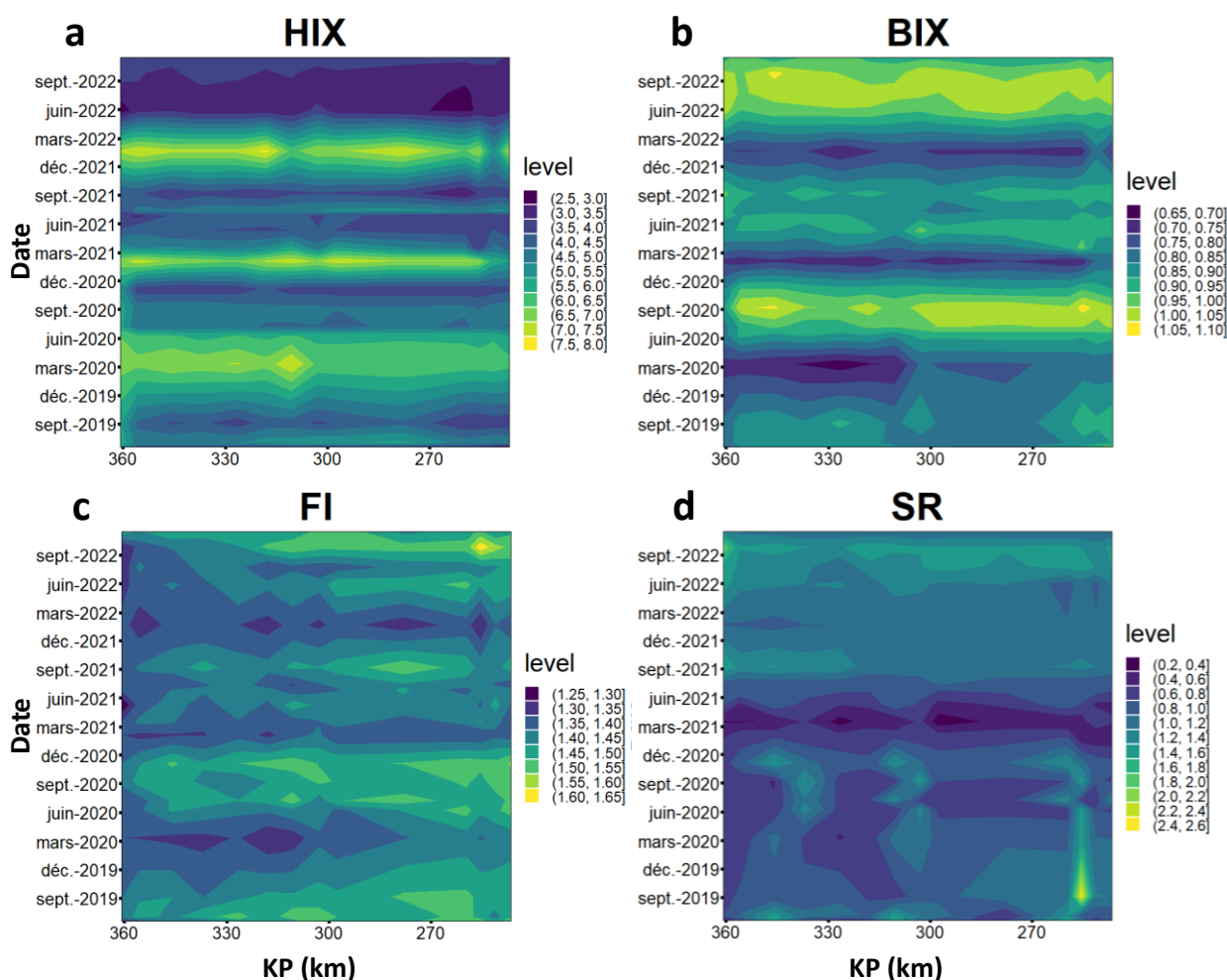


Figure 3.12 : Distribution temporelle (juin 2019 à novembre 2022 en ordonnées) et spatiale (Kilometre Point (KP) de 246 à 361 en abscisses) des indices de fluorescence **a)** HIX (degré d'aromaticité et humification des MOD), **b)** BIX (production autochtone récente en lien avec l'activité biologique) et **c)** FI (estimation des sources microbiennes ou terrestres) ; et de l'indice d'absorbance **d)** SR (rapport de pentes spectrales $S_{275-295nm}/S_{350-400nm}$ inversement corrélé au poids moléculaire).

D'un point de vue spatial, l'ensemble des variations des différents composants font ressortir cinq zones d'amont en aval de l'estuaire caractérisées par des propriétés différentes de MOD, traduisant des sources de matériel et processus variés et/ou des fonctionnements différents de l'écosystème : entre les PK 245 et 260 de Canteleu à La Bouille, 260 et 290 de La Bouille à Heurteauville, 290 et 315 de Heurteauville à Caudebec-en-Caux, 315 à 345 de Caudebec-en-Caux à Berville-sur-Mer, et la zone aval après le PK 350.

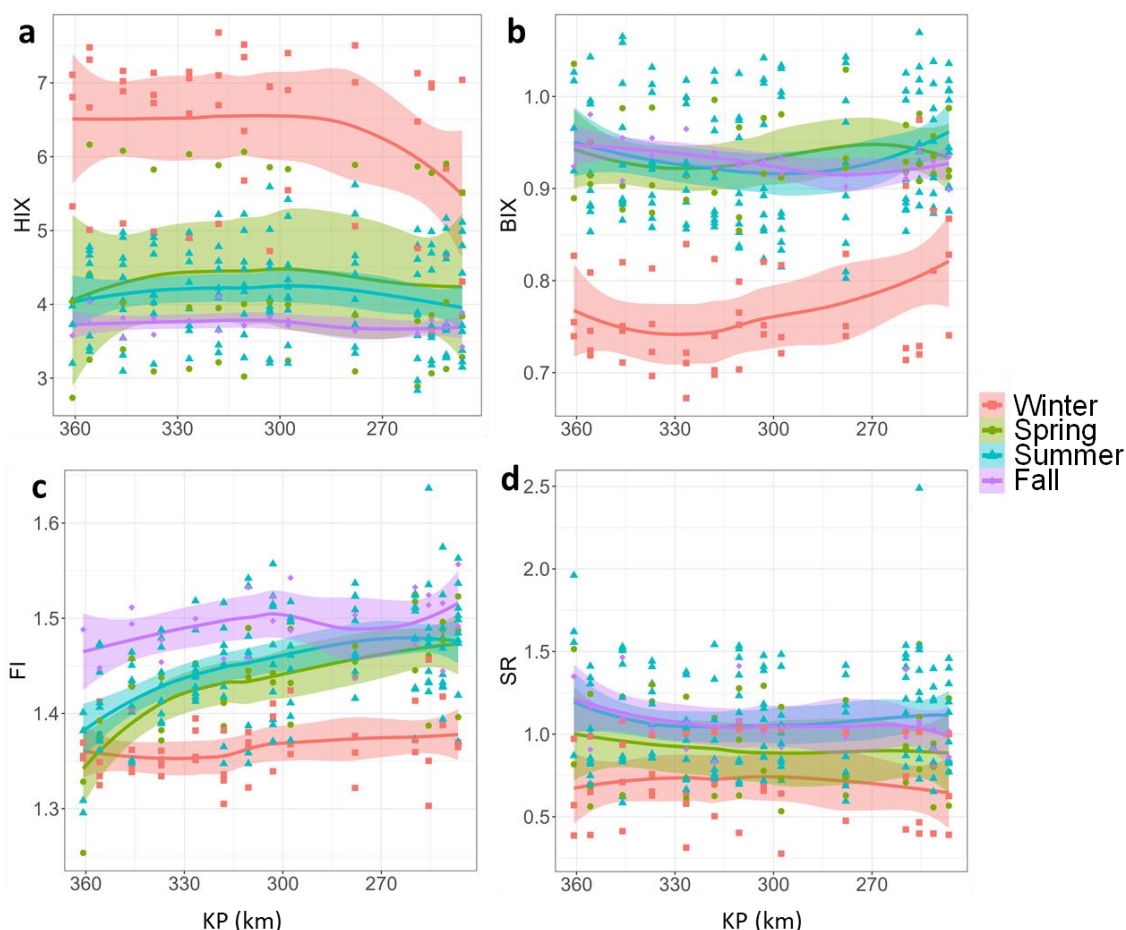


Figure 3.13 : Distribution spatiale et temporelle des indices de fluorescence a) HIX (degré d'aromaticité et humification des MOD), b) BIX (production autochtone récente en lien avec l'activité biologique) et c) FI (estimation des sources microbiennes ou terrestres) ; et de l'indice d'absorbance d) SR (rapport de pentes spectrales $S_{275-295nm}/S_{350-400nm}$ inversement corrélé au poids moléculaire).

L'indice d'humification HIX a été proposé par (Zsolnay et al., 1999) pour estimer le degré de maturation des MOD (plus HIX augmente, plus le degré d'aromaticité et donc le degré de maturation augmente). L'indice d'activité biologique (BIX) a été développé afin de caractériser la production autochtone de MOD en milieu aquatique (Vacher, 2004 ; Huguet et al., 2009) et permet d'estimer la présence de matière organique fraîchement produite dans le milieu (une valeur supérieure à 0,8 indique des MOD produites récemment et d'origine autochtone et plus cette valeur se rapproche de 0,5 plus la part de matériel frais est faible).

L'indice FI permet de différencier les MOD issues des végétaux supérieurs (FI = 1,3) ou aquatique/microbienne (FI = 1,9) (McKnight et al., 2001 ; Cory et al., 2010). Le rapport des pentes spectrales (SR) est négativement corrélé avec la taille des MOD, quand SR augmente le poids moléculaire diminue (Helms et al., 2008).

Les

Figure 3.12 Figure 3.13 présentent les variabilités spatio-temporelles des indices de fluorescence (HIX, BIX et FI) et d'absorbance (SR).

Ces indices montrent tout d'abord, comme pour les composants PARAFAC, des variations saisonnières importantes. L'indice HIX est maximal en hiver (

Figure 3.12.a Figure 3.13.a), aux périodes de forts débits, avec des valeurs comprises entre 4,5 et 7,5 et minimal en automne (3,5-4,0). Les valeurs de HIX élevées en hiver caractérisent une faible composition autochtone et un caractère aromatique de la MOD important, ce qui est cohérent avec de forts apports en composés terrigènes et hydrophobes à cette saison (Letourneau et al., 2021). Les valeurs de BIX sont logiquement plus élevées aux périodes de plus forte productivité (printemps, été et automne) (

Figure 3.12.b) variant entre 0,85 et 1,00 Figure 3.13.c), et plus faible en hiver (0,7 à 0,9). Les résultats obtenus pour l'indice BIX, confirment les interprétations faites pour HIX. L'indice FI (

Figure 3.12.c Figure 3.13.c) est quant à lui maximal durant l'automne (1,4-1,6), traduisant une part de sources microbiennes plus importante, et minimal pendant l'hiver (1,35-1,40) caractérisant des sources plutôt d'origine terrestre. Le rapport de pentes spectrales SR (

Figure 3.12.d Figure 3.13.d) est plus élevé en été et en automne (0,8-1,5) et plus faible en hiver (0,4-1,0) indiquant des poids moléculaires moyens plus petits et plus forts respectivement.

Une variabilité spatiale des indices optiques est aussi très visible (

Figure 3.12. Figure 3.13). Les indices HIX et SR sont minimum entre Canteleu et La Bouille (PK 245 et 260), alors que FI est maximal. Entre les PK 260 et 270, La Bouille et Val-des-Leux, l'indice BIX, très élevé, diminue en été, automne et hiver, alors qu'il augmente au printemps. Entre les PK 270 et 290, un minimum des indices BIX et FI est observé vers Duclair en automne, ainsi qu'un maximum de BIX au printemps. Un maximum est obtenu pour FI au printemps entre les PK 290 et 305. Aux alentours de Caudebec-en-Caux (PK 305-315), une modification des tendances est observée pour les quatre indices. Entre les PK 315 et 350 (Caudebec-en-Caux à Berville-sur-Mer) l'indice BIX augmente. La même tendance est observée pour le rapport de pente SR, alors que l'indice FI diminue (sauf en hiver pour ces deux indices) et que les valeurs de HIX varient peu dans cette zone de l'estuaire. Vers Tancarville (PK 330) un maximum pour SR est associé à des minima de BIX et FI en hiver, un minimum y est également observé au printemps pour l'indice BIX. Au-delà du PK 350, les indices BIX et SR (à l'exception de l'hiver) augmentent alors que HIX diminue et FI est minimal sauf en hiver où ce dernier augmente légèrement.

Comme pour l'examen des composants PARAFAC décrivant les MOD fluorescentes, cinq zones caractérisent les variations des indices optiques le long de l'estuaire. En amont de l'estuaire, entre Rouen et La Bouille (PK 260), les MOD sont caractérisées par une forte signature autochtone biologique ou microbienne et par la présence de matériel protéique. Dans cette zone, l'apport de matériel terrigène est réduit. Entre la Bouille et Heurteauville (PK 260-290), les MOD d'origine microbienne ou biologique sont encore bien présentes mais la proportion de matériel terrigène, aromatique et hydrophobe est plus élevée ainsi que la masse moléculaire moyenne. La part de composants d'origine biologique ou microbienne est plus faible de Heurteauville à Caudebec-en-Caux (PK 280-315) alors que la contribution des apports terrigènes (C1 et C2) augmente. La pyoverdine (C4) et les produits de photodégradation (C6) sont bien représentés dans cette zone. La photodégradation y est peut-être due à de plus forts apports terrigènes très sensibles aux réactions photochimiques (Dalzell et al., 2009). D'autre part, *P. aeruginosa* pourrait être liée également à ces apports terrestres et produirait de la pyoverdine en arrivant dans l'eau moins riche en fer. La zone entre Caudebec-en-Caux (PK 315) et Berville-sur-Mer (PK 345) est caractérisée à la fois par de plus fortes concentrations en MOD autochtone (BIX en été et automne ; C3 et C5) et un caractère aromatique du matériel (HIX élevé). Les échanges entre la MOP et la MOD peuvent être plus importants dans cette zone de turbidité maximum et la part des MOD d'origine terrigène peut y être moindre en raison de phénomènes de sorption et de floculation (Zhou et al., 2021). En aval de l'estuaire, au-delà du PK 350, les MOD terrigènes type C2 sont encore bien présentes, voire maximales, de même que l'activité biologique (BIX) et le matériel de type protéique (C5) qui augmentent logiquement avec l'influence marine. Le sidérophore pyoverdine apparaît également plus présent dans cette zone au printemps et en hiver ce qui pourrait traduire une limitation en fer à ces périodes à l'embouchure de la Seine.

3.2. Campagnes communes

3.2.1. Les facteurs environnementaux

Les cinq campagnes ont été réalisées en période d'étiage (Figure 3.14). Une campagne a été ajoutée en mars 2021 pour compléter les prélèvements de suprabenthos.

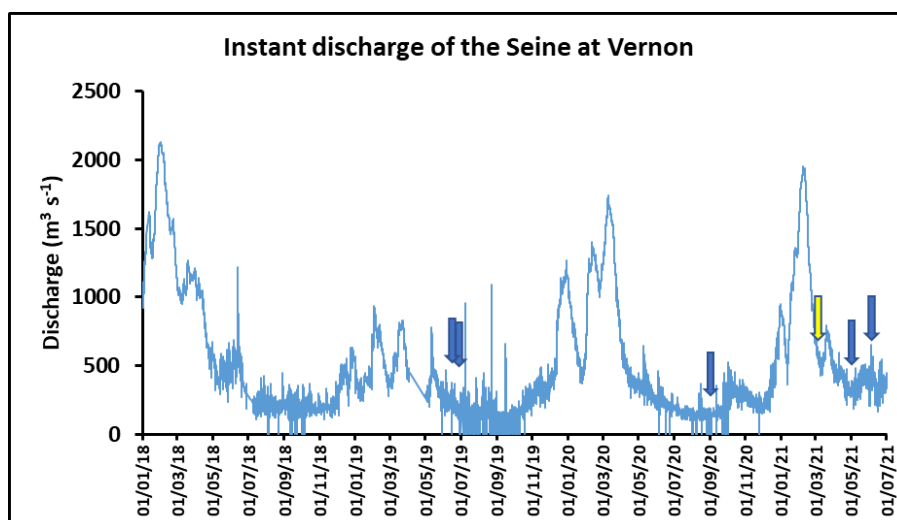


Figure 3.14 : Position des campagnes dans le cycle hydrologique (débit moyen journalier) à la station de Vernon (HydroPortail, eaufrance, code station H320 0001).

A l'exception de la campagne de mai 2021 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) où la température de l'eau est plus basse (de 13 à 15°C), les valeurs mesurées lors des quatre autres campagnes sont du même ordre de grandeur (de 19 à 24°C). Il s'agit de régimes estivaux de température avec des valeurs plus basses en aval qu'en amont en eau douce.

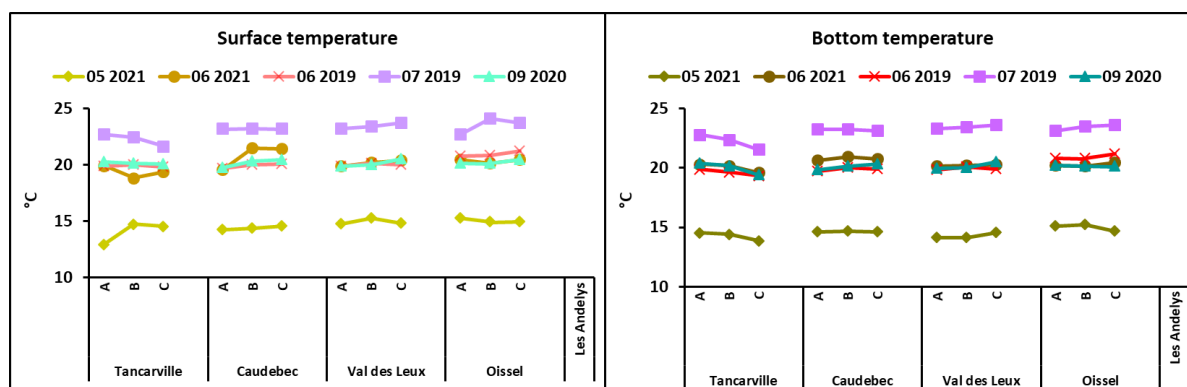


Figure 3.15 : Températures mesurées à toutes les stations en surface et au fond. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée.

Les profils de température, mesurés par la sonde *Conductivity Temperature Depth* (CTD) (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**6) montrent que la campagne de septembre 2020 présente les températures les plus homogènes (de 19,4°C à 21,5°C). Ces profils n'indiquent pas de gradient vertical de température.

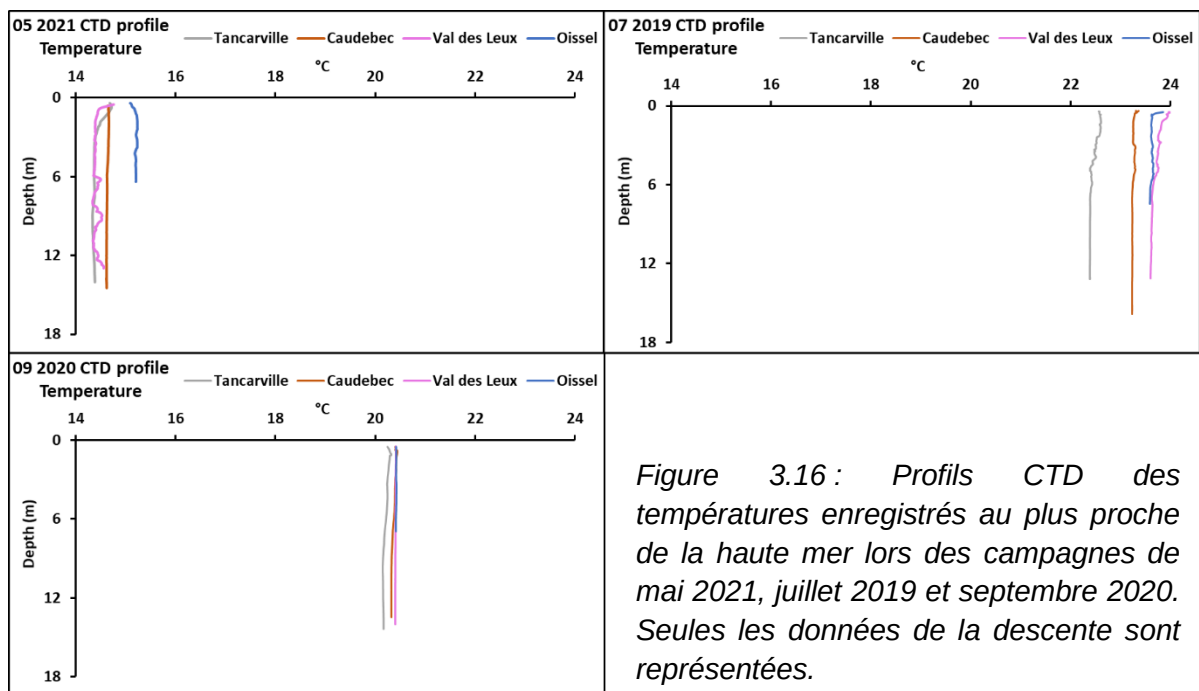


Figure 3.16 : Profils CTD des températures enregistrés au plus proche de la haute mer lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Seules les données de la descente sont représentées.

La conductivité est mesurée par la sonde CTD. Au cours du cycle de marée, la conductivité varie peu à Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux et Oissel restant en eau douce quelle que soit la campagne. La conductivité est nettement plus forte à Tancarville, notamment au fond au point C, en fin de pleine mer, qui est la période de remontée du gradient de salinité (Figure 3.177).

Les profils de salinité obtenus par des mesures de conductivité par la CTD (Figure 3.188) montrent qu'en fin de pleine mer, l'eau saumâtre n'est mesurée qu'à la station de Tancarville. Il existe une petite stratification surface/fond à Tancarville. La salinité maximale mesurée est de 14 au fond.

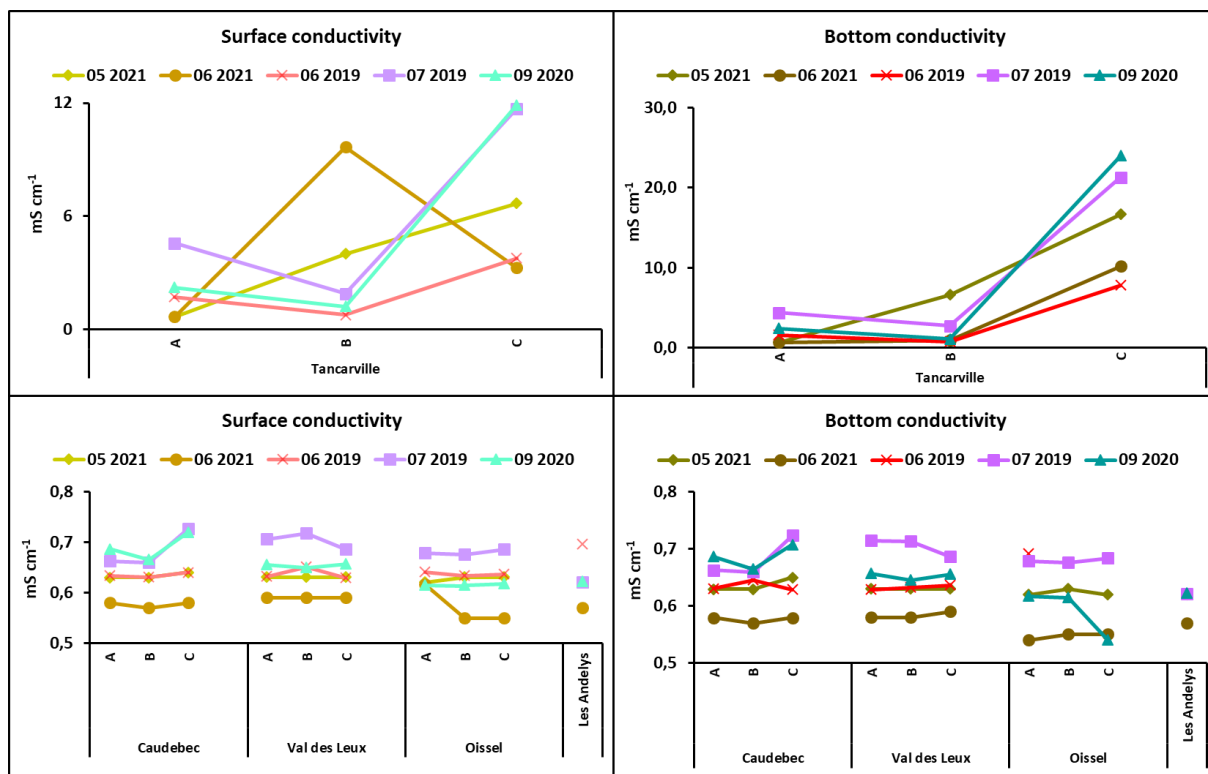


Figure 3.17 : Conductivité mesurée à toutes les stations en surface et au fond. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée. La station Tancarville a été séparée pour plus de lisibilité.

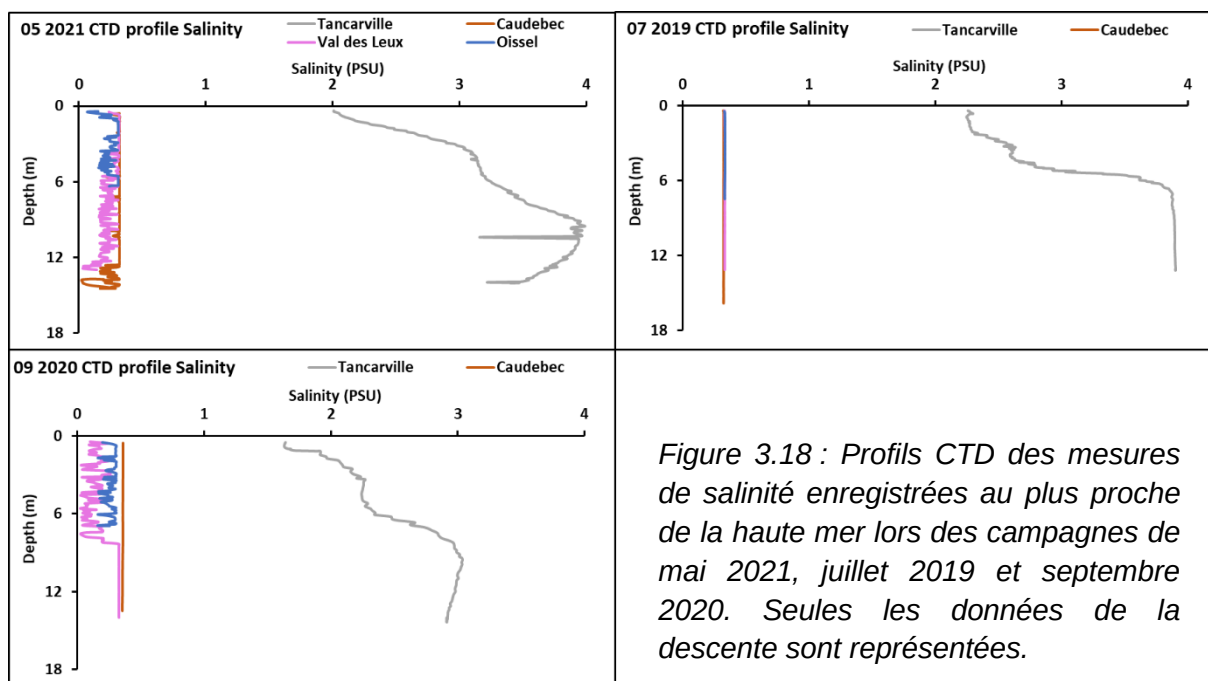


Figure 3.18 : Profils CTD des mesures de salinité enregistrées au plus proche de la haute mer lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Seules les données de la descente sont représentées.

3.2.2. Les matières en suspension

3.2.2.1. Caractéristiques physiques

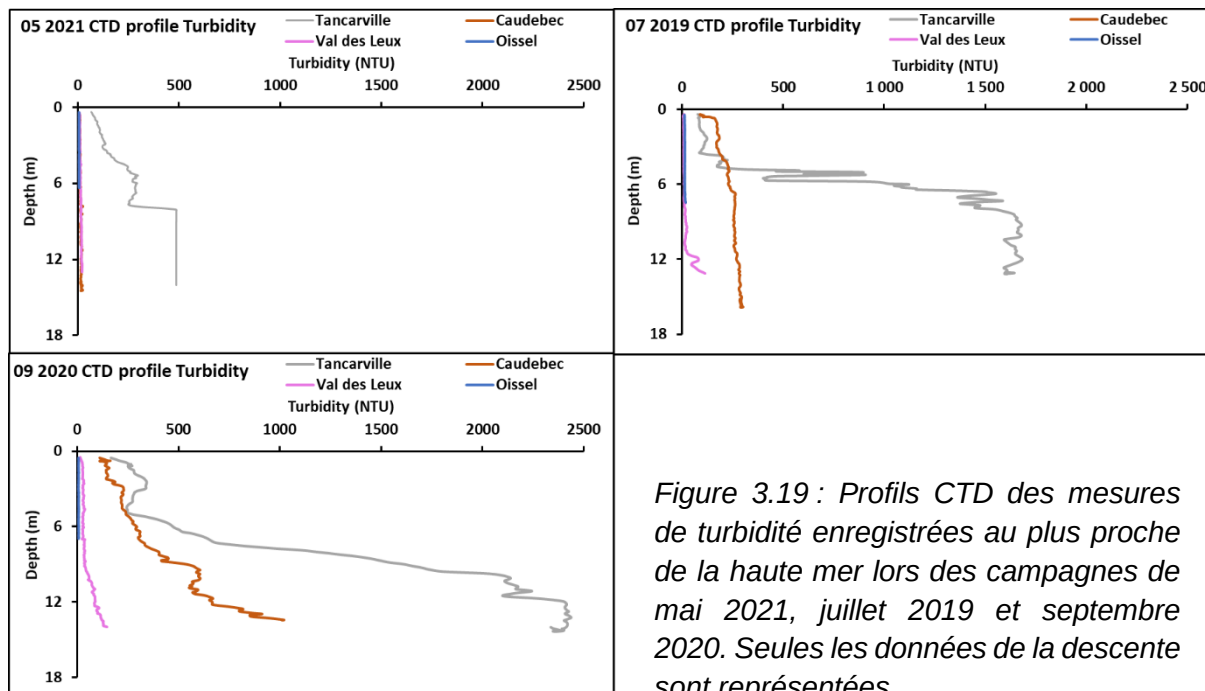


Figure 3.19 : Profils CTD des mesures de turbidité enregistrées au plus proche de la haute mer lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Seules les données de la descente sont représentées.

3.2.2.1.1. Profils CTD

Associé à la CTD, un capteur Obs a permis de mesurer la turbidité, corrélée à la concentration en MES (Figure 3.199). La turbidité est toujours faible à Oissel et Val-des-Leux. Elle devient plus forte à Caudebec-en-Caux et très forte à Tancarville, ce qui témoigne de la présence du bouchon vaseux autour de la haute mer. Le mois de septembre est le plus turbide, ce qui peut indiquer le renforcement de la concentration et de la remontée du bouchon vaseux. Une stratification verticale existe à haute mer à Tancarville avec une couche de fond très turbide.

3.2.2.1.2. Distribution de taille

Les mesures microgranulométriques par le *Laser In-Situ Scattering and Transmissometry* (LISST) ont été réalisées lors des campagnes de mai 2021 et juin 2021. Précédemment, en 2019 et 2020, le LISST n'était pas opérationnel. Ces mesures se sont déroulées en même temps que les profils CTD. Les tailles sont distribuées de 2,72 μm à 490 μm et sont représentées en courbes cumulatives (Figure 3.2020). Une sélection de granulométries mesurées tous les mètres à partir de la surface a été réalisée pour les trois périodes de chaque station. Pour chaque station nous avons regroupé toutes les granulométries mesurées au cours du cycle de marée de la surface au fond.

Nous observons les mêmes comportements granulométriques en mai et juin. A Oissel, les granulométries sont peu dispersées, assez homogènes avec un S.E. D50 de l'ordre de 80 à 180 μm . En se déplaçant vers l'aval, le S.E. D50 minimum diminue et le S.E. D50

maximum augmente (Tableau 3-II). A Tancarville, nous observons un S.E. D50 de 25 à 436 μm . La dispersion entre les échantillons est plus importante à l'aval qu'à l'amont indiquant des mélanges de particules de différentes origines.

Cette évolution amont-aval de la granulométrie avait été observée par (Druine et al., 2018). L'étude portait alors sur les sites de Fatouville, Tancarville, Val-des-Leux et Rouen de février 2015 à juin 2016.

Tableau 3-II : D50 minimum et D50 maximum calculés pour les courbes de la Figure 3.2020

D ₅₀ min-D ₅₀ max en μm	Mai-21	Juin-21
Oissel	76-125	80-180
Val-des-Leux	89-205	95-317
Caudebec	56-265	85-375
Tancarville	25-419	49-436

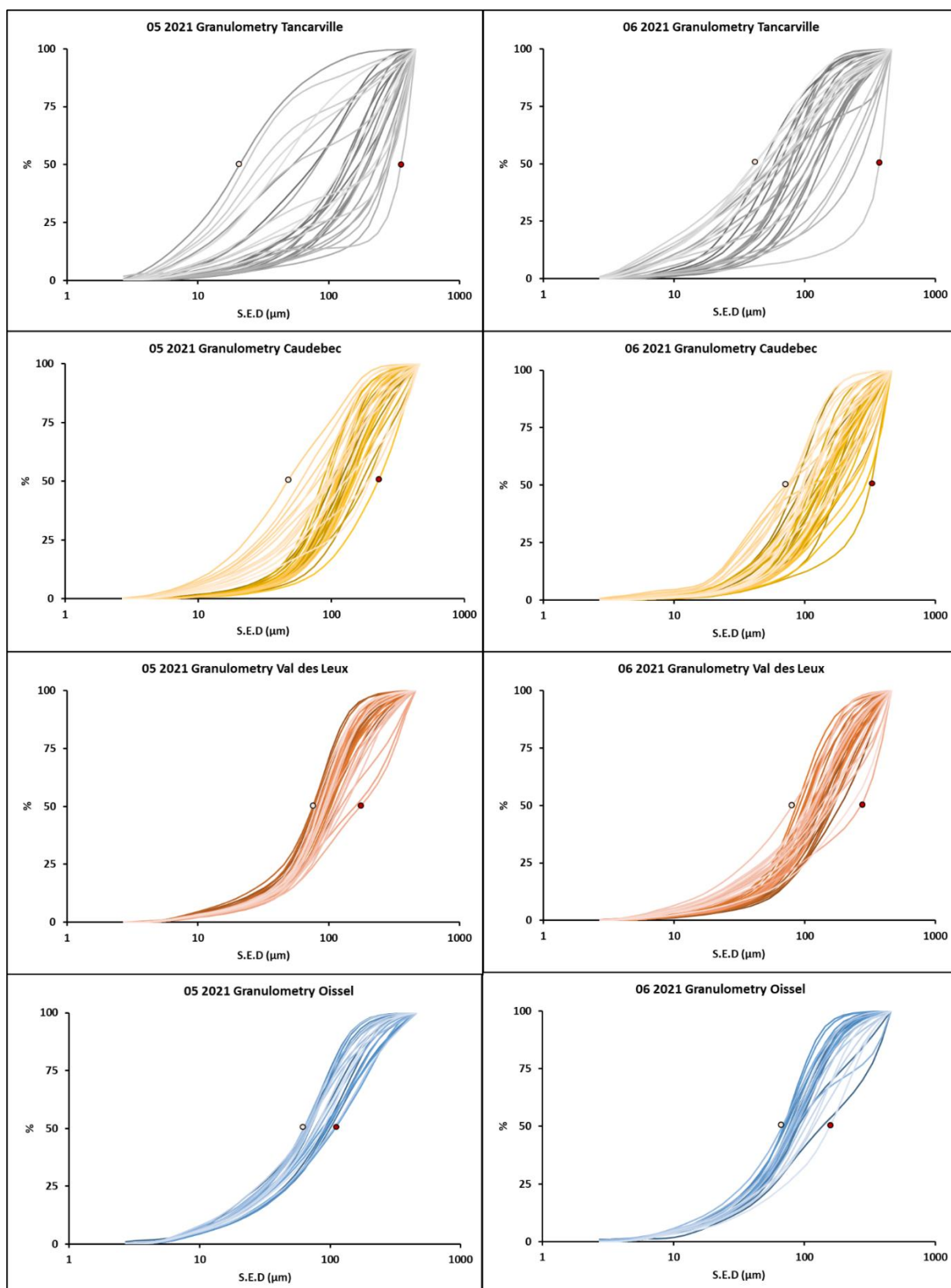


Figure 3.20 : Distribution cumulative des tailles des MES mesurées en Spherical Equivalent Diameter (S.E.D) aux différentes stations en aval de Poses pendant les campagnes de mai et juin 2021. - S.E.D50 max en rose et S.E.D50 min en blanc.

3.2.2.2. Concentration, composition et distribution

3.2.2.2.1. Concentrations et composition en termes de poids sec

Les concentrations en MES varient de 4,28 à 864,14 mg L⁻¹ en surface et de 10,22 à 244,60 mg L⁻¹ en profondeur, avec des maxima observés en juillet 2019 à toutes les stations, sauf Caudebec-en-Caux, où celui-ci est observé en septembre 2020. Les concentrations en MES diminuent de l'aval vers l'amont sur toutes les campagnes (Spearman-rank, $p < 0,05-0,001$) (Figure 3.211).

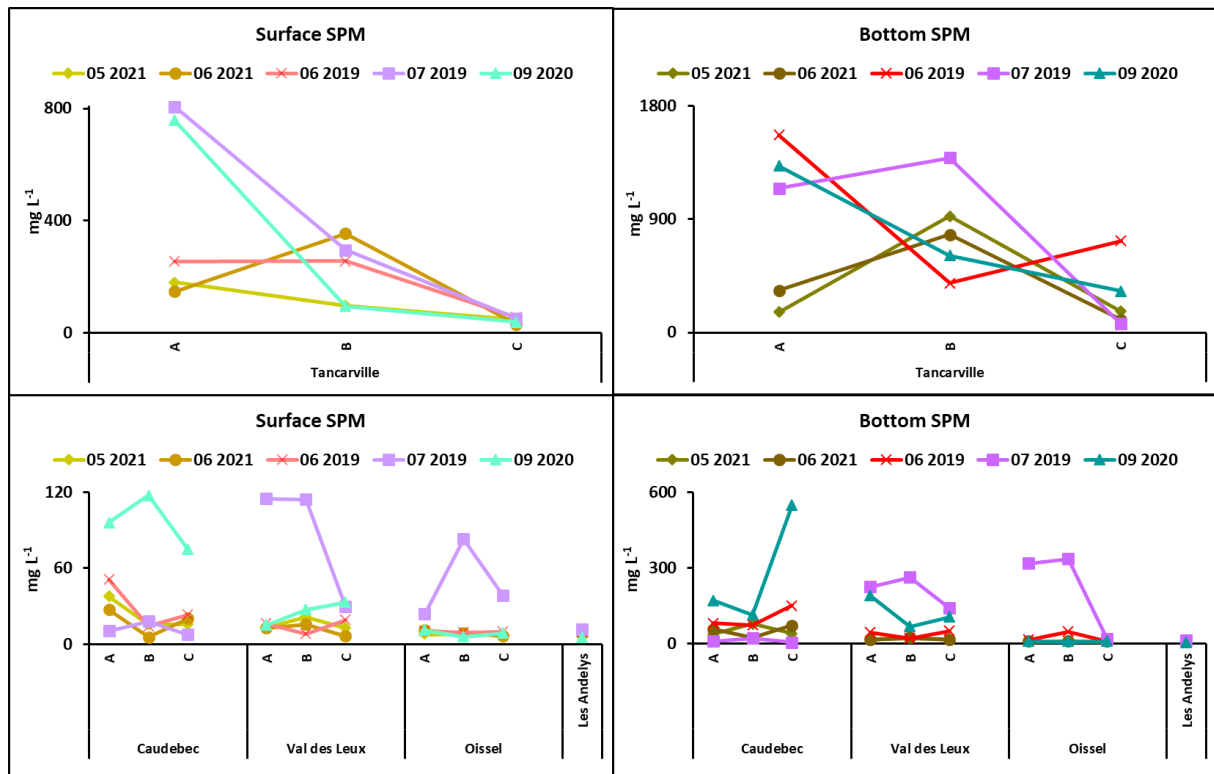


Figure 3.21 : Concentration en MES mesurée à toutes les stations en surface et au fond. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée. La station Tancarville a été séparée pour plus de lisibilité.

Le pourcentage de MOP dans les MES varie de 9,5 à 87,1 en surface et de 9,6 à 57,2 au fond. À l'exception de trois échantillons (SAR-C-130621-B; SAR-O-100521-C; SAR-A-110521), la majeure partie du poids sec est constituée de MIP (Figure 3.222). Le pourcentage de MOP augmente de l'aval vers l'amont à toutes les campagnes, en surface et au fond, sauf celle de juillet 2019. Bien que non directement impliquées dans le cycle de carbone, ces matières inorganiques interviennent dans le fonctionnement écologique par exemple par l'absorption de la lumière. Aussi, les organismes qui se nourrissent totalement ou en partie des MES (zooplancton, suprabenthos et filtreurs benthiques) doivent ingérer une suspension moins nutritive ou dépenser plus d'énergie à sélectionner des organismes vivants lorsque les MES sont constituées d'une plus forte proportion de MIP.

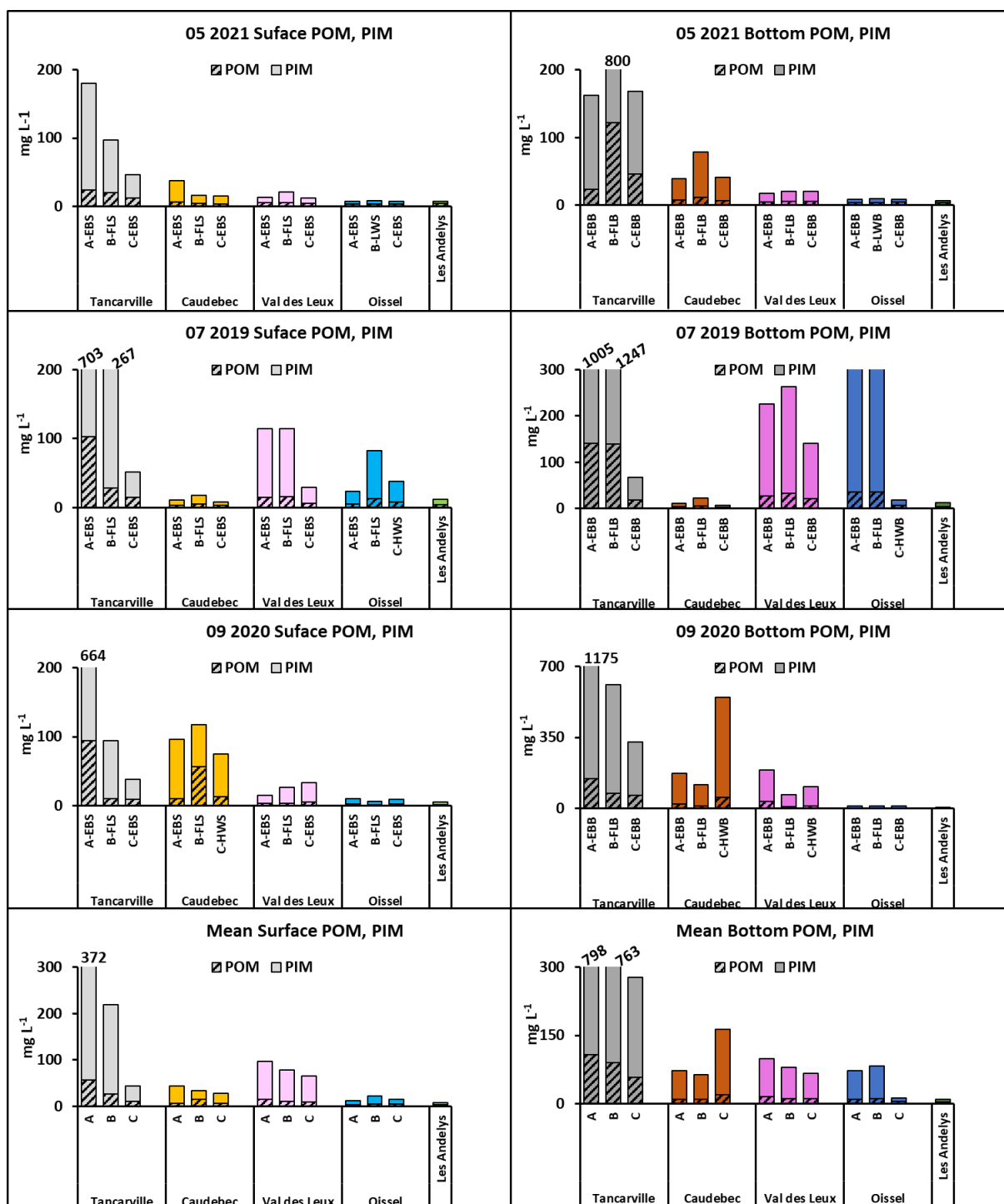


Figure 3.22 : Concentration des MOP et des Matières Inorganiques Particulaires (Particulate Inorganic Matter (PIM)) lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

3.2.2.2. Les marqueurs moléculaires et les signatures isotopiques

La composition des MOP a été suivie au moyen de trois méthodes de géochimie globale (pyrolyse Rock-Eval 6 (RE6), voir (Lafargue et al., 1998) pour les principes de la méthode), isotopique (^{13}C) et moléculaire. Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ diminuent de l'amont vers l'aval (Figure 3.233) comme classiquement observé en milieu estuarien (MOSAIC, Huguet (coord) et al., 2018 ; Thibault et al., 2019), en lien avec le mélange des masses d'eaux fluviales et marines. En effet, les MOP d'origine continentale sont naturellement appauvries en ^{13}C (-30 ‰ à -25 ‰) par rapport aux MOP d'origine marine, (entre -21 ‰ et -18 ‰). La signature des MOP continentales, arrivant par la Seine fluviale dans l'estuaire, résulte de la signature des détritiques terrestres, proche de celle des plantes C3 (-26 ‰ à -27 ‰) et de celle du matériel aquatique (c'est à dire du phytoplancton fluvial) variant entre -30 ‰ et -40 ‰ (Middelburg and Herman, 2007 ; voir aussi section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Il est donc difficile de déterminer, à base de la signature isotopique uniquement, la partie de (bio)masse ayant pour origine le phytoplancton et la partie issue des détritiques de végétation terrestre dans un mélange. Comme le phytoplancton estuarien se développe au sein de ce gradient de mélange des matières de différentes sources, il est très difficile de distinguer sa signature spécifique (Middelburg and Herman, 2007). La variation spatiale du $\delta^{13}\text{C}$ est observée de manière comparable en surface et au fond de la colonne d'eau et pour les différentes campagnes d'échantillonnage.

Un suivi des MOP à l'échelle moléculaire a également été réalisé afin d'obtenir des informations complémentaires à celles issues de la caractérisation globale des MOP. Certains constituants spécifiques des MOP peuvent ainsi être utilisés pour tracer les sources et le devenir de cette dernière en milieu estuarien. L'index BIT, varie entre 0 et 1, les plus fortes valeurs correspondant à un matériel majoritairement terrestre et les plus faibles valeurs à un matériel principalement aquatique (voir 3.1.2.1). Les valeurs de l'indice BIT sont comparables dans la partie fluviale (Les Andelys) et à l'amont de l'estuaire (Oissel) puis diminuent légèrement à partir de Val-des-Leux, avant de fortement diminuer à partir de Caudebec-en-Caux (Figure 3.233). Cette tendance est inverse à celle obtenue à partir des analyses isotopiques du $\delta^{13}\text{C}$ des MOP (Figure 3.233), les deux indicateurs étant significativement et fortement anti-corrélés aussi bien en surface ($R^2 = 0,81$ en combinant les données disponibles en juin et juillet 2019 et septembre 2020) qu'au fond de la colonne d'eau ($R^2 = 0,72$ pour le même set de données). Ce résultat reflète la dilution du matériel d'origine terrigène le long de l'estuaire.

Une autre famille de molécules organiques utilisée comme traceurs de sources de MO, les stérols, a également été étudiée. Nous avons ainsi observé que les stérols provenant des végétaux terrestres (appelés phytostérols) sont majoritaires tout au long de l'estuaire (Figure 3.244) par rapport aux stérols ubiquistes, comme le cholestérol, et aux composés d'origine aquatique, comme le brassicastérol (molécule produite par les algues). Les analyses de ces composés spécifiques suggèrent que la composante terrigène est plus importante que celle d'origine autochtone au sein des MOP de l'estuaire de Seine. Les stérols, comme les autres traceurs isotopiques et moléculaires, montrent cependant que la composition des MOP varie spatialement. On observe en effet une variation nette de la composante algale des MOP, représentée par le brassicastérol (Figure 3.244). L'abondance relative de ce composé, indiquant une proportion de MO d'origine phytoplanctonique plus élevée, est nettement plus importante à Val-des-Leux qu'à Oissel et Caudebec-en-Caux. Cette tendance est également

en bon accord avec les données de biomasse et de productivité primaire, nettement plus élevées dans la même zone (voir 3.3.1).

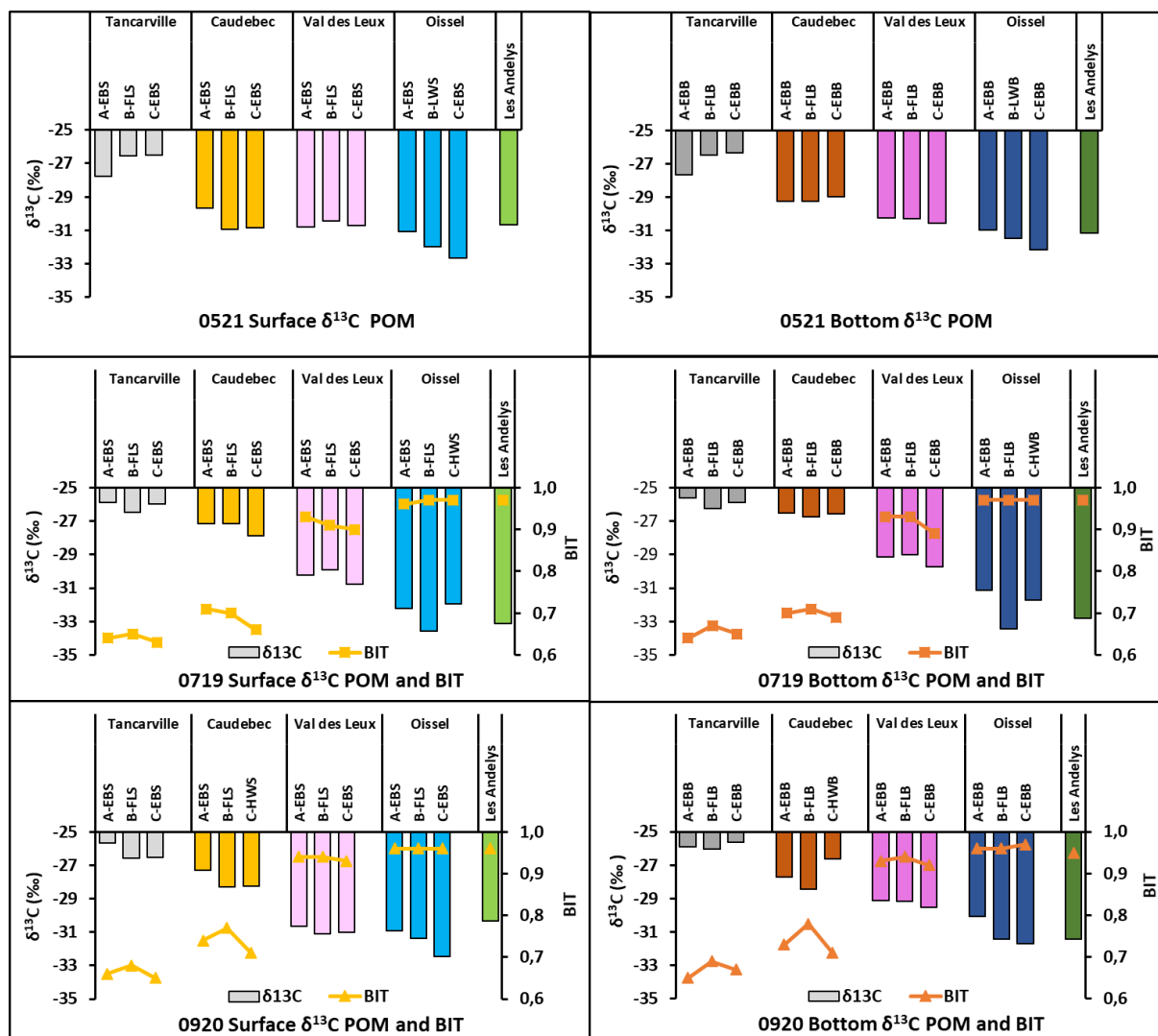


Figure 3.23 : Variations de la composition isotopique en carbone 13 ($\delta^{13}\text{C}$) des matières organiques particulaires et de l'indice BIT, représentatif des apports de matières organiques provenant des sols (calculé à partir de l'abondance relative des tétraéthers de glycérol, molécules organiques d'origine microbienne) en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de juillet 2019, septembre 2020 et mai 2021 (N.B.: seules les données isotopiques sont actuellement disponibles pour la campagne de mai 2021). A, B, C indiquent les 3 échantillonnages au cours de la journée.

Enfin, les différents traceurs étudiés ($\delta^{13}\text{C}$, tétraéthers, stérol ; Figure 3.244) n'ont pas révélé d'influence majeure de la saison ni de la profondeur de prélèvement sur les variations spatiales de la composition de la MOP.

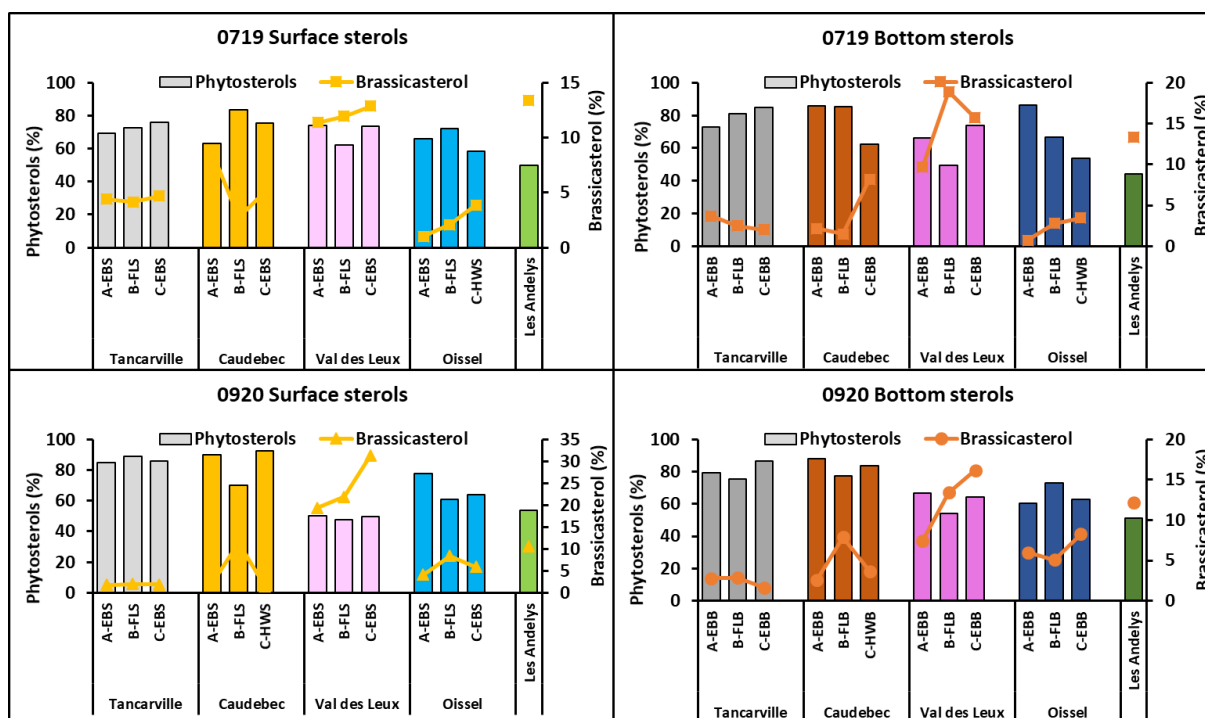


Figure 3.24 : Variations du pourcentage de phytostérols (composés d'origine de végétaux terrestres) et de brassicastérol (composé d'origine algale) vs. l'abondance totale des stérols en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de juillet 2019 et septembre 2020.

Pour les signatures organiques par pyrolyse RE6, il n'existe pas de différences significatives entre les prélèvements de surface et de profondeur, les valeurs des paramètres RE6 sont donc moyennées par campagne. Les teneurs en COP des MOP sont comprises entre 0,65 et 5,20 % et sont plus élevées pour les MOP présentant une signature aquatique. Cette signature se caractérise par une richesse en composés hydrocarbonés (paramètres S2 et IH, qui reflètent des molécules plus labiles (Lafargue et al., 1998 ; Baudin et al., 2015), de faibles Indices d'Oxygène (IO) par rapport aux MOP détritiques terrestres, et est soulignée par des rapports $IH/IO \geq 2$ (Indice d'Hydrogène (IH)) (Figure 3.255). Ces MOP aquatiques apparaissent donc dominantes pour les trois stations situées les plus en amont pour les campagnes de juillet 2019 et septembre 2020, ce qui signifierait une production primaire plus élevée dans la partie amont de l'estuaire et la station fluviale (Les Andelys) par rapport aux stations en aval. Cette tendance correspond aux résultats de la production primaire relevés pendant les campagnes bimestrielles (

Figure 3.5Figure 3.6). Durant les autres campagnes, des MOP d'origine détritique terrestre dominant pour les trois stations amonts. A l'aval, les sites de Caudebec-en-Caux et de Tancarville montrent logiquement des MOP d'origine mixte entre un pôle aquatique et détritique terrestre soulignant la dilution des apports fluviaux par les MOP produites par le phytoplancton dans l'estuaire ou par les MOP marines. Ces MOP acquièrent un caractère légèrement plus réfractaire vers l'aval comme en témoignent les valeurs plus élevées du rapport RC/COP (Refractory Carbon (RC)) (Carrie et al., 2012; Gardes et al., 2021) (Figure 3.266) des échantillons de Tancarville et de Caudebec-en-Caux qui pourrait exprimer une légère dégradation dans le continuum de la Seine. Toutefois, avec des valeurs RC/COP ne

dépassant pas 0,71 (Tancarville, juin 2019, mai 2021), ce caractère réfractaire reste plutôt relatif et s'explique par le fait que les campagnes se sont déroulées dans un contexte hydrologique d'étiage et non lors des épisodes de crues. C'est en effet pendant ces épisodes de haut débit que la Seine est plus chargée en MES avec des flux organiques détritiques plus élevés contenant des MOP plus réfractaires (Gardes et al., 2021). Lors de la production de MOP aquatique d'origine fluviale en juillet 2019 et septembre 2020 et pour les trois stations amont, les MOP deviennent logiquement plus labiles. Sans qu'il soit possible de l'expliquer, il est également à noter que des MOP anormalement labiles ($RC/COP < 0,50$) sont observées pour la campagne de Mai 2021 pour les trois stations amont (Andelys, Oissel, Val-des-Leux). Pendant cette campagne, des pourcentages élevés de MOP par rapport aux MES sont observés à Oissel et aux Andelys (voir 3.2.2.2).

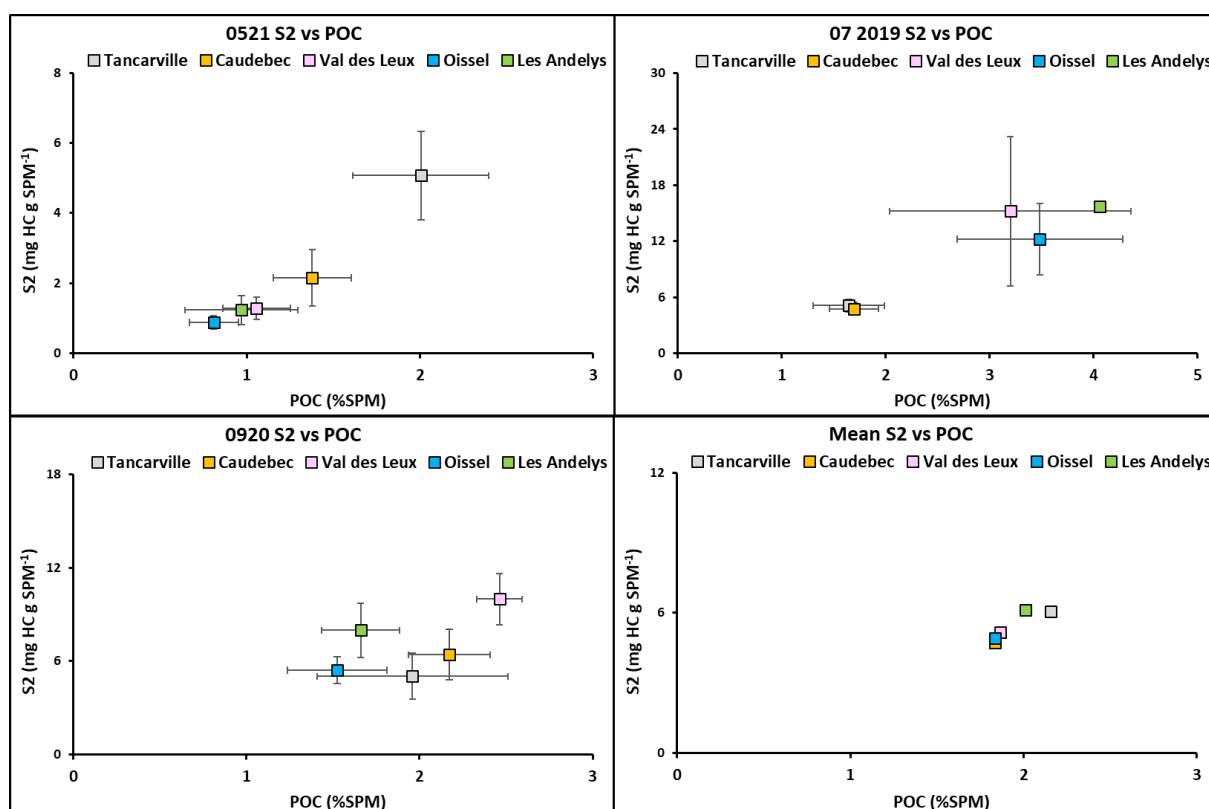


Figure 3.25 : S 2 (indicateur d'origine des matières, plus élevé pour origine phytoplanctonique aquatique que détritiques terrestres) en fonction du contenu en matières organiques des SPM (POC (% SPM)) pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Le 4ème graphique montre les valeurs moyennes des 5 campagnes. Voir texte pour plus d'explications.

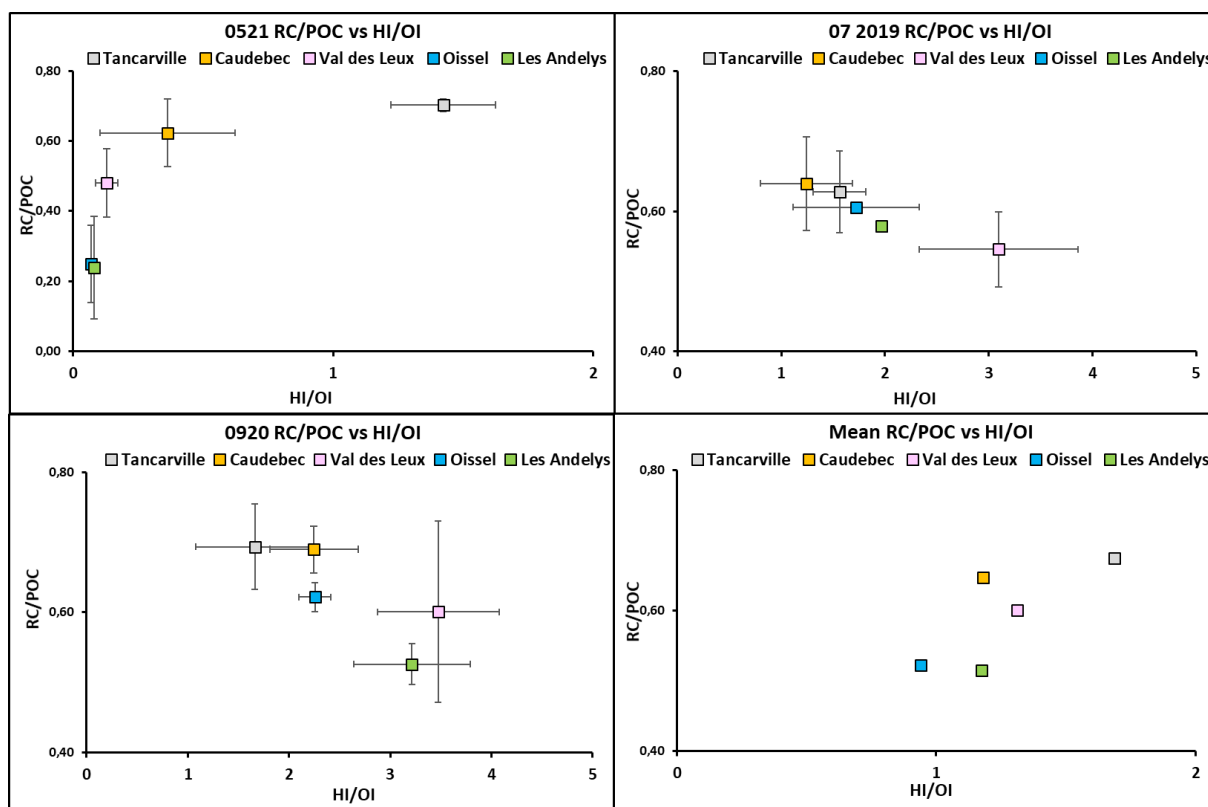


Figure 3.26 : RC/POC (indicateur de caractère réfractaire) en fonction de HI/OI (indicateur d'origine des matières ; HI/OI > 2 indique un caractère d'origine phytoplanctonique) pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Le 4^{ème} graphique montre les valeurs moyennes des 5 campagnes. Voir texte pour plus d'explications.

3.2.2.2.3. Les exopolysaccharides B-EPS et TEPs

Les excréments de carbone par le phytoplancton sous forme de différents exopolysaccharides, B-EPS, TEP et S-EPS, ont été quantifiées.

Les B-EPS correspondent aux EPS qui sont liés au phytoplancton et à d'autres particules organiques et minérales ; les S-EPS font partie de la fraction soluble. Cette fraction est séparée des particules à l'aide d'une résine échangeuse d'ions. Les résultats (Figure 3.277) montrent que les B-EPS présentent des concentrations du même ordre de grandeur que les TEP. Il n'y a pas de différences significatives entre les deux fractions ($p = 0.219$). Les B-EPS et les TEP traduisent ainsi le même type de *pools* de carbone, c'est-à-dire un *pool* de carbone très riche en polysaccharides avec des propriétés d'adhésion importantes aux cellules et autres particules. La dynamique des B-EPS est globalement la même, cependant des découplages sont observés sur certains points ou à certaines périodes de l'année. Un gradient croissant amont-aval est observé en moyenne. Les valeurs les plus faibles sont mesurées aux Andelys et à Oissel et les valeurs les plus fortes sont observées à Tancarville, en particulier au fond où les concentrations sont en moyenne deux fois supérieures à celles de surface. L'accumulation de matière caractérisée par les fortes concentrations en MES au niveau de Tancarville se retrouve ainsi logiquement au niveau des concentrations de TEP et B-EPS. Les TEP correspondent à une fraction particulière supérieure à $0,4 \mu\text{m}$, ces TEP ont comme précurseur des EPS qui peuvent être des B-EPS ou des S-EPS. Les concentrations en S-EPS sont présentées dans la section 3.2.3.

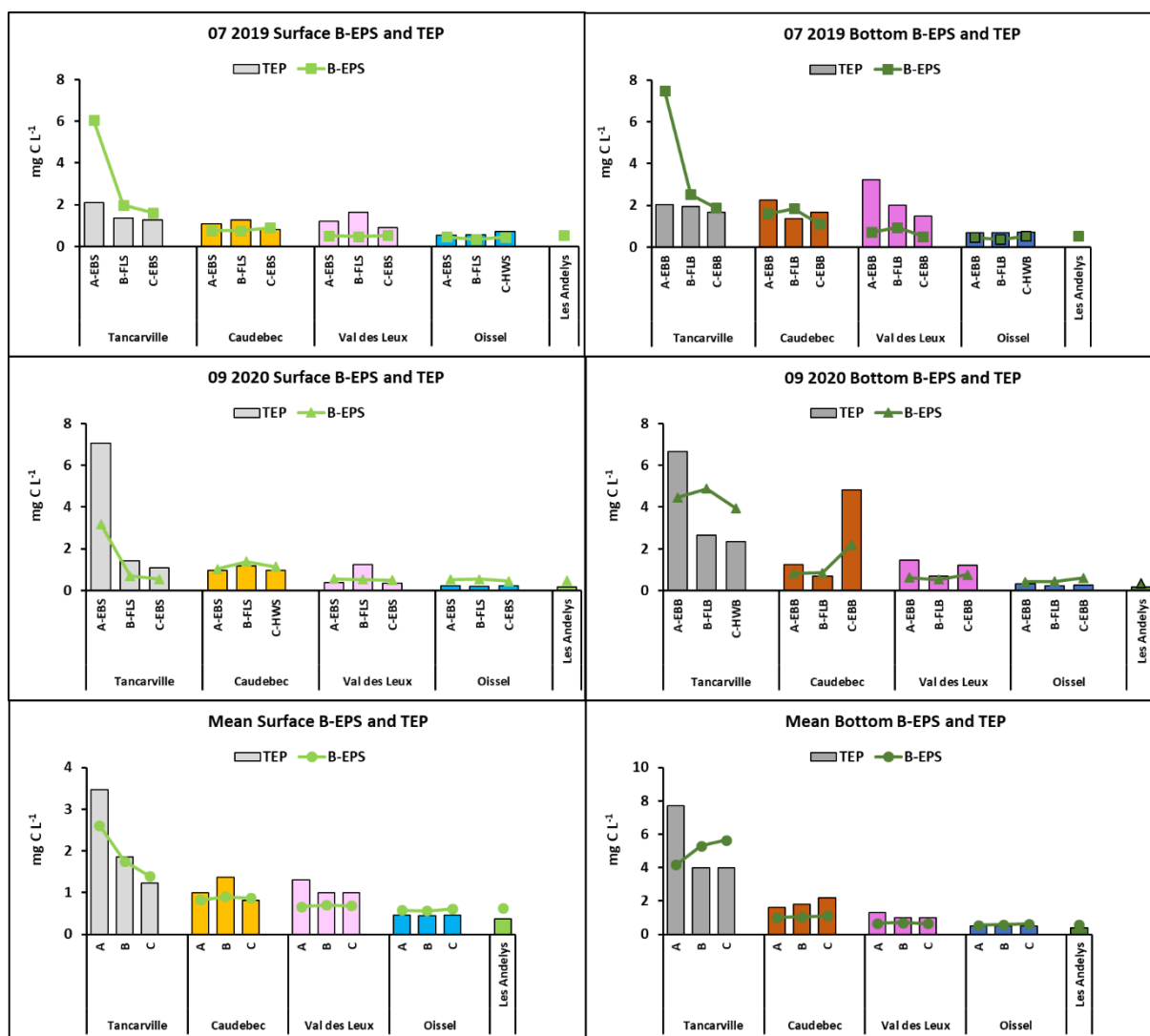


Figure 3.27 : Variations des concentrations en TEP et B-EPS exprimées en mg C L^{-1} en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

3.2.3. Les matières dissoutes : composition et distribution

3.2.3.1. Les exopolysaccharides S-EPS

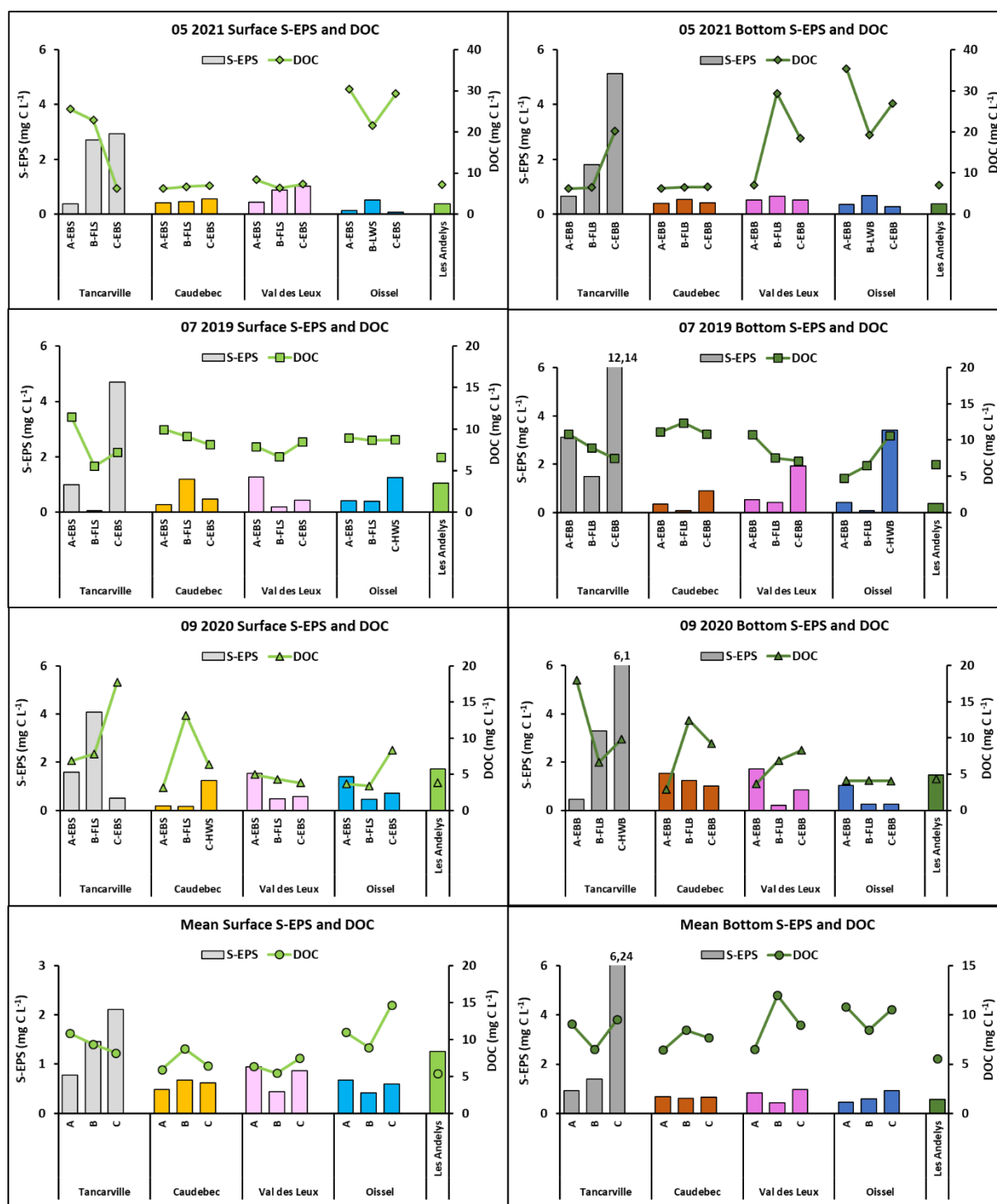


Figure 3.28 : Variations des concentrations en S-EPS et DOC exprimées en mg C L⁻¹ en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

Les S-EPS représentent la fraction dissoute des polysaccharides, les sources sont très variées en particulier en estuaire. Le phytoplancton, les bactéries sont les principaux producteurs mais la faune peut également en produire. Il est intéressant de mettre en parallèle la dynamique des S-EPS et celle du COD pour appréhender la part du COD représentée par les S-EPS. Les méthodes d'analyses étant très différentes, il convient d'interpréter cette relation S-EPS/COD avec prudence. Aucune relation significative n'apparaît entre la concentration en COD et les S-EPS et les concentrations mesurées sont significativement différentes. En surface les S-EPS représentaient en moyenne 10.04 % du COD et au fond 13.83 %. Les plus fortes valeurs de S-EPS sont quantifiées à Tancarville, avec cependant de grandes différences entre les trois phases de marée échantillonnées (Fig. 3.28). Ces résultats sont en accord avec les concentrations élevées en TEP et B-EPS mesurées sur ce point, et les valeurs les plus fortes sont observées au fond pour Tancarville. Les moyennes de COD sont légèrement plus fortes en surface, 8,91 mg C L⁻¹ contre 8,51 mg C L⁻¹ au fond sans différences significatives ($p = 0,743$). Contrairement aux S-EPS qui font ressortir la station Tancarville, la dynamique du COD ne présente pas de tendance particulière le long de l'estuaire. Il sera nécessaire d'explorer ce découplage entre les S-EPS et COD à Tancarville pour comprendre si l'origine est uniquement méthodologique ou s'il est lié à la nature particulière du *pool* de MO présent au niveau du "bouchon vaseux".

3.2.3.2. Propriétés optiques des matières organiques dissoutes

La caractérisation globale des MOD a été réalisée par l'analyse de ses propriétés optiques (absorbance UV-Visible et fluorescence 3D) pour l'ensemble des échantillons des cinq campagnes communes.

La Figure 3.299 montre les variations des indices de fluorescence HIX (indice d'humification) et BIX (indice d'activité biologique) pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020 ainsi que de leurs moyennes calculées pour les 5 campagnes.

Dans l'ensemble, les valeurs de HIX sont plutôt faibles (moyennes < 7) et celles de BIX élevées (moyennes > 0,85) traduisant des sources terrigènes modérées et une forte production autochtone de MOD sur toute la zone d'étude. Les distributions de ces indices (Figure 3.299) montrent tout d'abord une variation temporelle. L'indice HIX est notamment maximal en septembre 2020 avec des valeurs comprises entre 7 et 12,5 (à l'exception toutefois du site le plus amont, Les Andelys, pour lequel les plus faibles valeurs de HIX sur l'ensemble des campagnes sont observées (3,7-4,3) et minimal en mai 2021 (4,1-5,4). L'indice BIX est quant à lui plus élevé en septembre 2020 (0,91-1,03) et plus faible (0,83-0,91) en mai 2021. Quelques différences sont observées entre la surface et le fond, notamment à Val-des-Leux en septembre 2020 avec de plus fortes valeurs de HIX associées à des valeurs plus faibles de BIX pour les échantillons de fond, mais les tendances restent généralement similaires entre la surface et le fond pour tous les sites. Sur l'ensemble des données, les valeurs des deux indices ne diffèrent pas entre la surface et le fond (*paired test* ou *signed rank test*, $p < 0.05$).

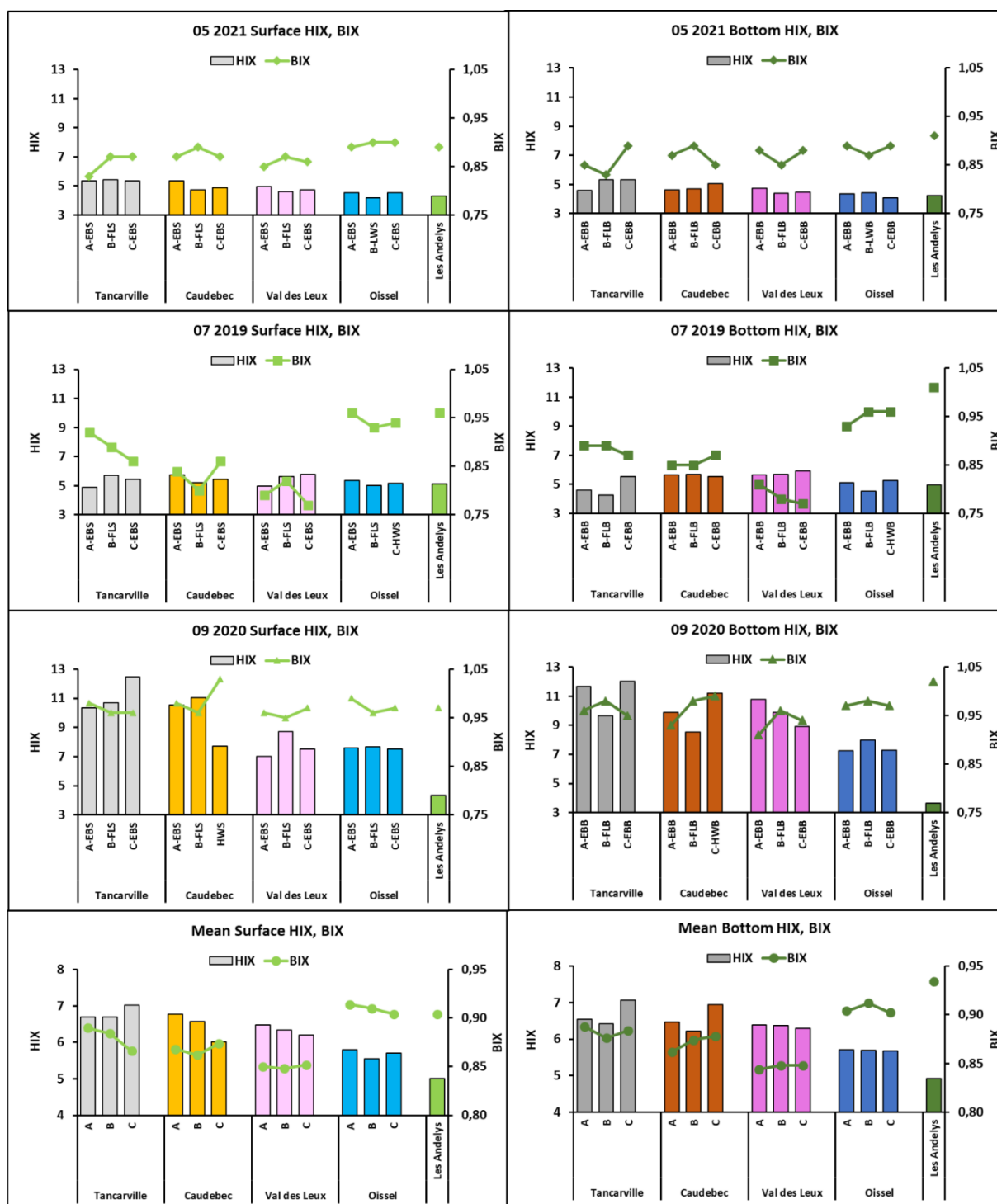


Figure 3.29 : Variations des indices d'humification (HIX) et de production autochtone (BIX) en surface et au fond calculés pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les graphiques sur la dernière ligne présentent les moyennes des indices pour les cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

La Figure 3.29 montre également une variation spatiale des indices HIX et BIX. En septembre 2020 notamment, l'indice HIX augmente de l'amont vers l'aval traduisant un caractère aromatique de la MOD de plus en plus marqué vers l'aval, alors que l'indice BIX varie peu entre les sites. Des variations de BIX sont visibles en fonction des phases de marée. Des tendances similaires sont observées pour ces deux indices en mai 2021. En revanche, en juillet 2019, le gradient amont-aval n'apparaît plus pour HIX dont les valeurs les plus fortes sont obtenues pour Val-des-Leux et Caudebec-en-Caux. L'indice BIX est minimal à Val-des-Leux à cette date et augmente ensuite vers l'aval, alors que les valeurs maximales caractérisent les sites amont Oissel et Les Andelys. Cette tendance ressort également sur les graphiques des moyennes pour BIX avec les valeurs maximales observées pour les deux sites les plus amont, les valeurs minimales à Val-des-Leux puis une augmentation de l'indice vers l'aval.

Cette variabilité temporelle est bien mise en évidence sur la Figure 3.30. Les échantillons de septembre 2020 se singularisent avec, à l'exception du site Les Andelys, les plus fortes valeurs de HIX comprises entre 7 et 13 associées aux plus fortes valeurs également de l'indice BIX qui varient relativement peu entre 0,95 et 1. Pour cette campagne, la discrimination des échantillons se fait donc sur les valeurs de HIX et donc le caractère aromatique des MOD. Quelle que soit la valeur de HIX, une forte production autochtone de MOD caractérise tous les échantillons de septembre 2020. Les échantillons de juin 2019 présentent des caractéristiques de MOD intermédiaires avec HIX variant de 6 à 8 et BIX de 0,8 à 0,9. Pour les échantillons de juillet 2019, HIX varie un peu moins, entre 5 et 6, et la discrimination des caractéristiques des MOD à cette date se fait plutôt avec l'indice BIX dont la gamme de variation s'étend de 0,8 à 1. Les MOD des échantillons de mai et juin 2021 sont caractérisés par de plus faibles valeurs de HIX (< 5,5) et un indice BIX variant moins, de 0,8 à 0,9, comme en juin 2019.

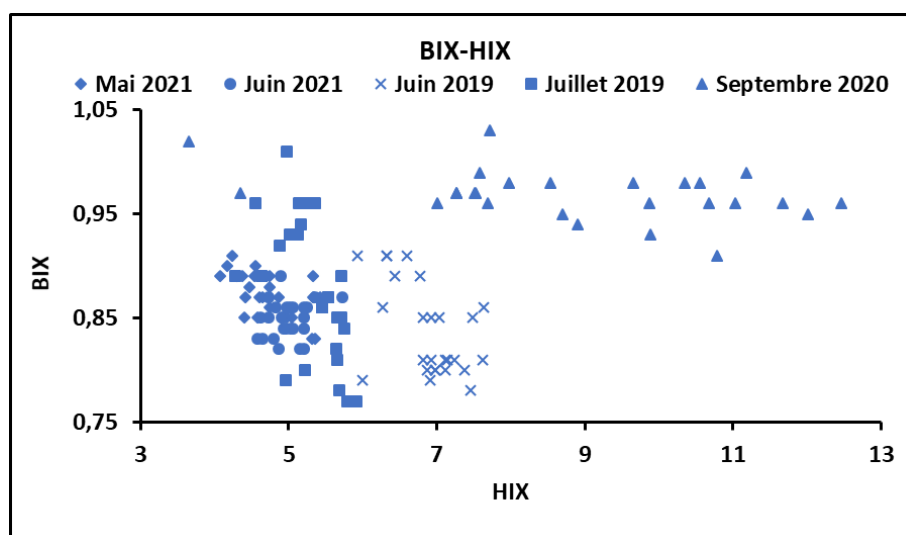


Figure 3.30 : Variations de l'indice de production autochtone (BIX) en fonction de l'indice d'humification (HIX) calculés pour l'ensemble des échantillons des cinq campagnes communes de juin 2019 à juin 2021.

La Figure 3.311.a montre la discrimination spatiale des caractéristiques des MOD. Les sites amont de Oissel et Les Andelys sont caractérisés par une forte signature biologique des MOD (valeurs moyennes de BIX les plus élevées) et une contribution terrigène faible à modérée (moyennes de HIX < 6). Le site de Val-des-Leux se singularise avec les plus faibles valeurs de BIX (0,84-0,85) et des valeurs de HIX variant peu de 6,2 à 6,5. Les MOD des sites de Tancarville et Caudebec-en-Caux présentent des caractéristiques intermédiaires avec des valeurs de BIX et HIX variant respectivement de 0,86 à 0,89 et de 6 à 7.

La décomposition PARAFAC des spectres EEM des 130 échantillons des cinq campagnes communes a permis de déterminer cinq composants (Annexe I Figure 4) expliquant l'ensemble du jeu de données. Les Figure 3.311.b à f montrent la variabilité de la fluorescence relative moyenne de chacun des composants PARAFAC entre les cinq sites pour les échantillons de surface seulement, les distributions observées pour les échantillons de fond étant similaires.

La fluorescence relative du composant C1 (Figure 3.311.b) est la plus forte à Val-des-Leux. Ce composant est principalement attribué dans la littérature à de la MOD terrigène, aromatique et hydrophobe (Kothawala et al., 2015 ; Andersson et al., 2018). Son spectre EEM est similaire à celui du syringaldéhyde (produit lors de la dégradation de la lignine et présent notamment dans le bois d'épicéa et d'érable) (Peleato et al., 2017). Ce composant a été observé dans des sites forestiers (Murphy et al., 2014). Le composant C1 a aussi été décrit comme issu de la lixiviation de feuilles (Cuss and Guéguen, 2015; Wheeler et al., 2017; , K. I., Levia, D. F., & Hudson, 2017 ; Calderó-Pascual et al., 2022) ou encore associé à des exsudats de macrophytes, qui sont très réactifs à la lumière du soleil et à l'activité bactérienne (Calderó-Pascual et al., 2022). Il correspond au composant 1 décrit dans la section 3.1.2 pour les campagnes bimestrielles.

Les proportions du composant C2 (Figure 3.311.c) sont maximales à Oissel et Les Andelys, minimales à Val-des-Leux et intermédiaires en aval à Caudebec-en-Caux et Tancarville. Ce composant correspond à du matériel récemment produit ou transformé par l'activité biologique/microbienne dans le milieu (Parlanti et al., 2000 ; Wauthy et al., 2018).

La contribution du troisième composant (C3) augmente d'amont en aval (Figure 3.311.d). Ce composant correspond au sidérophore pyoverdine (composant 4 décrit dans la section 3.1.2). L'augmentation de la proportion de ce composant en aval pourrait donc refléter une limitation en fer et/ou des apports anthropiques plus importants dans cette zone de l'estuaire.

Le composant C4 (Figure 3.311.e) est majoritaire à Val-des-Leux et Caudebec-en-Caux, légèrement plus faible à Tancarville et minimal en amont à Oissel et Les Andelys. Il a été décrit comme un intermédiaire de transformation des MOD dérivées d'une source terrestre, sol ou plante, et probablement produite par photodégradation (Osburn et al., 2012 ; Du et al., 2016 ; D'Andrilli et al., 2017) ou dégradation bactérienne (Williams et al., 2010).

Le composant C5 (composant 5 décrit dans la section 3.1.2.2) correspondant quant à lui à du matériel de type protéique et lié à l'activité biologique dans le milieu (Parlanti et al., 2000 ; Catalán et al., 2021) est majoritaire dans la zone amont de l'estuaire à Oissel et Les Andelys (Figure 3.311.f).

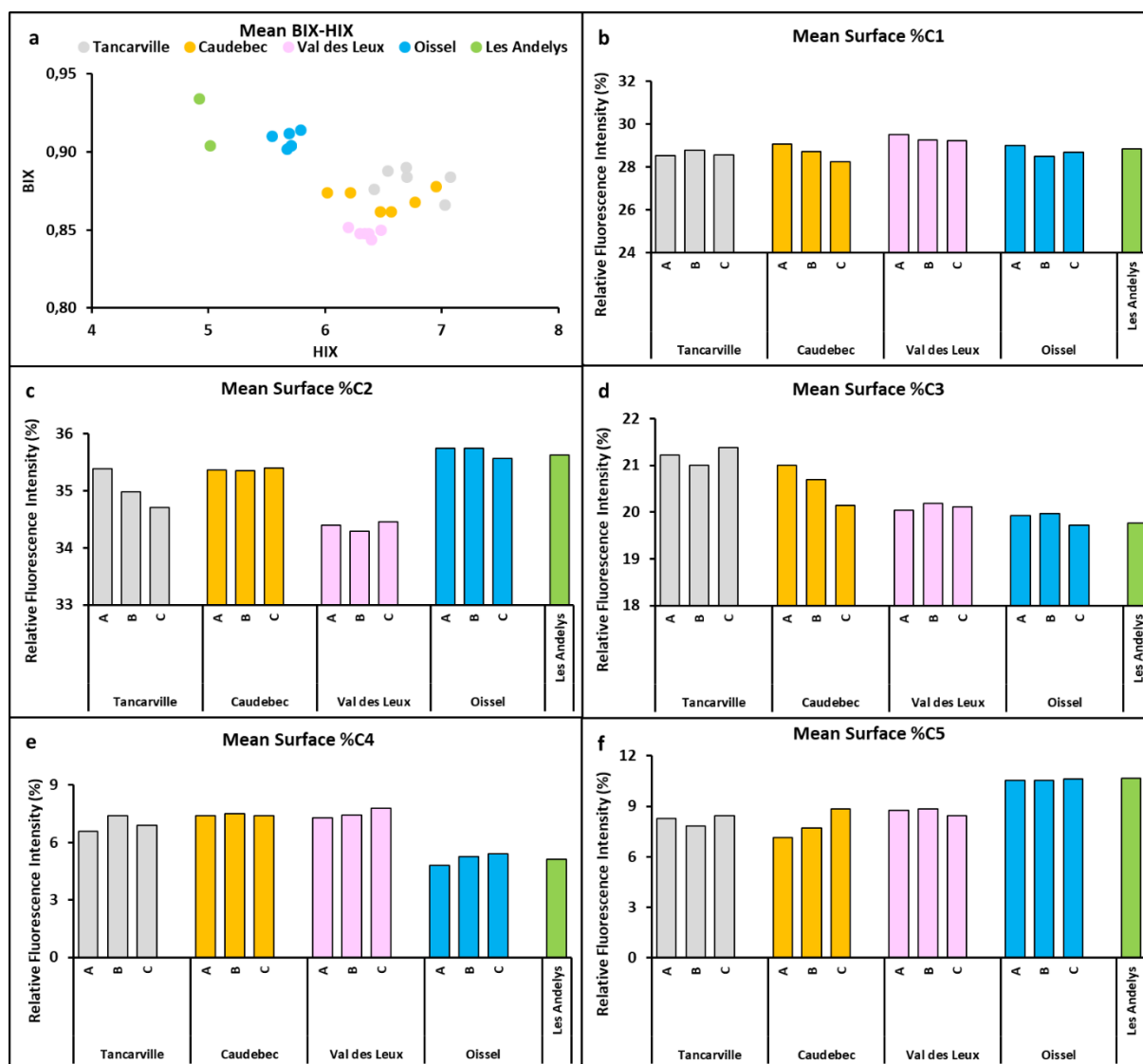


Figure 3.31 : **a)** Variations des moyennes de l'indice de production autochtone (BIX) en fonction des moyennes de l'indice d'humification (HIX) calculées pour chaque phase de marée des cinq campagnes communes. Moyennes des pourcentages d'intensité de fluorescence des cinq composants déterminés par PARAFAC pour les échantillons de surface des cinq campagnes : **b)** C1, **c)** C2, **d)** C3, **e)** C4 et **f)** C5.

La forte signature biologique des MOD observée en amont (Figure 3.311.a) est expliquée par la prédominance des composants 2 et 5 à Oissel et Les Andelys. La prédominance de C1 et les proportions minimales de C2 à Val-des-Leux pourraient expliquer la singularité des caractéristiques des MOD pour ce site et la discontinuité observée dans la composition des MOD d'amont en aval.

3.2.4. Le phytoplancton : distribution, composition, diversité

La concentration en chlorophylle a (Chla), représentant la biomasse phytoplanctonique, est généralement la plus élevée à Caudebec-en-Caux et/ou à Val-des-Leux (Figure 3.32), aussi bien en surface qu'au fond. Les concentrations sont, sur la totalité des données, plus élevées au fond qu'en surface. La fraction de phéopigments a, indicateurs de la Chla dégradée, est significativement plus élevée au fond qu'en surface, et montre souvent des pics

à Tancarville et Val-des-Leux, surtout pendant la première phase de jasant (Figure 3.322). La plus petite fraction de phéopigments est systématiquement observée à Oissel et aux Andelys.

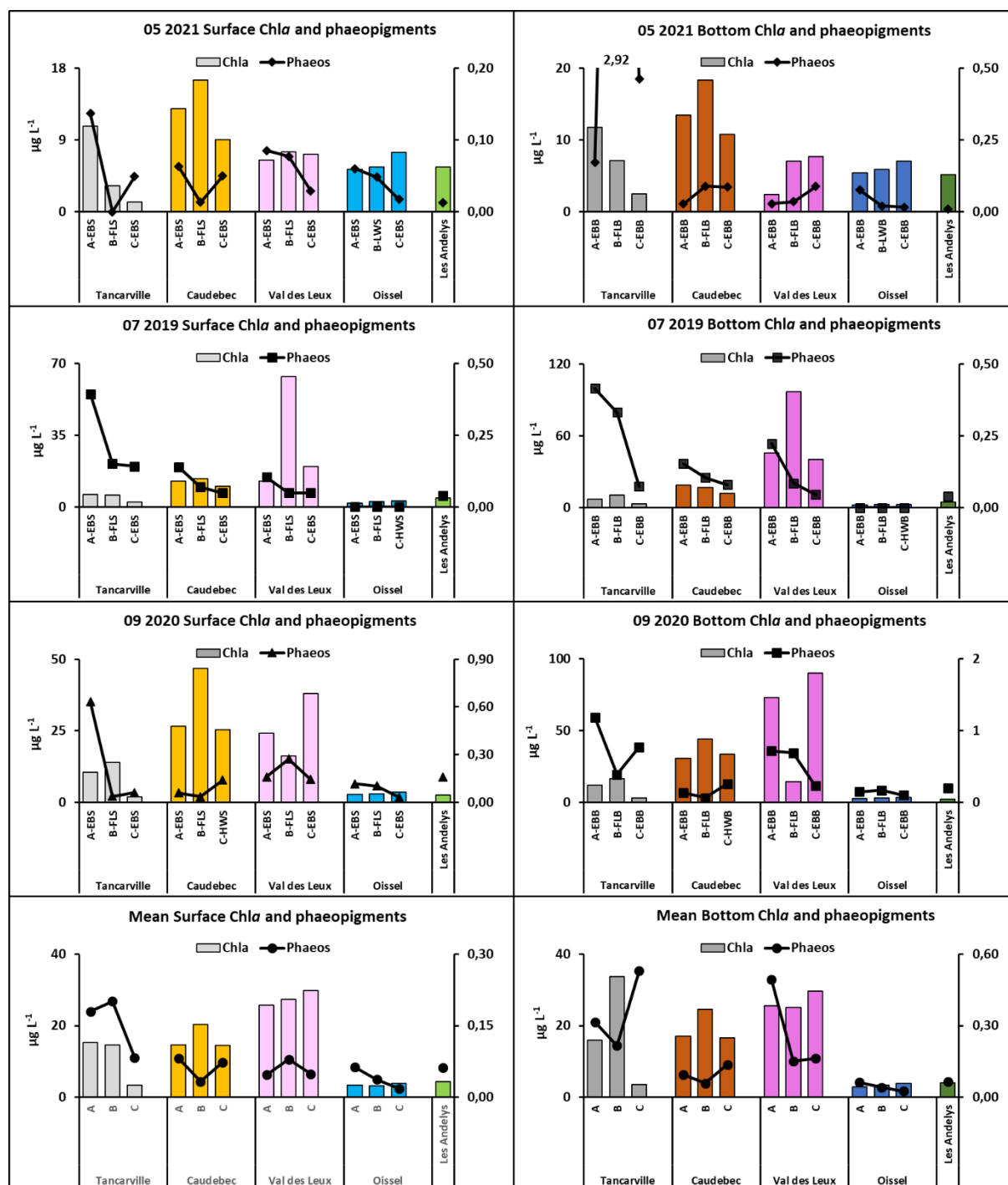


Figure 3.32 : Concentrations de la Chla et rapport phéopigments /Chla (Phaeos) en surface et au fond mesurées pendant les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

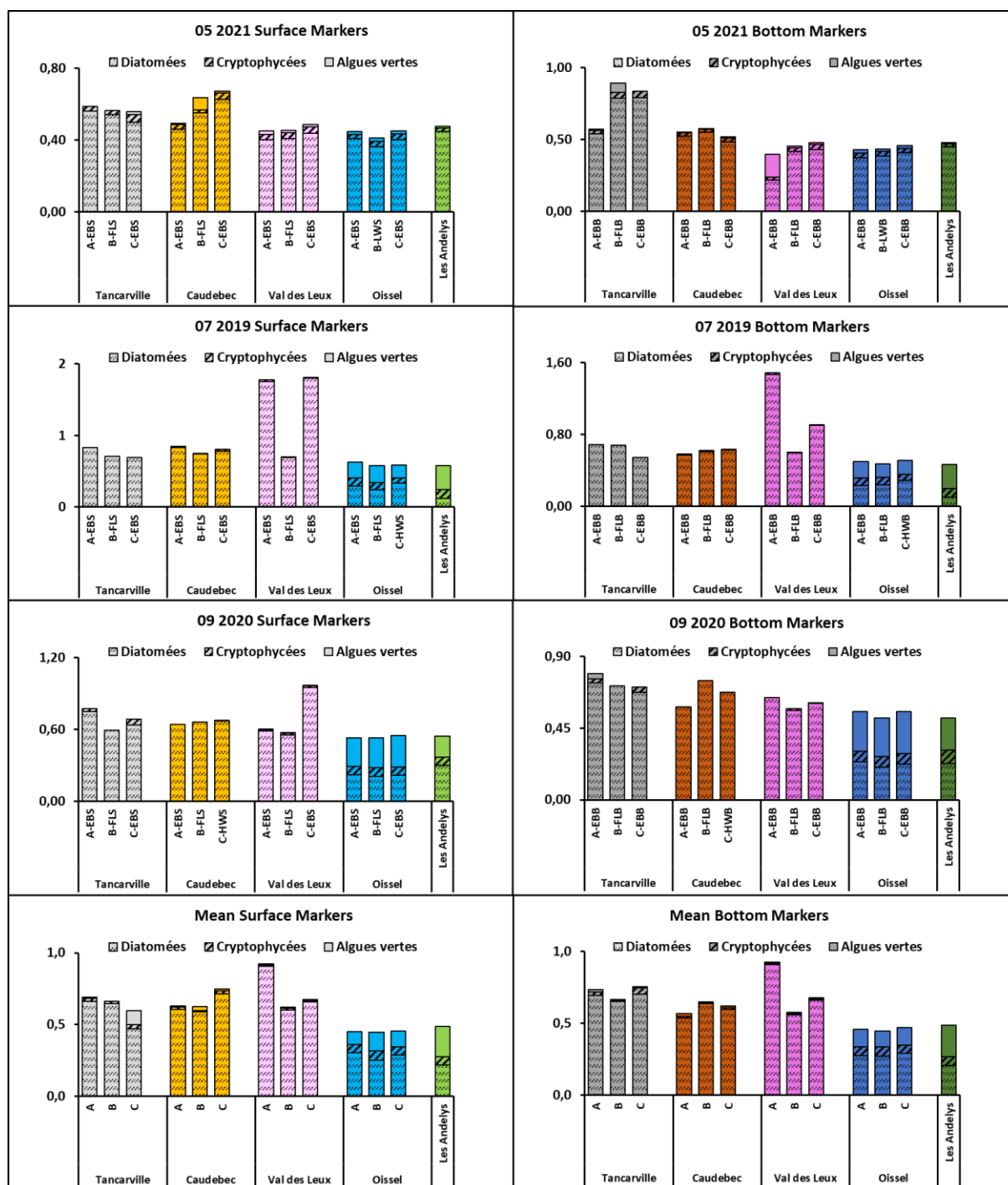


Figure 3.33 : Concentrations des pigments marqueurs pour Diatomées, Cryptophycées et Algues vertes standardisées par la Chla en surface et au fond mesurées pendant les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

Les rapports des pigments marqueurs sur la Chla (Figure 3.333) montrent l'importance des diatomées à toutes les stations et échantillonnages. En mai 2021, la composition des communautés phytoplanctoniques est assez homogène sur tout le tronçon étudié, avec une

abondance élevée de diatomées et de cryptophytes à toutes les stations. Lors des autres campagnes, on distingue clairement une présence importante d'algues vertes et cryptophycées à Oissel et aux Andelys. Ces distributions spatio-temporelles correspondent bien aux données des campagnes bimestrielles (

Figure 3.3).

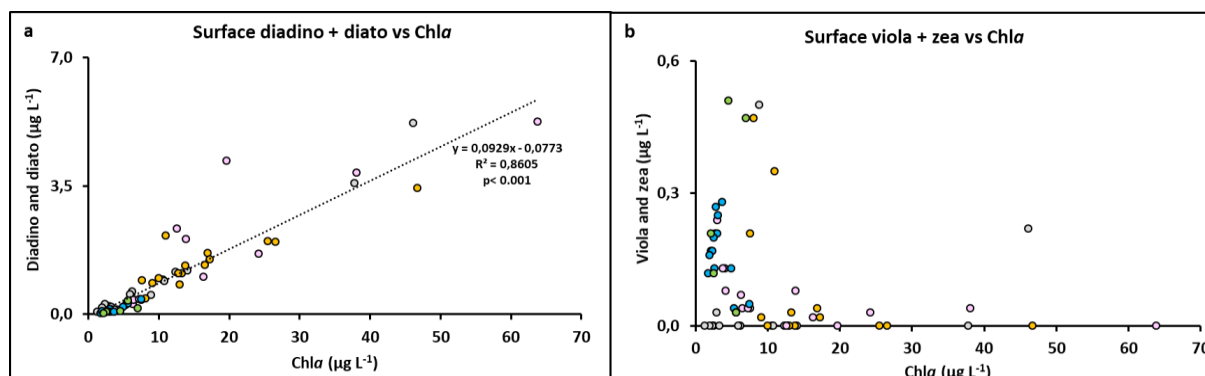


Figure 3.34 : Concentration des pigments photoprotecteurs diadinoxanthine (diadino) et diatoxanthine (diato) (a) et violaxanthine (viola) et zéaxanthine (zea) (b) en fonction de la concentration en Chl a. Le linéaire (a) a été réalisé avec toutes les stations.

Les différences de communautés phytoplanctoniques se perçoivent également par les pigments protecteurs contre l'excès de lumière. La somme de la diadinoxanthine (forme stockée) et de la diatoxanthine (forme protectrice), typique des diatomées, montre les plus hautes concentrations à Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux et de basses concentrations aux stations amont. Il y a une régression très significative entre ces pigments et la concentration en Chl a (Figure 3.344.a). La somme de la violaxanthine et la zéaxanthine, typique pour les algues vertes, brunes et des plantes, montre, par contre, des concentrations élevées aux Andelys et à Oissel et parfois à Caudebec-en-Caux. Il n'y a pas de corrélation avec la Chl a (Figure 3.344.b).

3.2.5. Le zooplancton : distribution, composition, diversité

Considérées aux cinq stations et à toutes les campagnes, les abondances des crustacés sont significativement plus élevées au fond qu'en surface. Les abondances moyennes varient entre 1 296 à 17 278 ind. m⁻³ observées à Caudebec-en-Caux (C, surface) et Tancarville (B, surface), respectivement (Figure 3.355). Les abondances maximales sont observées en juillet, avec des hautes valeurs de la communauté 'aval' à Tancarville et Val-des-Leux. Les abondances de la communauté d'eau douce sont, pendant plusieurs échantillonnages, supérieures à celles d'aval. On observe par contre systématiquement un changement spatial consistant des communautés : entre Tancarville et Val-des-Leux, le copépode calanoïde *Eurytemora affinis* et d'autres calanoïdes sont dominants, à Oissel et aux Andelys, les copépodes cyclopoïdes et cladocères dominant, avec *Acanthocyclops americanus* et *Bosmina longirostris* comme espèces principales. Aux Andelys, on retrouve les mêmes communautés, avec des abondances plus ou moins élevées, qu'à Oissel.

Les espèces strictement dulcicoles, arrivant de l'amont de Poses, sont adaptées aux conditions physico-chimiques au moins jusqu'à Oissel, mais pas en aval de cette station. Les

calanoïdes sont observés en abondances $> 1\,000\text{ ind. m}^{-3}$ en amont de Val-des-Leux uniquement pendant la campagne de septembre 2020. *E. affinis*, l'espèce dominante, ne se développe donc pas sur tout le tronçon d'eau douce, contrairement à ce qui est rapporté pour l'estuaire de l'Escaut (Chambord et al., 2016). Les copépodes harpacticoïdes montrent de faibles abondances lors de tous les échantillonnages.

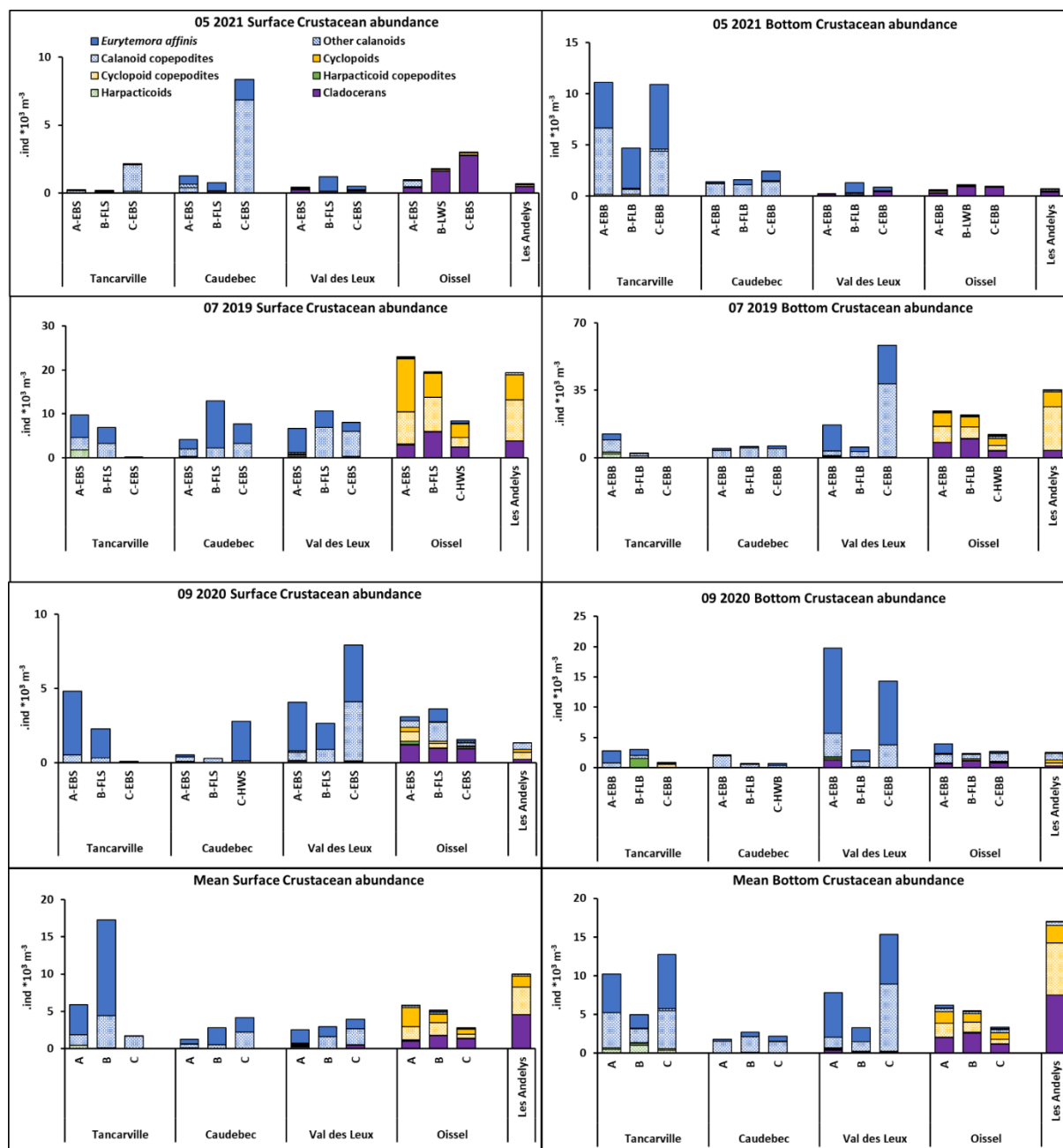


Figure 3.35 : Abondances des différents groupes de crustacés zooplanctoniques en surface et au fond mesurées pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

En cas de présence, les abondances de copépodes (adultes et copépodites) à Tancarville et Caudebec-en-Caux observées au cours de SARTRE varient de 20 à 72 400 ind. m⁻³ (médiane 2 420), se trouvant dans la fourchette des abondances rapportées par différentes études sur le zooplancton en Seine, dans la zone de changement de salinité (Caudebec-en-Caux-Pont de Normandie) de l'espèce dominante, *E. affinis* : les maxima varient de 11 500 (SENTINELLES, Souissi (coord) et al., 2021) à 190 000 ind. m⁻³ (Mouny and Dauvin, 2002 ; Devreker et al., 2010 ; ZOOGLOBAL, Souissi (coord) et al., 2018). A Val-des-Leux et Oissel, les abondances totales, qui varient de 1 380 à 398 10³ ind. m⁻³ (médiane 7 540), semblent plus élevées que celles observées par des études ponctuelles en eau douce de la Seine (SENTINELLES, Souissi (coord) et al., 2021), probablement à cause d'un échantillonnage plus poussé pendant le projet SARTRE.

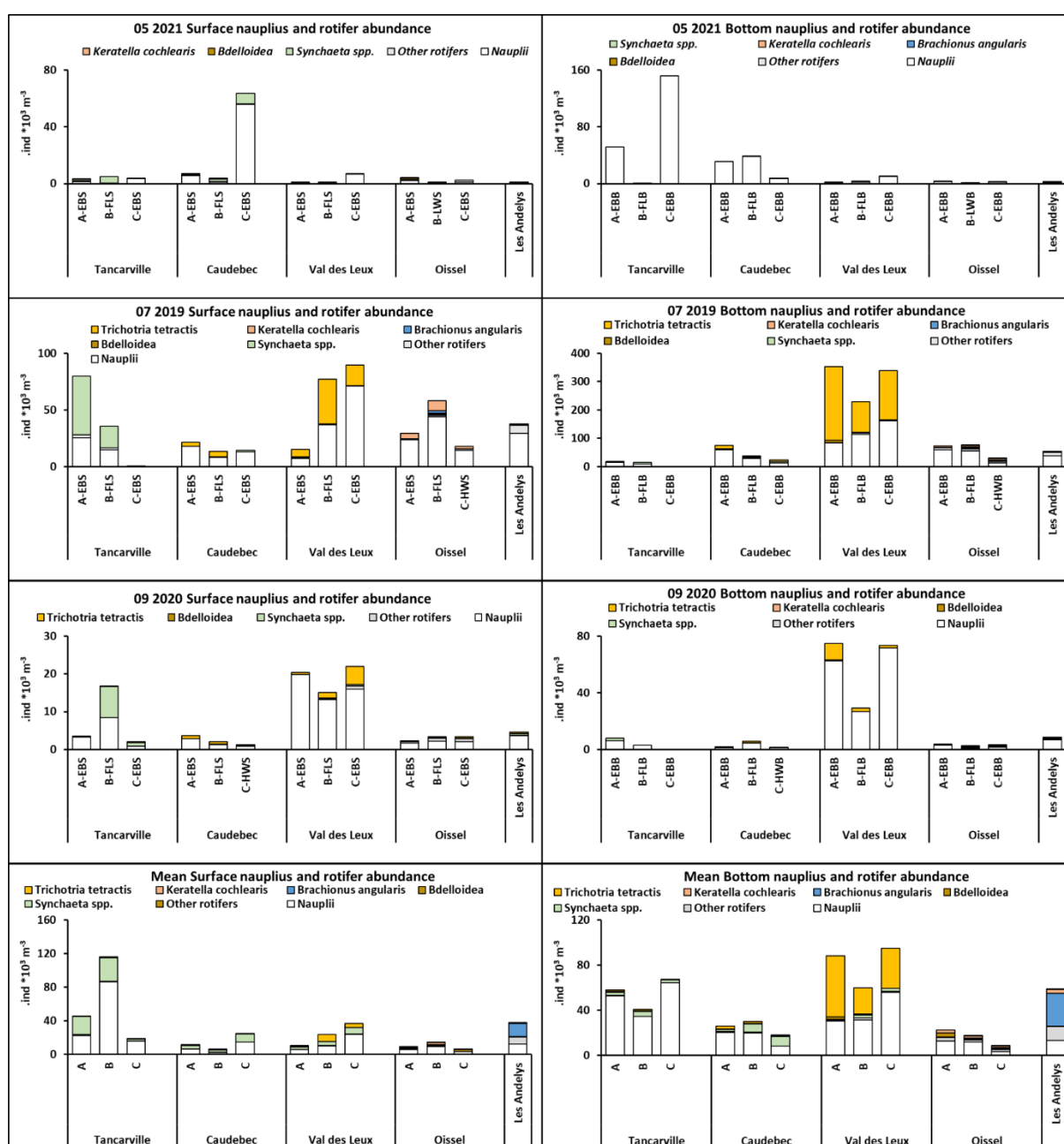


Figure 3.36 : Abondances des nauplii de crustacés et des rotifères en surface et au fond mesurées pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage.

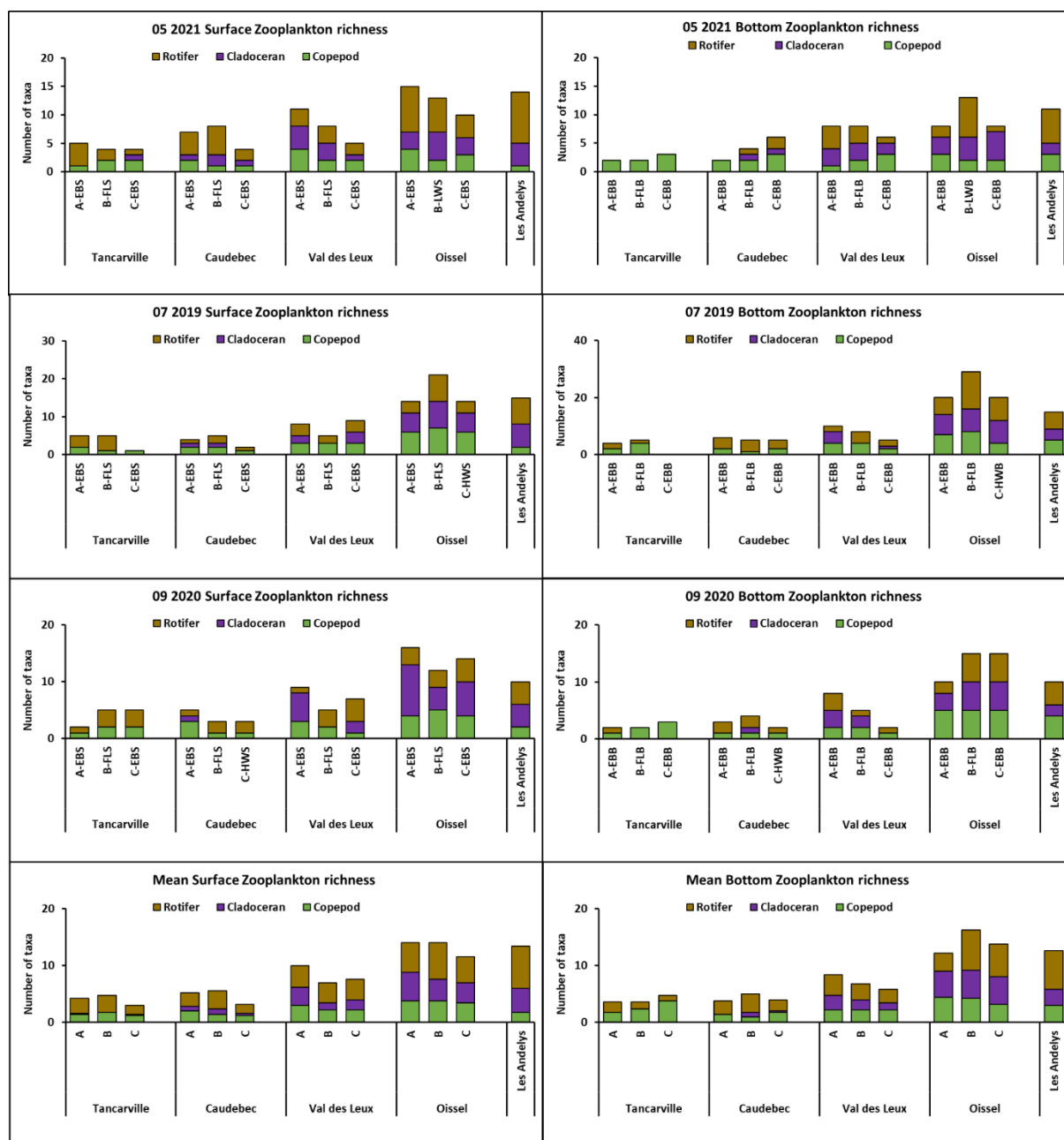


Figure 3.37 : Nombre de taxons zooplanctoniques (richness) en surface et au fond identifiés pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

Les nauplii de crustacés sont les organismes zooplanctoniques les plus abondants dans le tronçon étudié (Figure 3.366), avec des abondances plus élevées au fond qu'en surface (*paired t* ou *rank sum test*, $p < 0,001$). A l'exception de la campagne de mai 2021, les abondances maximales sont observées à Val-des-Leux, au fond. Les rotifères ne montrent pas de différence significative en abondance entre la surface et le fond. Leurs abondances varient entre 0 et 268 000 ind. m⁻³, ce qui est inférieur à l'abondance maximale de 6 000 000 ind. m⁻³ rapporté par Akopian et al. (2002) pour l'estuaire supérieur, mais reste en moyenne comparable. Les pics sont souvent observés à Val-des-Leux. Les *Synchaeta* spp., genre comprenant une proportion importante d'espèces d'eau saumâtre ou marine (Hollowday, 2002), sont dominants en aval de Val-des-Leux. *Synchaeta bicornis*, espèce oligohaline, se cantonne essentiellement à Tancarville. Le rotifère *Trichotria tetractis* représente plus de 70 % de l'abondance moyenne à Val-des-Leux. Il compose à 90 % le pic d'abondance observé à cette station en Juillet 2019. Des développements ponctuels massifs de *T. tetractis* sont aussi observés dans l'estuaire de l'Escaut (données non publiées). Son écologie, peu connue, mériterait d'être approfondie. Tout comme celle des crustacés, la communauté de rotifères se transforme à Oissel. *Synchaeta* spp. et *Trichotria* ne représentent plus qu'une part minime de la communauté, de nombreuses espèces dulcicoles se développent. La composition fluctue au fil des saisons : *Brachionus angularis*, *Polyarthra* spp., *Euchlanis* spp. ou *Keratella cochlearis*.

La diversité zooplanctonique, en nombre de taxons observés en stade adultes, augmente de l'aval vers l'amont pour toutes les campagnes aussi bien en surface qu'au fond (*Spearman rank* $p < 0,01$ à $0,001$) (Figure 3.377). La diversité minimale (1) est observée à Tancarville en juin et juillet 2019 et la maximale (29) à Oissel en juillet 2019 au fond. A Tancarville, la contribution de cladocères à la diversité est négligeable ; elle augmente vers l'amont à partir de Caudebec-en-Caux.

Le nombre de taxons planctoniques observé (1-29) est assez faible par rapport aux valeurs rapportées pour d'autres estuaires tempérés, qui varient de 40 à 119 (Modéran et al., 2010 ; Rothenberger et al., 2014 ; Yermolaeva et al., 2021).

3.2.6. Le suprabenthos : distribution, composition, diversité

Un total de 17 taxa différents a pu être identifié dans le domaine suprabenthique aux quatre stations de prélèvement et pour l'ensemble des campagnes (Figure 3.388).

La majorité des organismes suprabenthiques de la partie amont de l'estuaire de la Seine étaient des crustacés. À ce titre, de nombreux mysidacés (e.g. *Neomysis integer*, *N. americana*, *Mesopodopsis slabberi*), amphipodes (e.g. *Gammarus salinus*, *G. zaddachi*, *Chelicorophium curvispinum*), décapodes (e.g. *Crangon crangon*, *Palaemon longirostris*) ou encore isopodes (*Jaera nordmanni*, *Cyathura carinata*, *Idotea emerginata*) ont été identifiés. D'autres organismes tels que des larves, postlarves et adultes de *Pomatoschistus* spp., *Osmerus eperlanus* ou de *Platichthys flesus* étaient également présents.

À l'exception de mars 2021, l'abondance des espèces suprabenthiques était décroissante de l'aval à l'amont. Celles recensées à Tancarville étaient par ailleurs significativement supérieures de celles de Caudebec-en-Caux et de Val-des-Leux (Dunn, $p < 0,001$), elles-mêmes au-dessus de celles observées à Oissel.

Une remarque similaire, quoique plus nuancée peut être notée quant à la biomasse. Les plus fortes abondances et biomasses étaient mesurées en juillet à Tancarville, avec une abondance de $27\,360 \pm 5\,047$ ind. 100 m^3 et une biomasse en Poids Sec Libre de Cendre de $10,3\text{ g }100\text{ m}^3$.

En outre, aucun organisme suprabenthique n'a été retrouvé à Oissel en mars 2021. L'espèce la plus abondamment rencontrée était le mysidacé *N. integer*, avec une densité moyenne maximale de $18\,075 \pm 6\,854$ ind. 100 m^3 en septembre 2020 à Tancarville. La plus ubiquiste était l'amphipode *Gammarus salinus*, présente dans 22 des 24 échantillons.

Les patterns explicités ci-dessus s'inscrivent dans une structure plus globale décrite dans plusieurs parties amont de grands estuaires européens (Mees et al., 1995 ; Azeiteiro and Marques, 1999 ; Cunha et al., 1999 ; Drake et al., 2002 ; De Neve et al., 2020). Cette structure est caractérisée par une diminution de la richesse spécifique et d'une augmentation de l'abondance et des biomasses à mesure que la salinité décroît, suivies par un effondrement de ces valeurs (correspondant ici au clivage Tancarville/Caudebec-en-Caux) lorsque la salinité approche de 0.

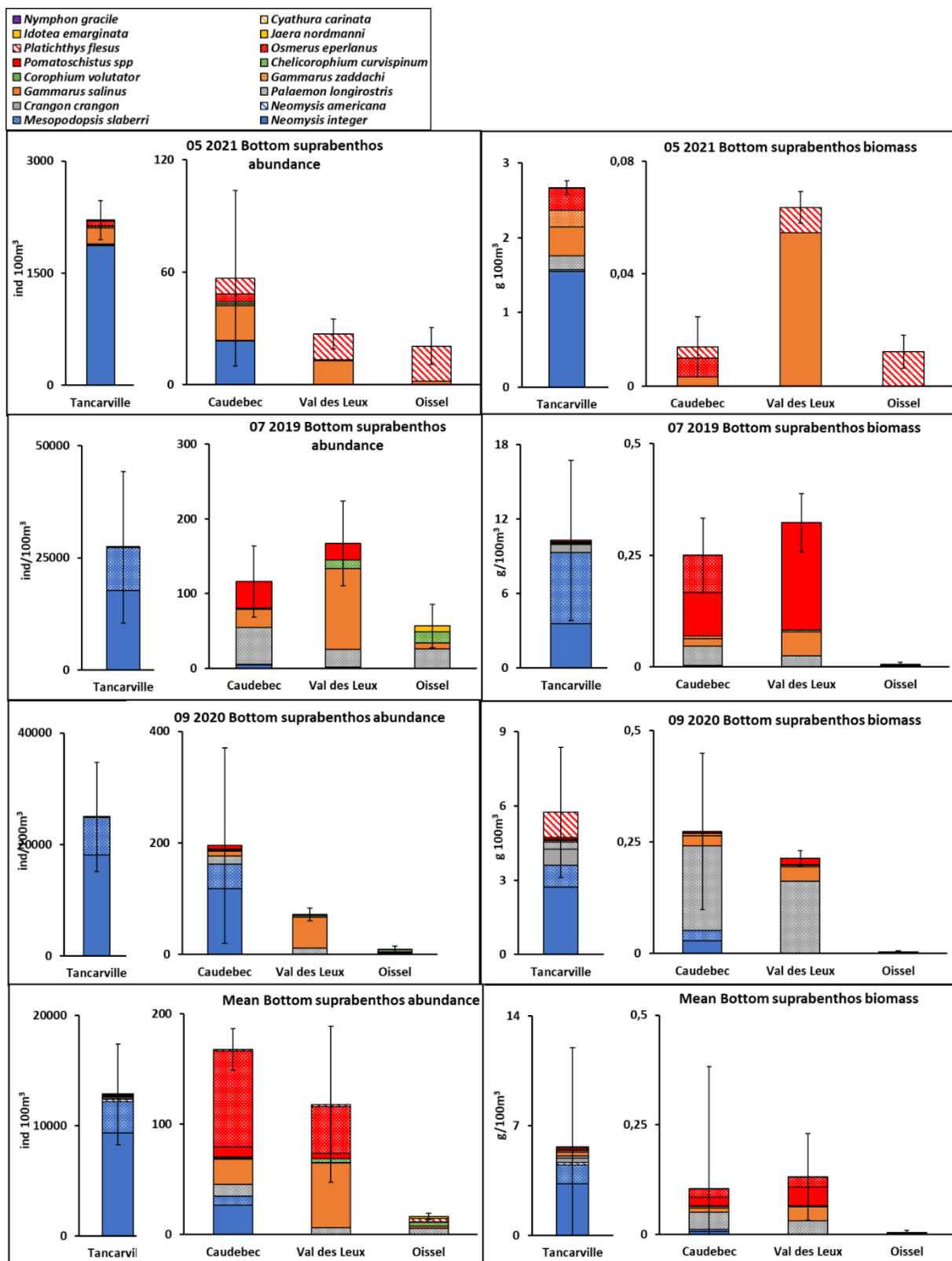


Figure 3.38 : Abondance et biomasse des taxons de suprabenthos mesurées pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020 lors du flot. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage.

3.3. Le fonctionnement trophique

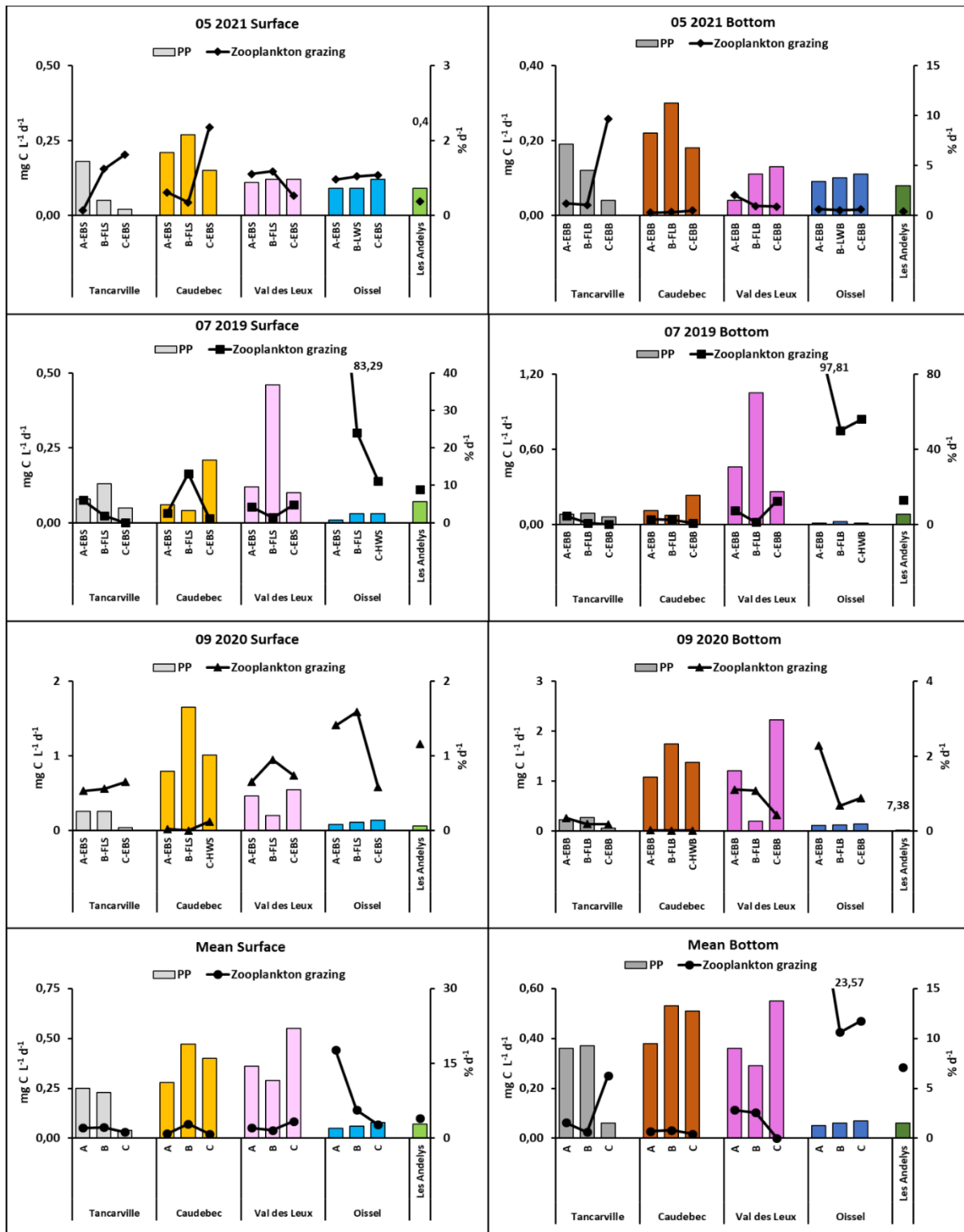


Figure 3.39 : Production primaire particulaire (PP, barres, axe gauche) et pourcentage de la production primaire consommé par le zooplancton par jour (points, axe droite) en surface et au fond, mesurés pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.

3.3.1. Production primaire

Les paramètres photosynthétiques mesurés *in situ* lors des campagnes bimestrielles permettent d'estimer la dynamique spatio-temporelle de la production primaire et de quantifier la production autochtone à l'échelle saisonnière et annuelle entre l'embouchure et Rouen. Lors des campagnes communes aux points fixes, les équipements nécessaires à l'estimation *in situ* de la production primaire n'ont pas pu être déployés pour des raisons logistiques (place sur le bateau). Les mesures des paramètres photosynthétiques ont donc été réalisées sur les échantillons à leur retour au laboratoire. Dans ce contexte, nous avons déterminé un potentiel de production primaire des échantillons basé sur la valeur E_k de lumière obtenue à l'aide des courbes production / énergie réalisées au laboratoire.

La Figure 3.399 montre la production primaire potentielle à chaque échantillonnage, et le pourcentage de cette production brouté par la communauté planctonique, calculé sur la base des contenus pigmentaires intestinaux. On observe des productions primaires potentielles moins élevées à Oissel et aux Andelys qu'en aval. Le pourcentage consommé est faible (< 10% par jour) en mai 2021 et septembre 20, et plus élevé en juillet 2019.

3.3.2. Broutage par le zooplancton

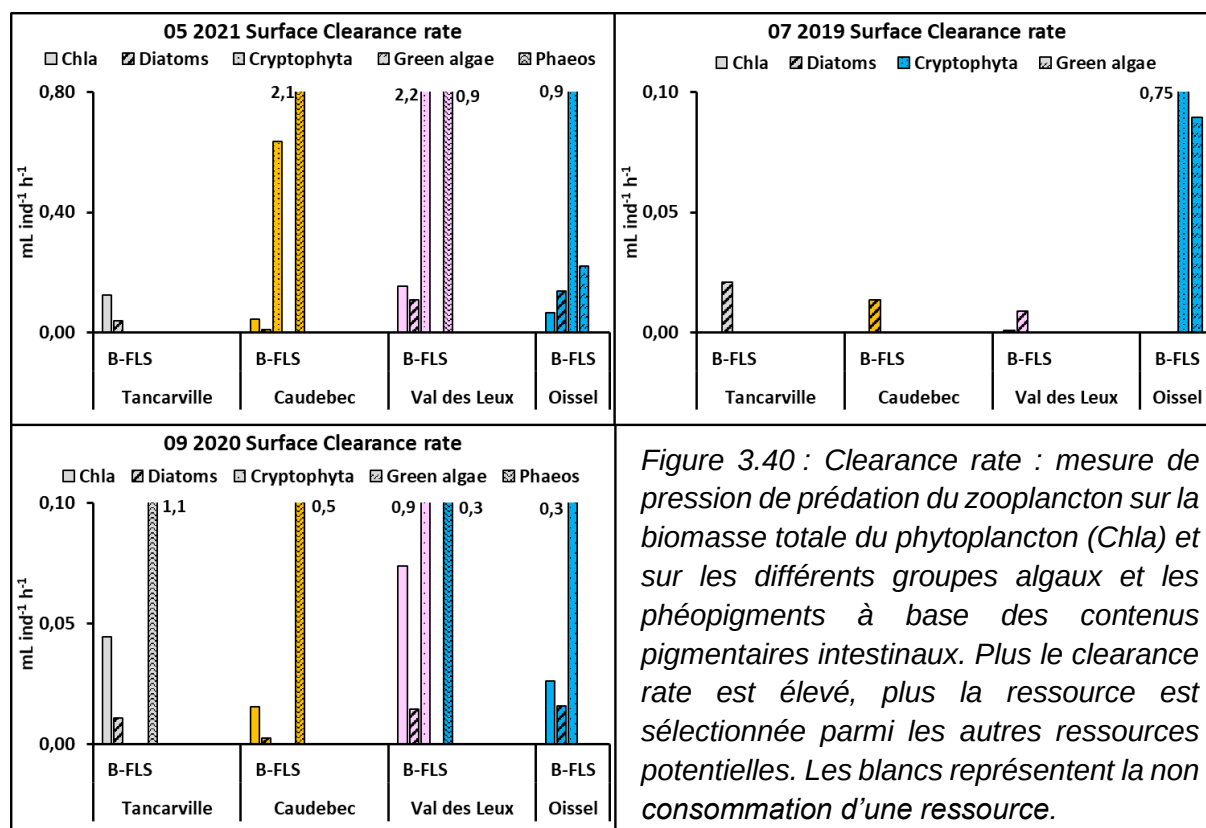
L'activité de broutage du zooplancton a été quantifiée de deux façons. Aux stations estuariennes, les contenus pigmentaires intestinaux des crustacés dominants (*E. affinis* à Tancarville, Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux, un mélange de copépodes et cladocères à Oissel) ont été quantifiés par HPLC (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ces mesures ont permis d'estimer les quantités des différents groupes phytoplanctoniques ingérées par jour par les crustacés zooplanctoniques dominants. A partir de ces données, les rations journalières (Daily Rations, DR) des groupes de zooplancton ont été calculés et appliqués aux biomasses du zooplancton. Voir ANNEXE I pour plus d'explications.

Aux stations de Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux et Oissel, l'activité de broutage de la communauté naturelle zooplanctonique a également été mesurée par des incubations d'eau de surface sans et avec zooplancton (< 70 μm et naturelle). Les différences en concentration de pigments phytoplanctoniques mesurées entre les bouteilles sans (contrôles) et avec zooplancton à la fin de l'incubation ont permis de quantifier l'activité de broutage sur la communauté phytoplanctonique naturelle, ainsi que la sélectivité de broutage entre les différents groupes d'algues phytoplanctoniques.

Sur la base des contenus pigmentaires intestinaux, on peut aussi calculer le clearance rate, qui représente la pression de prédation exercée sur la proie considérée (phytoplancton total, diatomées etc... selon le pigment choisi). En mai et septembre, à toutes les stations sauf Tancarville, les *clearance rates* les plus élevés sont mesurés sur les cryptophytes et les algues vertes. En juillet, ces deux taxons ne sont sélectionnés qu'à Oissel, tandis qu'on mesure une sélection de diatomées aux autres stations. Une sélectivité pour les diatomées a déjà été observée pour *E. affinis* en Seine et d'autres estuaires européens (Tackx et al., 1995 ; Tackx et al., 2003 ; SENTINELLES, Souissi (coord) et al., 2021).

A partir des expériences d'incubation, on calcule un taux de croissance du phytoplancton k et de broutage g (en jour^{-1}). Ce dernier représente la pression de prédation exercée par la communauté zooplanctonique naturelle (> 70 μm) sur la communauté phytoplanctonique naturelle (quantifié à partir de la Chla et des phéopigments) ou sur un groupe d'algues

spécifique, en regardant les pigments marqueurs. Comme pour les contenus intestinaux, la comparaison de g sur le phytoplancton et les groupes d'algues spécifiques n'a pas montré une sélectivité systématique de broutage.



A titre d'exemple, pendant l'expérience en juillet 2019, à Caudebec-en-Caux, le broutage a diminué légèrement (mais significativement) la croissance du phytoplancton. A Val-des-Leux, et dans une moindre mesure à Oissel, l'effet du zooplancton a été de stimuler la croissance du phytoplancton, les valeurs de g étant négatives (Figure 3.411.a). Ce phénomène est fréquemment rapporté dans la bibliographie (Nejstgaard et al., 2001 ; Sherr and Sherr, 2002 ; Calbet and Landry, 2004 ; Azémar et al., 2007) et expliqué soit par un enrichissement en nutriments lié à l'excrétion du zooplancton, soit par une diminution de la compétition entre les différents types d'algues suite à un broutage sélectif sur l'un ou l'autre des groupes, soit par l'existence d'une cascade trophique. Sur les cinq expériences, des valeurs négatives de g n'ont jamais été mesurées à Caudebec-en-Caux contre quatre fois à Val-des-Leux et trois fois à Oissel.

Les valeurs de g observées sur la Chla et phéopigments à Caudebec-en-Caux montrent une relation positive avec les taux d'ingestion de la communauté planctonique totale calculés sur la base des contenus pigmentaires (Figure 3.411.b). A Val-des-Leux et Oissel, les valeurs de g sont négatives.

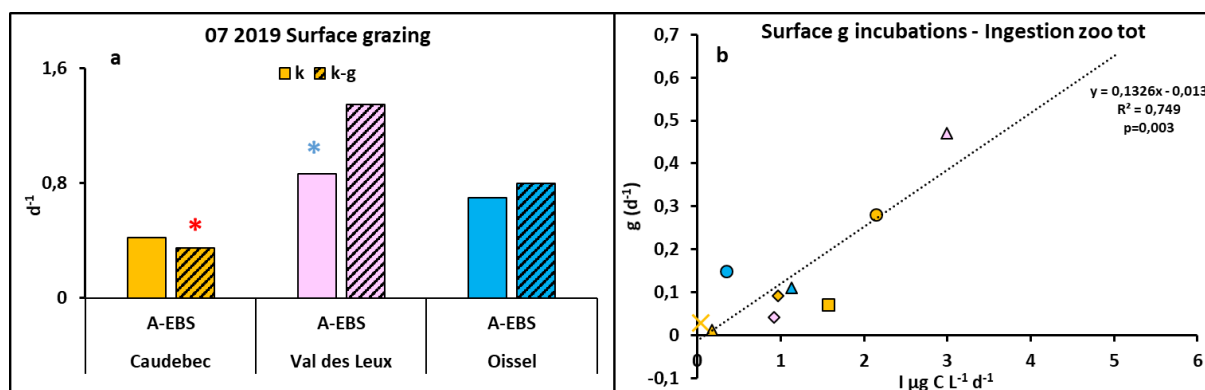


Figure 3.41 : a) Taux de croissance du phytoplancton total sans (k) et avec l'influence du broutage (k-g), Exemple de résultats des expériences d'incubation ; expérience juillet 2019. b) Relation entre le coefficient de broutage de la communauté zooplanctonique mesuré par les expériences d'incubation (g) et l'ingestion de la communauté zooplanctonique mesurée par les contenus en pigments intestinaux (I). Les astérisques montrent un broutage significatif, en rouge une diminution du stock de phytoplancton et en bleu une augmentation.

L'augmentation de la croissance du phytoplancton par la présence de zooplancton favorise l'hypothèse d'une cascade trophique. Dans ce cas, le zooplancton > 70 μm mangerait (au moins en partie) des organismes phytophages, par exemple des rotifères, ciliés et flagellés hétérotrophes. Un argument en faveur de cette hypothèse est le fait que la fraction de la biomasse planctonique totale représentée par les rotifères, est inférieure aux stations de Val-des-Leux et de Oissel comparée à celle de Caudebec-en-Caux et Tancarville, notamment pendant les premiers échantillonnages (A) quand l'eau pour les incubations a été collectée (

Figure 3.422). Comme une majorité des rotifères sont plutôt des organismes d'eau douce, cela pourrait être une conséquence de la prédation exercée sur ce groupe. *Acanthocyclops americanus*, grand copépode prédateur (Enríquez-García et al., 2013), présente ses plus fortes abondances sur ces 2 stations. *Leptodora kindtii*, cladocère estival prédateur (Amoros, 1984), n'est noté qu'aux Andelys. Aussi le rotifère carnivore *Asplanchna* spp., pouvant affecter significativement les communautés de microzooplancton (Lair, 1990), n'est présent qu'à Oissel et aux Andelys.

Néanmoins, comme la sélectivité de broutage diffère entre les stations et les campagnes, et l'existence de limitation de nutriments à certaines périodes, une diminution de la compétition entre différents groupes de phytoplancton n'est pas à exclure.

Les raisons précises des différences en fonctionnement trophique de la zone aval et amont sont donc encore à élucider en plus de détail.

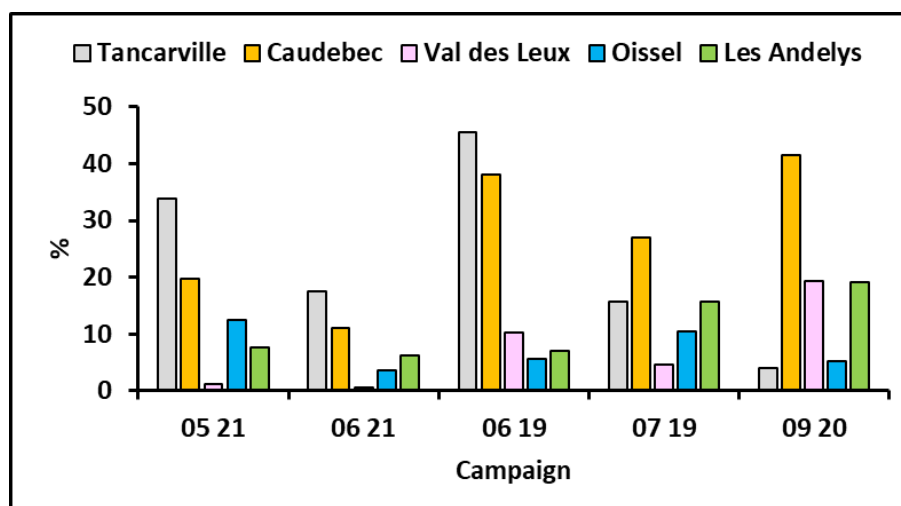


Figure 3.42 : Pourcentage de la biomasse totale du zooplancton représenté par les rotifères pendant les échantillonnages A.

3.3.3. Signatures isotopiques et C:N

Les signatures isotopiques du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) ont été étudiées pour les MOP comme expliqué précédemment, mais aussi pour le mésozooplancton et le suprabenthos afin d'étudier le réseau trophique (Figure 3.444). Pour les stations Tancarville, Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux, les analyses isotopiques du mésozooplancton ont été faites avec des échantillons de *E. affinis* adultes et copépodites 5, pour Oissel avec un mélange de cyclopoïdes, cladocères et *E. affinis*.

Afin de déterminer l'origine des MOP en tant que sources nutritives du mésozooplancton, suprabenthos et poissons, la composition en $\delta^{13}\text{C}$ des MOP a été tracée en fonction du rapport C:N (Figure 3.433) (Savoye et al., 2003 ; Lamb et al., 2006). Pour la campagne de mai 2021, la MOP présente une origine mixte (phytoplancton, détritiques de plantes C3 terrestres) pour Tancarville et Val-des-Leux, tandis qu'elle est plutôt aquatique pour Caudebec-en-Caux, Oissel et Les Andelys.

En juillet 2019, la MOP a pour origine les plantes C3 terrestres pour Tancarville et Caudebec-en-Caux à l'inverse de Val-des-Leux où le phytoplancton prédomine. Oissel et les Andelys se positionnent du côté du phytoplancton, mais avec des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ inférieures aux valeurs rapportées dans la littérature consultée pour les algues d'eau douce. Enfin en septembre 2020, la signature MOP est dominée par les plantes C3 pour Tancarville, Caudebec-en-Caux et Oissel alors qu'elle est dominée par le phytoplancton à Val-des-Leux. Celle des Andelys est en revanche mixte.

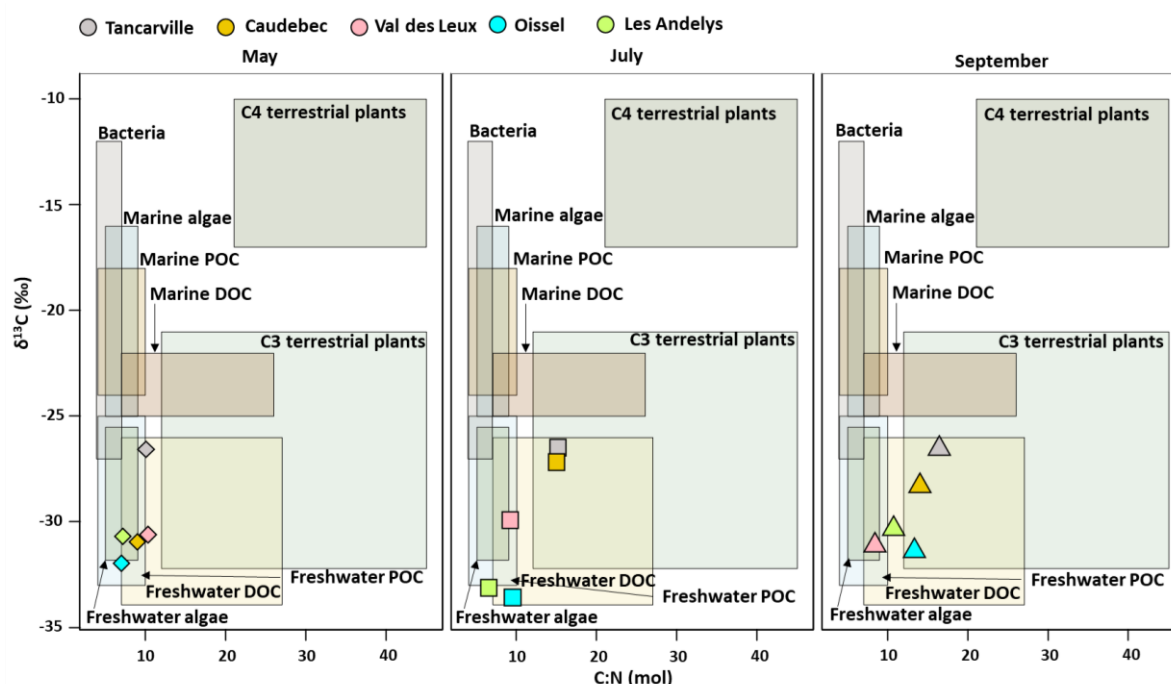
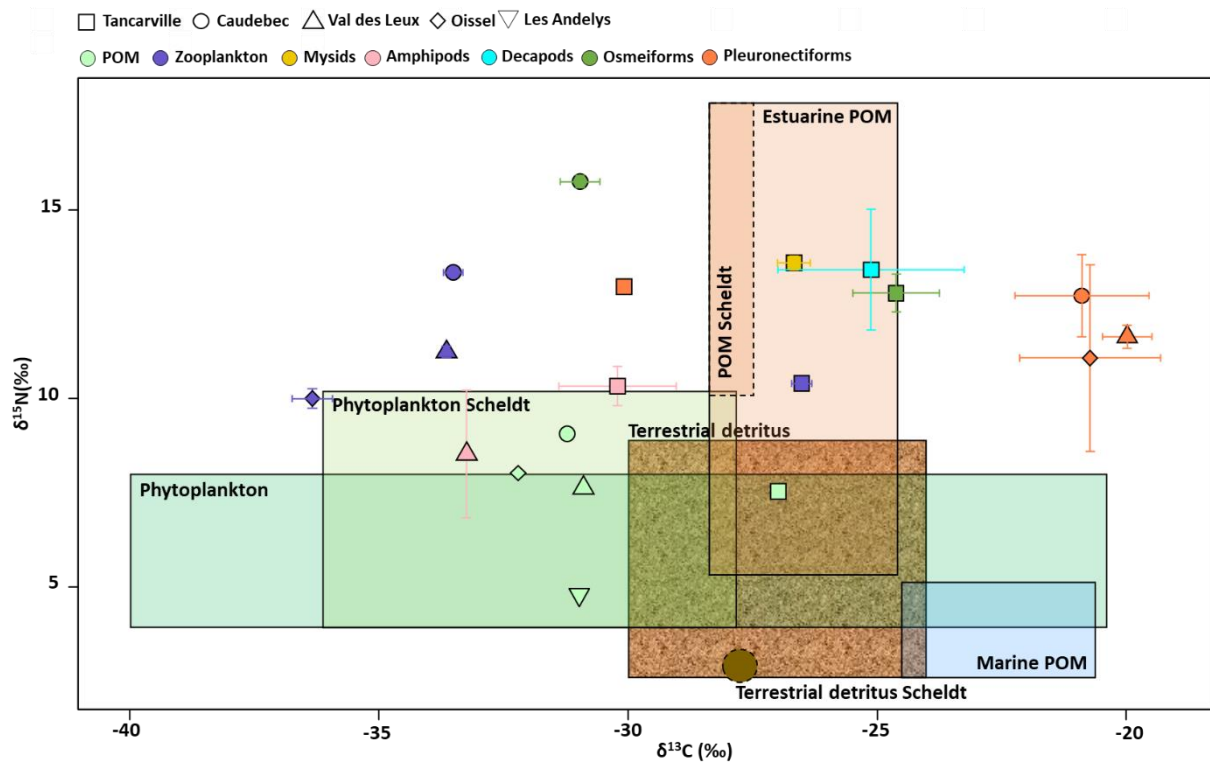


Figure 3.43 : Signatures $\delta^{13}\text{C}$ et C:N des MOP en surface lors du flot pendant les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020 du projet SARTRE situées par rapport aux plages de signatures $\delta^{13}\text{C}$ et C:N connues pour les apports organiques côtiers (Selon Lamb et al., 2006).

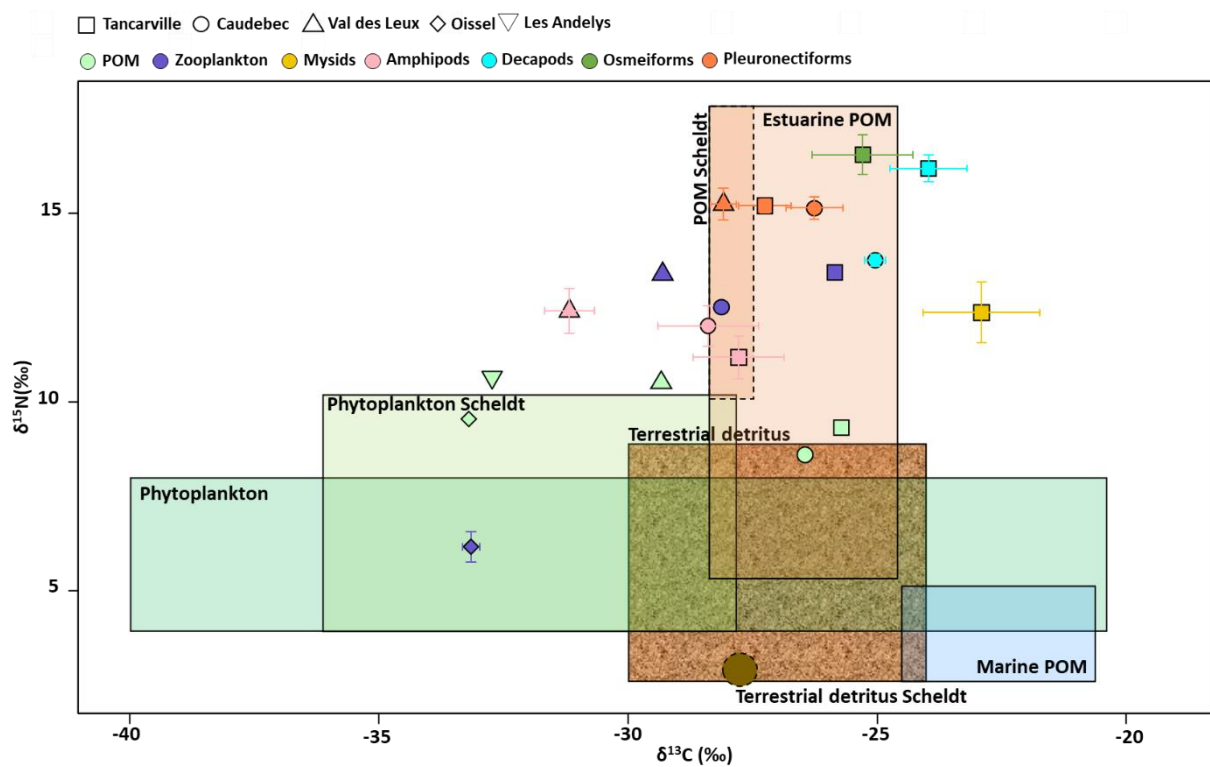
D'après le diagramme $\delta^{13}\text{C}$ vs. C:N, les MOP se situent dans, ou à proximité des valeurs rapportées pour le phytoplancton d'eau douce au mois de mai (Figure 3.433). Au mois de juillet, c'est toujours le cas pour les stations d'eau douce, tandis que la signature pour Tancarville et Caudebec-en-Caux révèle une MOP plutôt d'origine terrestre. Au mois de septembre, seul le site de Val-des-Leux présente des valeurs proches d'un matériel d'origine phytoplanctonique, les sites de Tancarville, Caudebec-en-Caux et Oissel présentant des valeurs représentatives de matériel d'origine terrestre. Le site des Andelys présente des valeurs intermédiaires.

Au mois de mai, les signatures $\delta^{13}\text{C}$ des MOP des échantillons SARTRE se situent dans le domaine phytoplanctonique, à l'exception de la station Tancarville (Fig. 3.44). Le zooplancton se positionne à toutes les stations comme étant enrichi en $\delta^{15}\text{N}$, conforme à sa position de consommateur de MOP. A Tancarville, la signature du zooplancton en $\delta^{13}\text{C}$ se situe légèrement à droite de celles des MOP, suggérant une légère sélection pour du matériel d'origine terrestre ou de MOP d'origine marine. A Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux et Oissel, la signature $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton est plus négative que celle des MOP, suggérant une sélection de phytoplancton parmi les MOP.

05 2021 Isotopic signatures



07 2019 Isotopic signatures



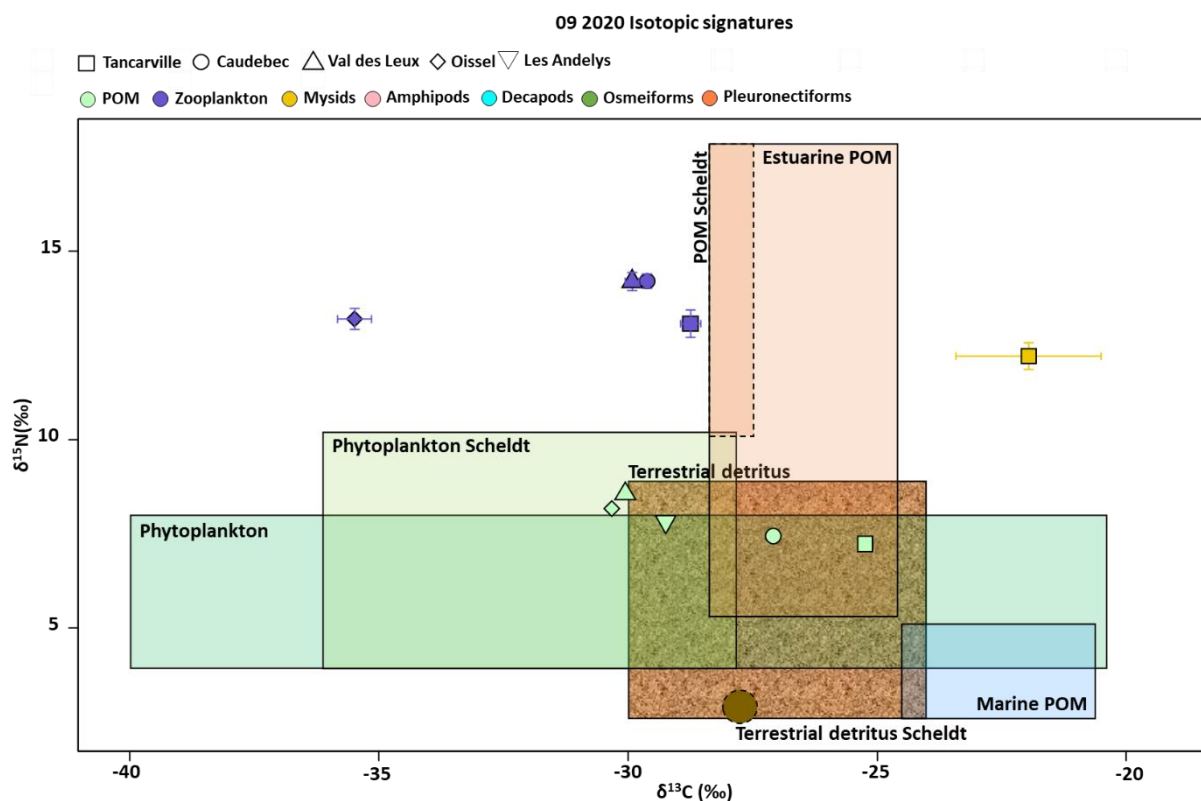


Figure 3.44 : Signatures isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) des MOP, du zooplancton et du suprabenthos par taxon, en surface, lors du flot des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les valeurs obtenues pour les échantillons du projet SARTRE sont comparées aux signatures de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ rapportées dans la littérature pour les estuaires européens (Gironde, Charente, Elbe, Ems, Thames, Rhine, Scheldt, Loire, Gironde, Douro and Sado et la baie de Seine). Les signatures retrouvées dans l'Escaut, l'estuaire le plus proche et ressemblant à la Seine, sont indiquées. Les écarts types sur les valeurs du mésozooplancton et du suprabenthos ne sont pas visibles car $< 0,06$. D'après (De Brabandere et al., 2002 ; Savoye et al., 2003 ; David et al., 2006 ; Middelburg and Herman, 2007 ; Van Den Meersche et al., 2009 ; Modéran et al., 2012).

Au mois de juillet, les signatures des MOP retrouvées dans la Seine relèvent d'une origine phytoplanctonique pour les stations amont et se retrouvent sur le domaine MOP estuarien/terrestre pour les stations de Tancarville et Caudebec-en-Caux. A Tancarville, le zooplancton, en étant enrichi en $\delta^{15}\text{N}$, montre la même signature $\delta^{13}\text{C}$ que les MOP, indiquant une ingestion des MOP non sélective, sans fractionnement isotopique. A Caudebec-en-Caux, la signature du zooplancton en $\delta^{13}\text{C}$ est plus négative que celle des MOP, suggérant une sélection pour le phytoplancton. A Val-des-Leux, on n'observe pas de fractionnement, la signature $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton est identique à celle des MOP, suggérant, comme à Tancarville, une ingestion non sélective des MOP. La même situation se présente à Oissel, sauf que là, la signature $\delta^{15}\text{N}$ est inférieure dans le plancton que dans les MOP, ce qui est difficile à expliquer.

Au mois de septembre, la signature des MOP retrouvée dans la Seine au cours des échantillonnages SARTRE est phytoplanctonique pour les stations Val-des-Leux et Oissel et est à caractère terrestre pour les stations Tancarville, Caudebec-en-Caux et les Andelys. A toutes les stations, la signature du zooplancton est plus négative que celle des MOP, indiquant de nouveau une nutrition sélective sur le phytoplancton.

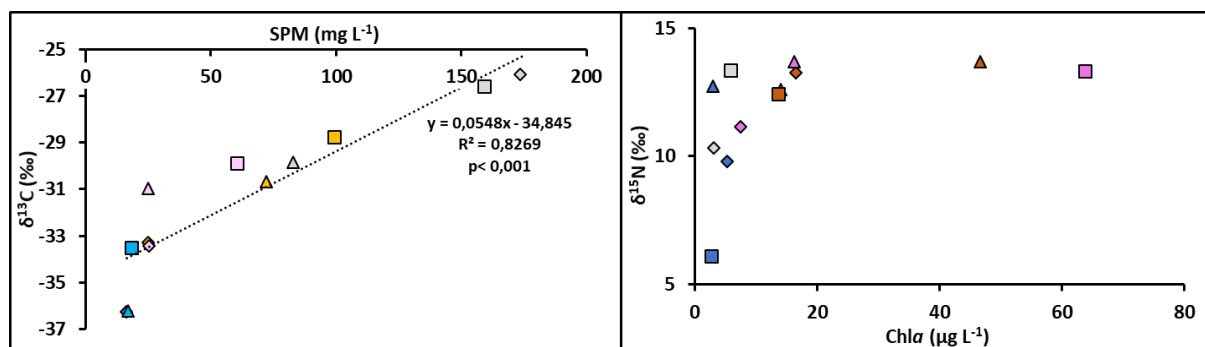


Figure 3.45 : a) $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton en fonction des MES dans le milieu. b) $\delta^{15}\text{N}$ du zooplancton en fonction de la concentration en Chla dans le milieu.

La Figure 3.455.a montre que la signature $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton augmente avec la concentration en MES dans le milieu, les stations en amont ayant la signature la plus négative, c'est à dire à caractère phytoplanctonique. Aux stations aval, Tancarville et Caudebec-en-Caux, où la signature en $\delta^{13}\text{C}$ présente un caractère terrestre plus élevé, le zooplancton est probablement gêné pour sélectionner le phytoplancton par la présence d'une fraction trop importante de particules non-phytoplanctoniques dans l'eau. La signature $\delta^{15}\text{N}$ (Figure 3.455.a) représentant le niveau trophique, montre des valeurs variables à des concentrations en Chla $< 20 \mu\text{g L}^{-1}$ dans le milieu, pour atteindre un plateau à partir de $20 \mu\text{g L}^{-1}$ de Chla. Les niveaux trophiques sont les plus bas à Oissel, indiquant de nouveau une différence de fonctionnement trophique en eau douce par rapport à l'aval de l'estuaire.

Par des analyses bayésiennes, des modèles permettant d'estimer la probabilité de constitution d'un mélange (ici, la signature isotopique d'un prédateur) à partir des signatures isotopiques de diverses sources (ici, les signatures isotopiques de proies potentielles) ont été proposées. Vu les larges fourchettes des signatures isotopiques des sources potentielles du zooplancton (Figure 3.433Figure 3.444) ces modèles ne peuvent à ce stade pas être utilisés pour le zooplancton estuarien. Une connaissance plus précise des signatures isotopiques des sources de nourriture pour les organismes suprabenthiques ont permis d'estimer la part des copépodes, des amphipodes et des MOP dans la nutrition des grands représentants du suprabenthos, la crevette blanche *P. longirostris* et les gobies *Pomatoschistus* spp.

Les résultats suggèrent de fortes disparités spatiales dans la composition du régime alimentaire chez la crevette blanche *P. longirostris* et chez les gobies *Pomatoschistus* spp. (Figure 3.466Figure 3.477). En effet, chez ces deux grands prédateurs suprabenthiques, le régime est majoritairement composé d'organismes suprabenthiques de petite taille à Tancarville (mysidacés pour les gobies, amphipodes pour les crevettes) et de zooplancton. Plus en amont, ce régime semble davantage détritivore pour les crevettes qui consomment

une part plus élevée de détritus alors que les gobies semblent augmenter la part de MOP à leur régime, au détriment de la part de zooplancton. Cette modification spatiale des régimes des grands prédateurs suprabenthiques pourrait être attribuée aux variations spatiales des abondances en proies, les organismes suprabenthiques étant caractérisés par des abondances très élevées au niveau de Tancarville (voir section 3.23.2.6), avant de s'effondrer pour les stations plus en amont. Cette stratégie de prédation du suprabenthos, fortement liée à la disponibilité alimentaire du milieu, semble indiquer un comportement relativement opportuniste de ces organismes, qui a déjà été observé à de multiples reprises dans d'autres estuaires européens (Fockedey and Mees, 1999 ; González-Ortegón et al., 2010).

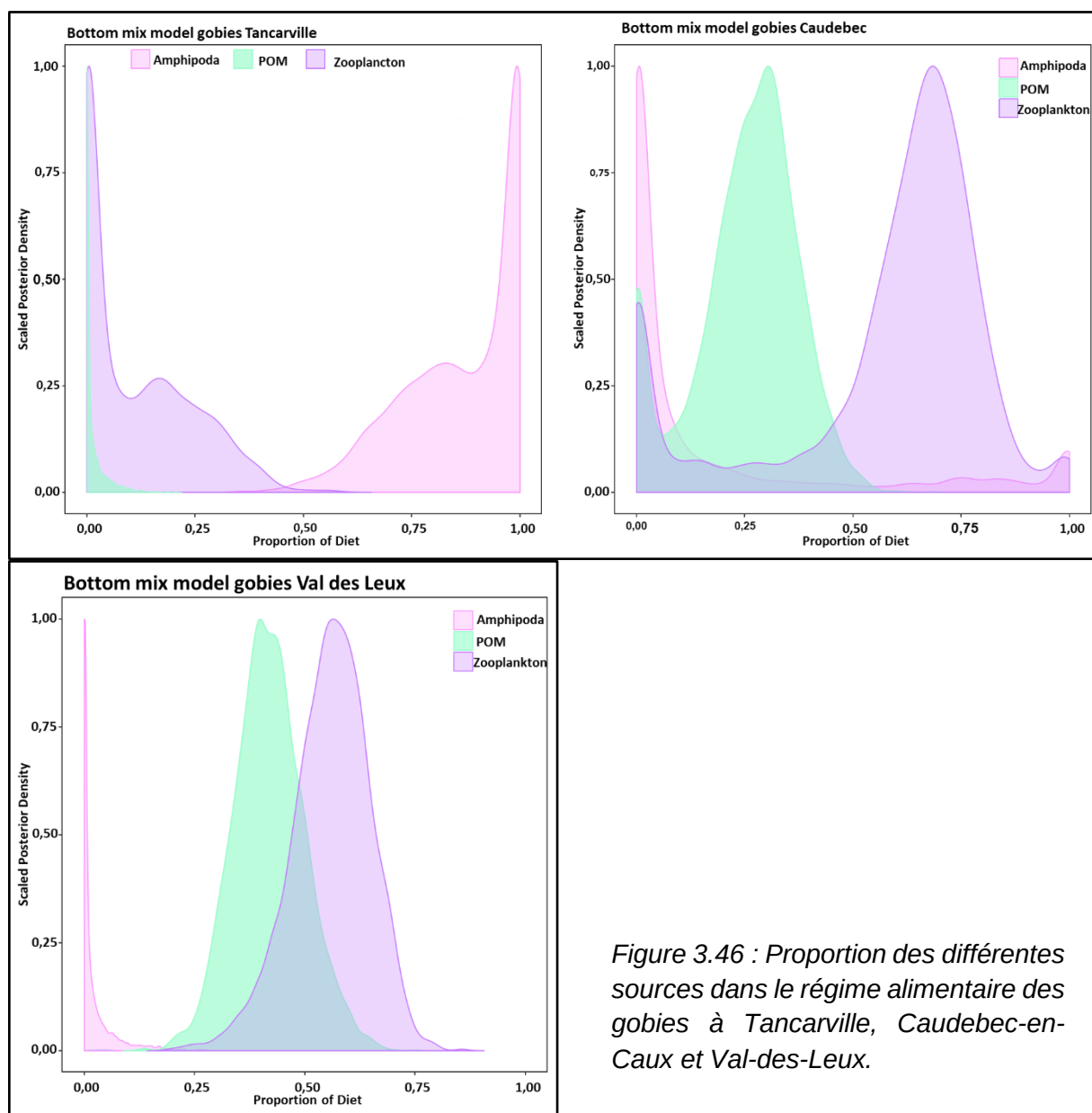


Figure 3.46 : Proportion des différentes sources dans le régime alimentaire des gobies à Tancarville, Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux.

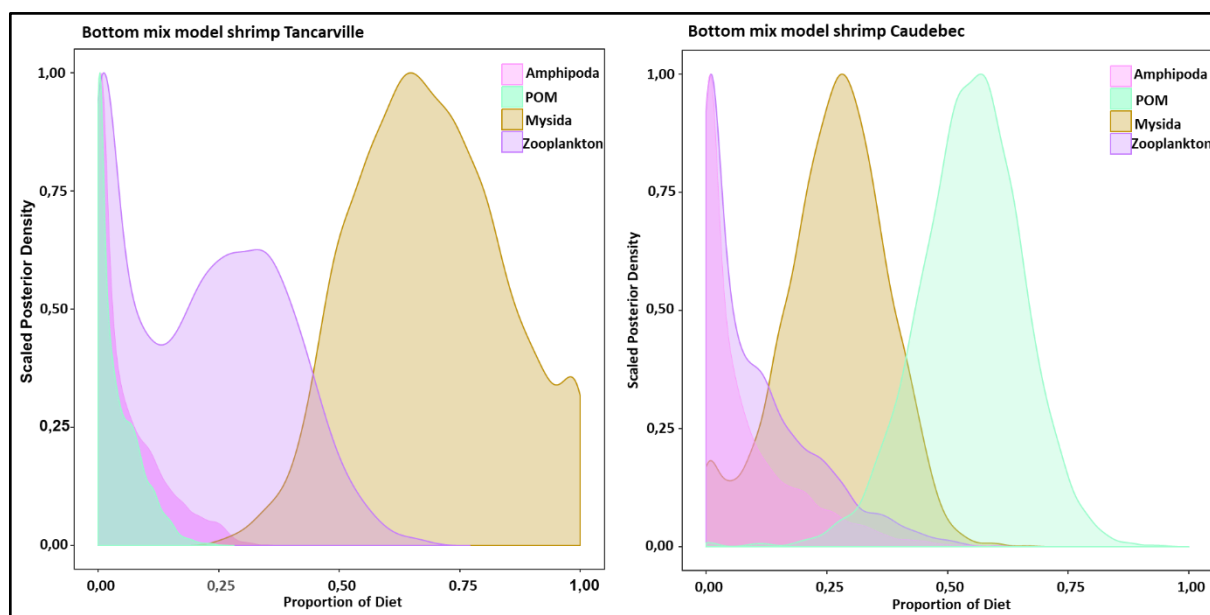


Figure 3.47 : Proportion des différentes sources dans le régime alimentaire de la crevette blanche à Tancarville et Caudebec-en-Caux.

3.3.4. Prédation par le suprabenthos

L'action prédatrice du suprabenthos sur les autres compartiments a pu être évaluée par deux méthodes : l'analyse des signatures isotopiques stables (cf. partie précédente) et par l'observation des contenus stomacaux des principaux taxa composant le suprabenthos (Mysidacés, amphipodes et décapodes) (Figure 3.488). Quelle que soit l'espèce suprabenthique considérée, les contenus stomacaux étaient en majorité (i.e. plus de 50 % de la surface) composés de détritus (macrophytiques ou non). D'autres éléments étaient fréquemment retrouvés (proies animales, proies végétales, pollen, détritus macrophytiques, détritus autres) dans des proportions plus ou moins grandes selon l'organisme considéré. Les décapodes *Crangon crangon* et *Palaemon longirostris* et le mysidacé *Neomysis integer* contenaient davantage de proies animales (Dunn, $p < 0,05$; $p < 0,01$ et $p < 0,05$ respectivement) que *Mesopodopsis slabberi* et *Gammarus salinus*. De façon similaire, de plus amples quantités de proies végétales (diatomées, autres microalgues) étaient observées dans les contenus stomacaux des mysidacés *Neomysis integer* et *Mesopodopsis slabberi* (Dunn, $p < 0,05$ et $p < 0,01$ respectivement) que chez *Gammarus salinus*, *Crangon crangon* et *Palaemon longirostris*. En septembre 2020 et mai 2021 à Tancarville, chez *Gammarus salinus*, la proportion de détritus retrouvés dans les contenus stomacaux était toujours supérieure à $80,7 \pm 12,5$ %, et pouvait dépasser les 98 % si on y assimilait les détritus macrophytiques. Ceci suggérerait donc un régime plutôt détritivore de cette espèce, alors que les mysidacés (i.e. *N. integer* et *M. slabberi*) et décapodes (i.e. *Crangon crangon* et *Palaemon longirostris*) seraient davantage omnivores, avec une tendance carnivore plus prononcée chez ces deux dernières espèces. *Gammarus salinus* étant l'espèce la plus ubiquiste, l'étude des contenus stomacaux a donc été étendue davantage en amont, mais aussi lors de trois saisons (mai et septembre - début et fin d'été, mars - hiver). Chez cette espèce, les proportions de détritus et de proies animales et végétales étaient significativement (Dunn, $p < 0,05$) supérieures à Val-des-Leux en septembre 2020 qu'en mai 2021. De plus, il existait une différence significative

de la proportion en proies végétales entre stations amont et aval. En effet, *G. salinus* de Val-des-Leux présentait davantage de ces proies (Dunn, $p < 0,01$) que les individus de Tancarville, mais en septembre 2020 seulement.

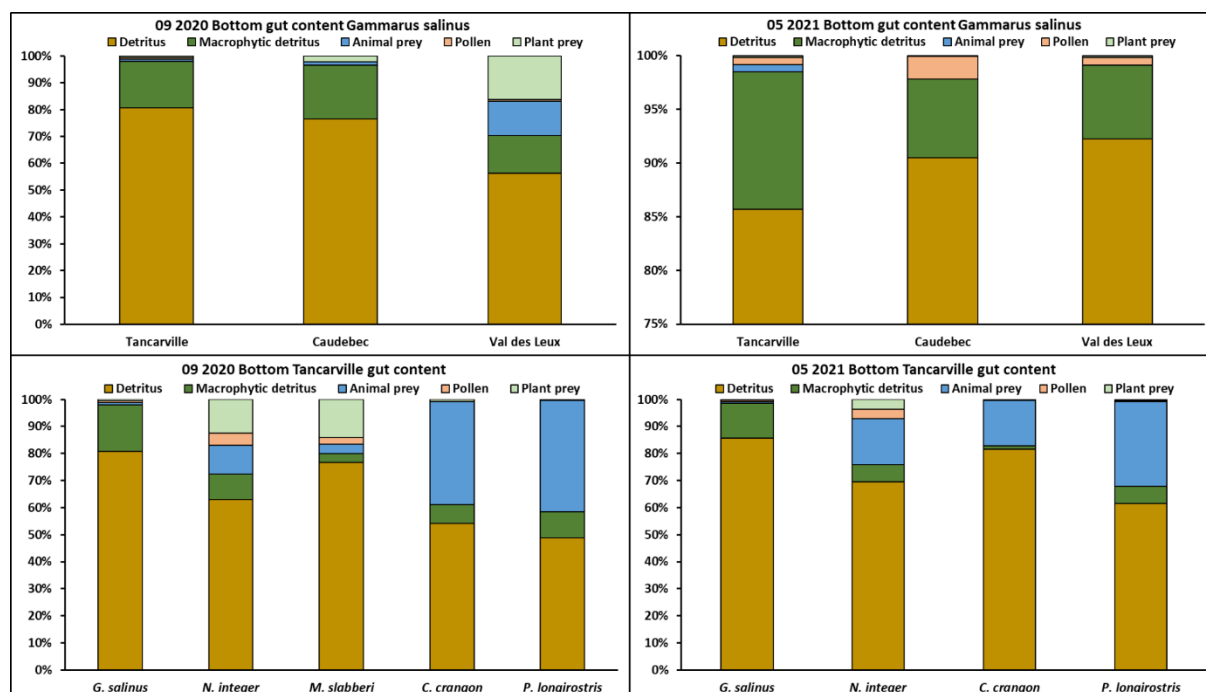


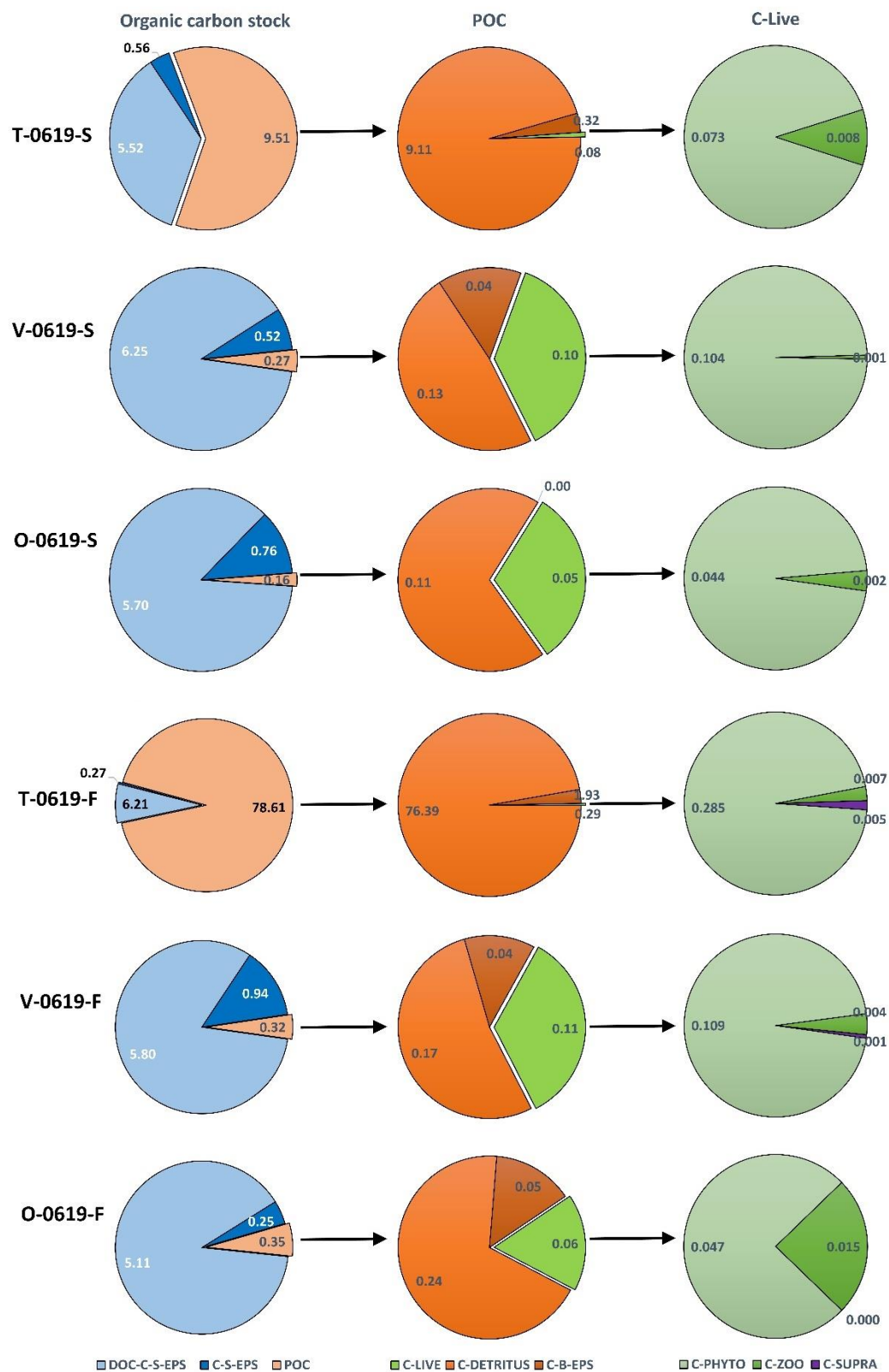
Figure 3.48 : Proportions moyennes des différents éléments stomacaux chez *Gammarus salinus* (en haut) le long du gradient salin et chez différentes espèces (en bas) à Tancarville.

3.4. Le cycle du carbone

Cette rubrique présente de façon synthétique les caractéristiques de la zone pélagique et de son fonctionnement trophique en visualisant les cycles de carbone calculés pour quelques exemples représentatifs des stations du tronçon amont-aval pendant différents mois de la saison de croissance. Il faut souligner que, comme les campagnes communes ont été effectuées pendant les saisons de croissance et à des coefficients de marée modérés, ces cycles du carbone ne sont représentatifs que pour des périodes de faibles débits, pendant lesquelles la proportion de C labile est assez importante. En effet, la majeure partie des apports de MES du bassin versant se fait pendant les périodes de crues.

Les concentrations en C des stocks des différentes formes des matières, ainsi que des flux entre les niveaux trophiques, ont été soit mesurées sur des échantillons directement, soit calculées à partir de conversions avérées en milieu estuarien.

Spécifions ici que le COP a été calculé comme la moyenne des valeurs obtenus par les laboratoires METIS et M2C (cf. ANNEXE I), que le C phytoplanctonique a été calculé en multipliant la concentration en Chla par 25 (Rieman et al., 1989 ; Descy and Gosselain, 1994; Gosselain et al., 2000) et le C vivant comme la somme du C phyto, zoo et suprabenthos. Le C détritique a été calculé comme : $COP - (C \text{ vivant} + CB-EPS)$. Tous les facteurs de conversion utilisés sont explicités en ANNEXE I.



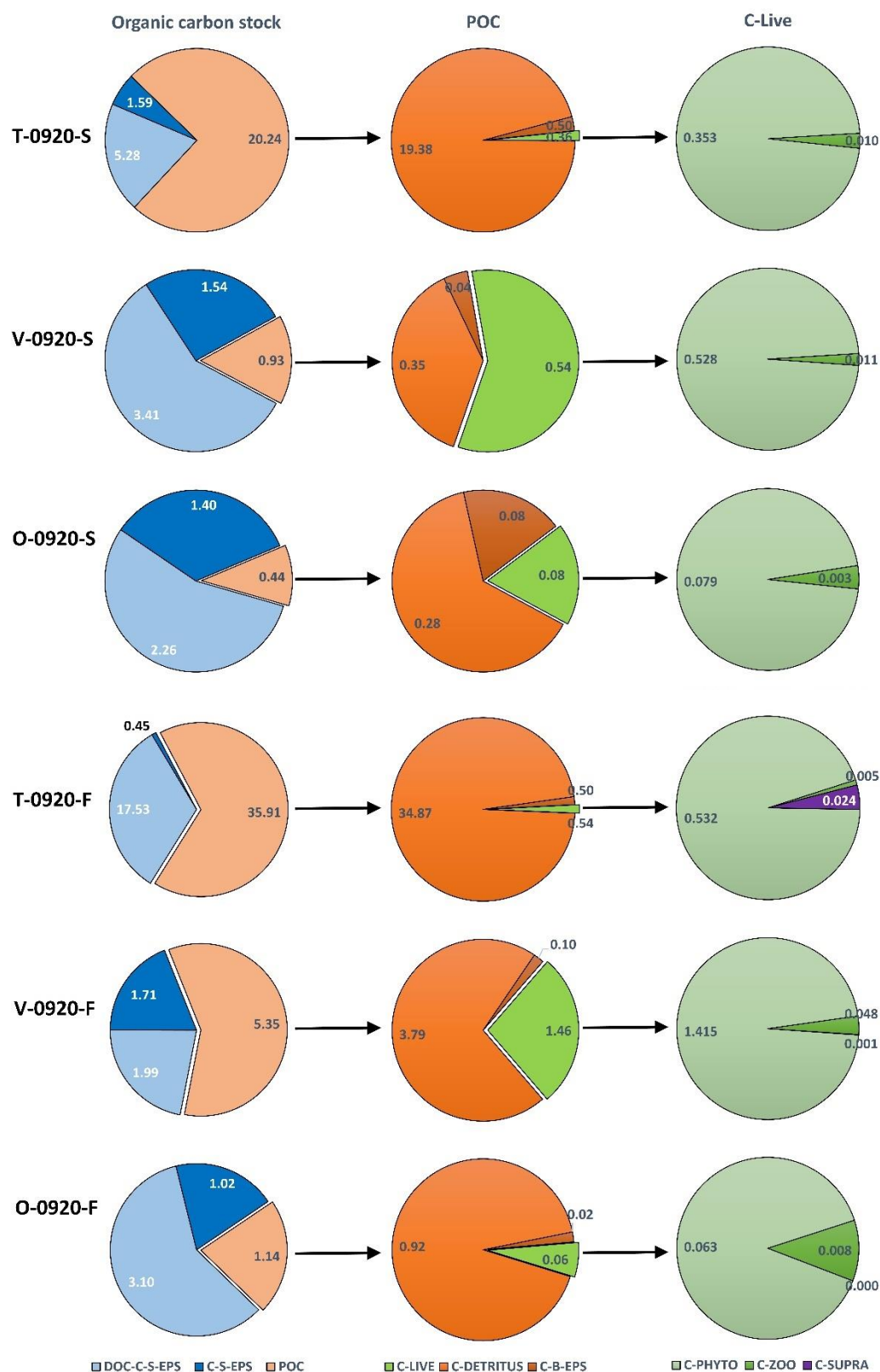


Figure 3.49 : Répartition du stock de carbone organique dans la colonne d'eau (en mg L⁻¹) à Tancarville (T), Val-des-Leux (V) et Oissel (O), en surface (S) et au fond (F), en juin 2019 et septembre 2020. Les graphiques de gauche présentent la fraction du carbone dissous (DOC) vs. particulaire (POC) ; les graphiques du milieu détaillent la composition de la fraction particulaire ; les graphiques de droite détaillent la fraction vivante du carbone particulaire.

Le carbone inorganique dissous (CID ; Dissolved Inorganic Carbon, DIC) est la forme majoritaire du carbone dans la colonne d'eau, représentant généralement entre 70 et 80 % du stock, aussi bien au fond qu'en surface.

Le reste du carbone est la fraction organique (Figure 3.499) qui se répartit entre le particulaire et le dissout.

La Figure 3.499 représente les stocks de carbone organique calculés pour Tancarville, Val-des-Leux et Oissel, pendant les campagnes de juin 2019 et septembre 2020, deux campagnes contrastées, choisies pour illustrer les gammes de valeurs dans les différents compartiments. Pour l'ensemble des campagnes et des stations, le COD varie relativement peu, restant autour d'une moyenne de $8,44 \pm 6,09 \text{ mg C L}^{-1}$. Seuls quelques points à Oissel et Tancarville dépassent les 15 mg C L^{-1} (Fig. 3.50). Les quantités de COP présentent au contraire des variations très importantes entre stations ainsi qu'en fonction de la profondeur. Tancarville est la station la plus riche en COP, et principalement près du fond où la concentration en COP atteint 78 mg C L^{-1} , avec une grande variabilité tant entre campagnes qu'entre les trois moments de marée échantillonnés (A, B, C) dans une même journée ; aux stations en amont de Tancarville, les concentrations en COP ne dépassent généralement pas 5 mg C L^{-1} .

La partie vivante de ce COP est minimale à Tancarville et largement maximale à Val-des-Leux. Elle est fortement dominée par le C phytoplanctonique (78 à 99 %). Le C du zooplancton représente au maximum 10 % du C vivant en surface et jusqu'à 25 % au fond. Le carbone contenu dans les matières vivantes est, en valeur absolue, souvent plus concentré au fond qu'en surface. La quantité de phytoplancton peut notamment atteindre des valeurs particulièrement élevées à Val-des-Leux. Le C du suprabenthos atteint au maximum 4,5 % du vivant à Tancarville et est négligeable en amont de l'estuaire (Oissel).

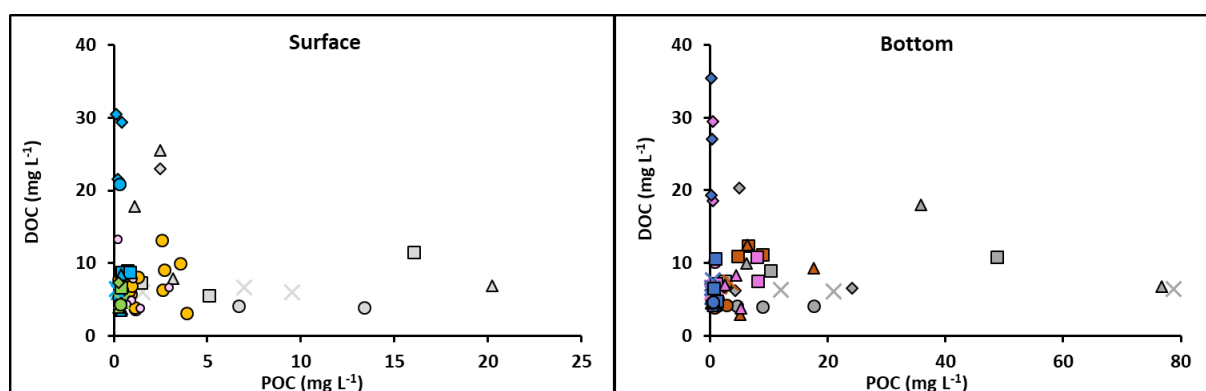


Figure 3.50 : DOC en fonction du POC pour chaque station, en surface et au fond, pour l'ensemble des campagnes communes.

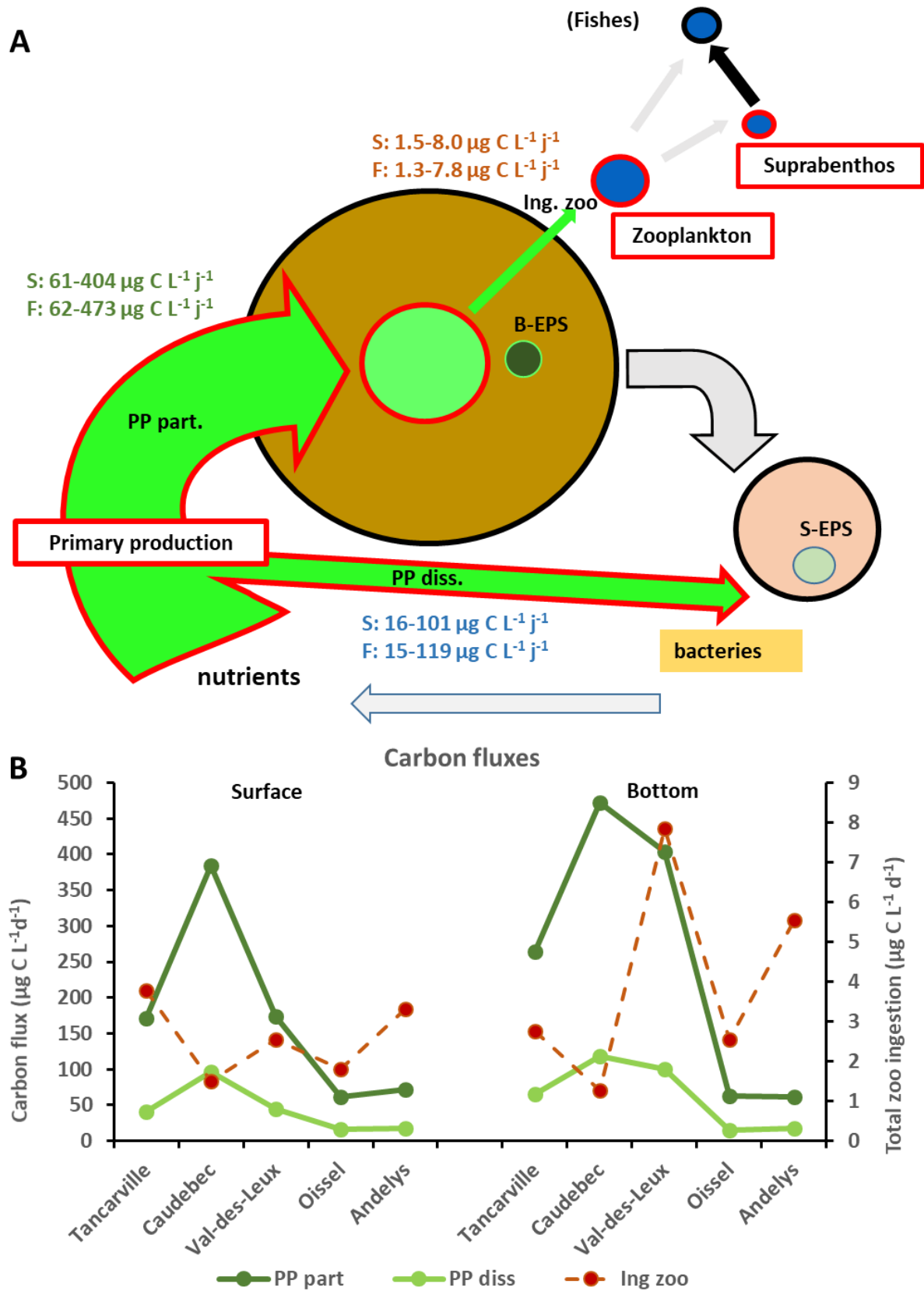


Figure 3.51 : Les flux de carbone. A) Schéma des principaux flux avec leurs gammes de valeurs. B) Valeurs moyennes des flux calculés par station à partir de l'ensemble des campagnes communes.

De façon similaire aux résultats concernant les stocks de carbone, les flux de carbone entre les compartiments font ressortir des différences amont-aval bien marquées (Figure 3.511). Les deux stations les plus en amont (Oissel et Les Andelys) présentent les flux les moins actifs, aussi bien pour la production primaire que pour l'ingestion du zooplancton, et cela, de façon similaire en surface et au fond. Les flux liés à la production primaire particulaire sont maximums à Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux, avec des valeurs supérieures au fond ($403-473 \mu\text{g C L}^{-1} \text{ j}^{-1}$) par rapport à ceux de surface ($384-404 \mu\text{g C L}^{-1} \text{ j}^{-1}$). Les flux liés à la production primaire dissoute (formation de S-EPS) suivent la même tendance avec des valeurs 4 fois inférieures aux flux de la PP particulaire. Ces résultats sont cohérents avec les observations faites lors des campagnes bimestrielles, qui montrent les plus fortes moyennes de biomasse chlorophyllienne dans la zone située entre Duclair et La Bouille (PK 297-278). Val-des-Leux se situe au milieu. A Tancarville les flux ont des valeurs intermédiaires entre celles de l'amont (Oissel, Les Andelys) et celles de Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux. Le flux d'ingestion du zooplancton est maximal ($7,8-8,0 \mu\text{g C L}^{-1} \text{ j}^{-1}$) à Val-des-Leux et minimal ($1,28-1,49 \mu\text{g C L}^{-1} \text{ j}^{-1}$) à Caudebec-en-Caux, en surface comme au fond.

Comme les autres facteurs quantifiés dans SARTRE, les bilans de stock et de flux de carbone confirment la présence de zones fonctionnant différemment : l'amont, aux alentours de Oissel, à flux peu actifs vs. l'aval très dynamique surtout dans le secteur intermédiaire de Val-des-Leux, et en particulier au fond (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**1). Ce constat reste néanmoins à vérifier, car plusieurs facteurs de calcul du cycle C reposent sur des facteurs de conversion basés sur la bibliographie.

Ainsi, par exemple, le calcul du C détritique, comme 'facteur d'ajustement' résulte en des valeurs réalistes en utilisant les B-EPS, mais on obtient des valeurs négatives à plusieurs échantillonnages, surtout au fond, si on utilise les TEPs comme mesure d'excrétion phytoplanctonique. Comme expliqué en section 3.2.2. et 3.2.3., les TEPs constituent une phase intermédiaire entre les matières particulaires et dissoutes, et il faudra donc mieux appréhender la quantification précise de ces composés afin de pouvoir les inclure dans un bilan C.

DISCUSSION GENERALE ET LIENS AVEC LES FONCTIONNALITES PRIORITAIRES DE RESTAURATION DE LA SEINE

Cette section replace les résultats du projet dans le contexte des problématiques relatives aux trois fonctions considérées dans le projet de restauration 'partagE sur les Priorités de restauration des fonctionnalitEs des milieux estuaRiEns de la vallée de Seine-Aval' (REPERE) : les fonctions de soutien de la vie des organismes, les fonctions biogéochimiques et les fonctions hydro-morphologiques.

4.1. Les fonctions de soutien de la vie des organismes

Une première finalité de SARTRE était de combler le manque d'information sur le système pélagique dans le tronçon amont de l'estuaire.

La combinaison des campagnes bimestrielles et les campagnes communes sur points fixes a permis de distinguer, d'une part des gradients en concentration et composition des matières en suspension, et d'autre part des communautés vivantes bien différentes entre l'aval (Tancarville, Caudebec-en-Caux) et l'amont (Oissel), et la station en amont du barrage de Poses, Les Andelys. Entre ces deux zones, la station Val-des-Leux présente des caractéristiques particulières.

Les résultats sur le phytoplancton mettent en évidence une succession des communautés avec, la dominance de grandes cellules en été, correspondant principalement à des diatomées, qui se développent surtout en aval de l'estuaire. Plus tard dans l'année des cellules plus petites de nanoeucaryotes se développent, avec des algues vertes et des cryptophycées, typiques pour les stations en amont de Val-des-Leux. Cette transition correspond à l'épuisement des silicates qui cause la diminution des diatomées, tandis que les taxons non-silifiés semblent limités par le phosphore. Les efflorescences importantes en estuaires de Seine associées à de fortes valeurs de Chla résultent d'une production primaire qui augmente de l'aval jusqu'en amont de La Bouille (PK 260-280) où la production baisse, pour remonter jusqu'à Rouen. Cette baisse est à la fois liée à une diminution de la biomasse phytoplanctonique et de la productivité.

Il est remarquable que la concentration en Chla soit supérieure près du fond comparée à la surface sur la quasi-totalité des données, ce qui suggère un mixage vertical continu couplé à une sédimentation (temporaire). Des concentrations très élevées de phytoplancton, essentiellement composé de diatomées, ont ainsi été retrouvées dans des échantillons de fond en provenance de la zone du secteur de la Pâturage-aux-rats (entre les PK 282 et 283,5) (Cf. ANNEXE III). La station Val-des-Leux, à côté de la Bouille, représente à plusieurs échantillonnages, aussi bien au fond qu'en surface, les plus hautes concentrations en Chla. Les paramètres nutritionnels, le temps de résidence des masses d'eau, la turbidité, l'hydrodynamisme local ne nous permettent pas, à ce stade, d'expliquer la particularité de cette zone.

Les communautés zooplanctoniques sont également bien distinctes entre l'amont et l'aval. Entre Tancarville et Val-des-Leux, le copépode calanoïde *Eurytemora affinis* et d'autres calanoïdes dominent la communauté du mésozooplancton. A Oissel et aux Andelys, les copépodes cyclopoïdes et cladocères dominent, avec *Acanthocyclops americanus* et *Bosmina*

longirostris comme espèces principales. Aux Andelys, on retrouve les mêmes communautés qu'à Oissel, avec des abondances plus ou moins élevées. Les espèces strictement dulcicoles, arrivant de l'amont de Poses, sont adaptées aux conditions physico-chimiques au moins jusqu'à Oissel, mais pas en aval de cette station. Il est remarquable que, malgré des conditions admissibles pour cette espèce, *E. affinis* ne se développe presque pas en amont de Val-des-Leux, contrairement à ce qui est rapporté pour l'estuaire de l'Escaut, où cette espèce est devenue dominante à partir du moment où la concentration en O₂ est devenue > 5 mg L⁻¹ et celle de N-NH₄ < 0,5 mg L⁻¹ (Chambord et al., 2016).

Bien que contenant plus d'espèces ubiquistes que la communauté planctonique des crustacées (le mésozooplancton), la communauté des rotifères montre également des différences entre l'aval et l'amont. Les *Synchaeta* spp., dont *Synchaeta bicornis* est typique des eaux saumâtres ou marines (Hollowday, 2002), sont dominants en aval de Val-des-Leux, avec *Trichotria tetractis*, une espèce d'eau douce. Tout comme celle des crustacés, la composition de la communauté de rotifères change à Oissel. *Synchaeta* spp. et *Trichotria* ne représentent plus qu'une part minime de la communauté, et de nombreuses espèces dulcicoles, comme *Brachionus angularis*, *Polyarthra* spp., *Euchlanis* spp. ou *Keratella cochlearis* s'y développent. De nouveau, la station de Val-des-Leux présente une situation spécifique : à plusieurs reprises, c'est la station avec la plus haute abondance de rotifères, et l'espèce *Trichotria tetractis*, peu présente sur les autres stations, y représente plus de 70 % de l'abondance.

La diversité de la communauté zooplanctonique totale est systématiquement plus élevée en amont qu'en aval, où une faible diversité est typique des tronçons d'eau saumâtre des estuaires tempérés (Soetaert and Van Rijswijk, 1993 ; Tackx et al., 2004 ; Modéran et al., 2010 ; Favier and Winkler, 2014). Les données complètent les études sur le zooplancton en aval de l'estuaire (Mouny and Dauvin, 2002 ; Devreker et al., 2005 ; Devreker et al., 2010) et confirment l'existence d'une communauté planctonique diversifiée en eau douce, déjà relevée par le rapport ZOOSEINE (ZOOSEINE, Souissi (coord) et al., 2011).

La communauté suprabenthique se distingue des communautés phyto- et zooplanctonique par sa distribution spatiale. À Tancarville, et dans une moindre mesure à Caudebec-en-Caux, on trouve une communauté très fortement dominée par le mysidacé *Neomysis integer*, et des gobies comme *Pomatoschistus* spp. L'abondance totale y est mille fois plus élevée (jusqu'à 27x10³ ind.100m⁻³) qu'aux autres stations. Les décapodes sont essentiellement représentés par la crevette grise *Crangon crangon*. D'autres organismes, comme la crevette blanche *Palaemon longirostris* et les amphipodes (dominés par *Gammarus* spp.), sont présents sur la quasi-totalité du tronçon étudié, mais avec des abondances relativement faibles (maximum 455 ind.100m⁻³). A côté d'une communauté zooplanctonique abondante d'eau saumâtre en aval, et d'une communauté zooplanctonique typique d'eau douce abondante et plus diversifiée en amont, la communauté suprabenthique en amont est négligeable en comparaison avec celle de Tancarville. Il y a donc peu d'organismes suprabenthiques qui sont capables de se développer en abondance en amont, probablement à cause de tolérance limitée pour l'eau douce.

Comme le suprabenthos, et surtout les mysidacés, sont des prédateurs importants du zooplancton, cette situation représente un 'mismatch spatial' pour ce qui est de l'activité prédatrice du suprabenthos.

Sur la base des communautés vivantes, on distingue donc une zone aval et une zone amont avec des communautés et un fonctionnement différent et une zone particulière, entre Val-des-Leux et Rouen, qui présente d'une part la production primaire la plus faible mesurée sur le tronçon et d'autre part des concentrations élevées en phytoplancton.

Le Projet SARTRE a ainsi actualisé les connaissances des communautés de phytoplancton, zooplancton et du suprabenthos sur le tronçon entre Honfleur et Les Andelys, et amené certains éléments de délimitation des niches écologiques des organismes. Par exemple, des limitations en nutriments ont été identifiées pour les communautés phytoplanctoniques (la silice pour les diatomées, le phosphore pour les taxons non silicifiés). Des valeurs de salinité conditionnant le développement du suprabenthos en amont. D'autres distributions d'organismes restent à comprendre, comme par exemple pourquoi le calanoïde *E. affinis* ne se développe quasiment pas en amont de Val-des-Leux. Dans ce contexte, des conditions particulières entre Val-des-Leux et Rouen sont certainement à considérer.

4.2. Les fonctions biogéochimiques

Le projet SARTRE a, aussi bien pendant les campagnes bimestrielles que pendant les campagnes communes, combiné la caractérisation écologique (facteurs physico-chimiques, caractérisation des communautés vivantes) avec l'analyse d'indicateurs du fonctionnement biogéochimique du milieu au sein des MOP et MOD. Les circonstances des campagnes communes, qui se sont déroulées pendant des périodes de faibles débits et donc de faibles apports du bassin versant, se prêtent le mieux à exploration des corrélations entre ces deux approches. En effet, comme expliqué en section 3.2.2, dans ces circonstances, les MOP sont plutôt labiles, donc réactives et la fraction réfractaire limitée.

Le temps imparti ne nous permet pas d'explorer toutes les combinaisons possibles d'éléments écologiques et biogéochimiques. Dans ce rapport, nous présentons juste deux exemples afin de montrer la potentialité créée par le projet SARTRE.

Exemple 1. Relation ingestion zooplancton-BIX.

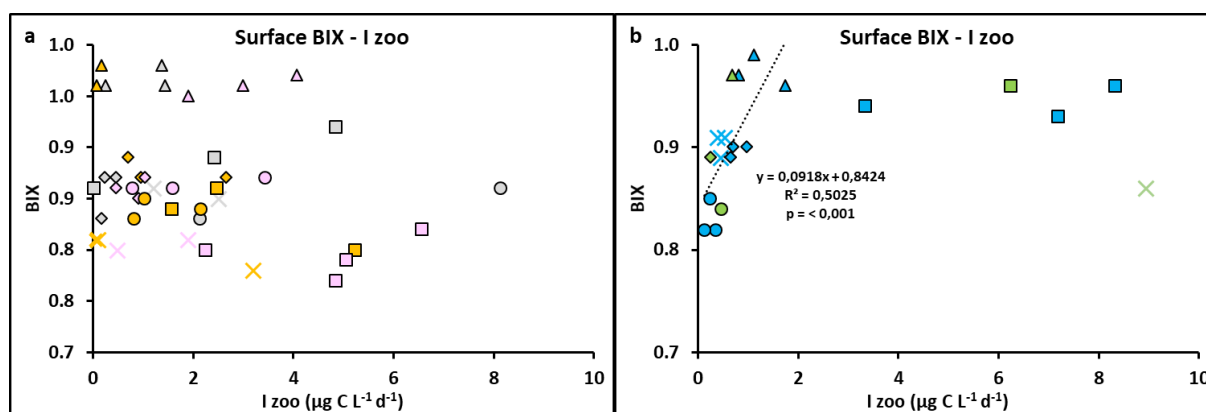


Figure 4.1 : BIX en fonction de l'ingestion de la communauté planctonique calculée sur la base des contenus intestinaux pigmentaires. a) Tancarville, Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux ; b) Oissel et Les Andelys.

La Figure 4.1.a montre qu'il n'existe aucune relation entre l'indice BIX (activité biologique détectée au sein des MOD) et l'ingestion de la communauté zooplanctonique (I) aux stations aval. En revanche, aux stations amont, il y a une relation significative pour des valeurs d'ingestion $< 3 \mu\text{g C L}^{-1} \text{ j}^{-1}$, et une stagnation autour d'une valeur BIX de 8,5 au-delà (Figure 4.1.b). Ce constat conforte donc les différences entre l'amont et l'aval de la zone d'étude relevées par les observations biologiques

Exemple 2. Relation signatures isotopiques zooplancton - composant C3 des COD.

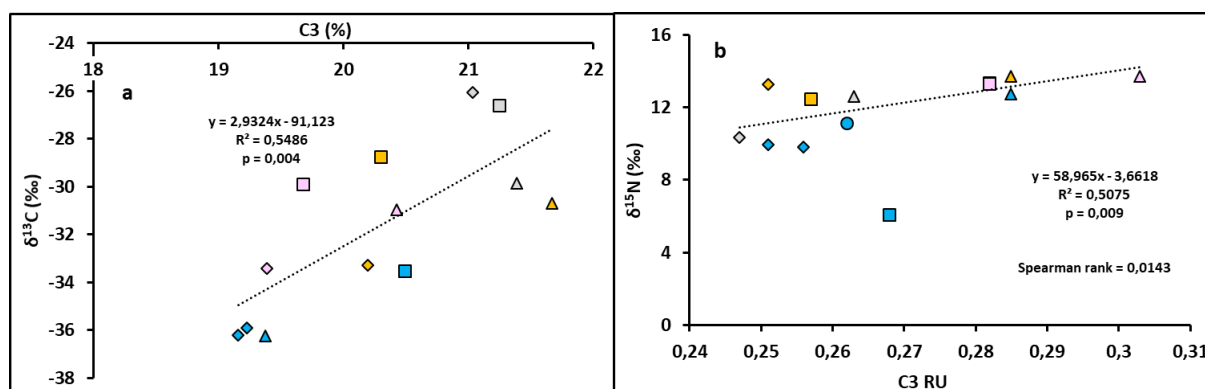


Figure 4.2 : a) Signature $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton en fonction du composant C3 en % de la fluorescence totale et b) $\delta^{15}\text{N}$ en fonction de l'intensité de fluorescence de C3 en RU (Unités Raman). La régression linéaire est uniquement significative pour la série sans le point SAR-O-170719-B-S (0,26 / 0,68), la p-value Spearman rank correspond à toute la série.

La signature $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton, augmente de façon linéaire avec le composant C3, exprimé en % de la fluorescence totale. L'abondance relative de ce fluorophore correspondant à des molécules produites ou transformées par l'activité biologique/microbienne reflète donc aussi les sources de nourriture utilisées par le zooplancton (Figure 4.2.a). La signature $\delta^{15}\text{N}$ du zooplancton, exprimant le niveau trophique, augmente avec l'intensité de fluorescence de ce même composant exprimé en RU (Unités Raman) (Figure 4.2.b). Le positionnement des différentes stations sur les Figure 4.2.a,b montre qu'il ne s'agit pas d'une covariance spatiale.

Les données écologiques et géochimiques collectées au cours de SARTRE offrent de multiples possibilités d'analyses du type illustré par les exemples ci-dessus. Des analyses multivariées seront nécessaires pour élucider les tendances générales, mais il est également intéressant de voir que certaines relations ne se détectent qu'en fouillant en détail les stations, les campagnes, etc...

4.3. Les fonctions hydro-morphologiques

Le projet SARTRE n'a pas traité les aspects hydro-sédimentaire tels quels. Il est néanmoins clair que plusieurs constats du projet nécessitent des éléments hydro-morphologiques afin de pouvoir les expliquer et intégrer dans des modèles de gestion de l'estuaire. Notamment pour élucider la spécificité de la zone Val-des-Leux-Rouen, des éléments hydrologiques et géo-sédimentaires nous semblent essentiels à prendre en considération.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les résultats du projet SARTRE indiquent, au sein de l'estuaire, l'existence de systèmes écologiques avec des communautés biologiques et des fonctionnements trophiques différents entre l'aval et l'amont avec une zone intermédiaire entre Duclair et La Bouille où les caractéristiques particulières pourraient résulter de processus hydro-sédimentaires.

SARTRE a fourni une très grande quantité de données, qui sont compilées dans deux bases de données complètes et fonctionnelles, mais que le temps imparti ne nous a pas permis d'exploiter en détail.

Afin de bien préparer de nouvelles actions sur le terrain, il serait souhaitable de prendre le temps d'analyser l'ensemble des données de SARTRE en détail. Parmi les axes à exploiter, il y a les relations entre les différents facteurs environnementaux, biogéochimiques et écologiques, en distinguant la part de variabilité purement spatiale et la part liée aux autres facteurs environnementaux. Ceci permettra d'élucider plus spécifiquement les facteurs de contrôle des processus écologiques.

Le potentiel du couplage des données biologiques/écologiques avec les indicateurs biogéochimiques, qui est illustré dans ce rapport, mérite d'être approfondi et forme un argument fort pour la continuation de tels programmes couplés. Effectivement, l'exploitation des combinaisons de marqueurs géochimiques et de données biologiques/écologiques contribuera à augmenter la performance des équipes travaillant dans le cadre du GIP Seine-Aval en vue de détecter des processus d'intérêt pour la gestion de l'estuaire.

Du point de vue pratique, l'organisation des campagnes communes s'est montrée assez compliquée compte tenu des contraintes logistiques et des emplois du temps des participants. Il serait donc fortement souhaitable de combiner toutes les mesures sur des campagnes bimestrielles. Le suprabenthos ne pouvant pas être échantillonné lors des campagnes de l'AESN pour des raisons de rythme d'échantillonnage, des campagnes saisonnières suprabenthiques (et zooplancton) devraient être organisées en parallèle de celles de l'AESN, afin de disposer de la caractérisation la plus complète des masses d'eau à la période d'échantillonnage de ces communautés.

LISTE DES ILLUSTRATIONS

Figure 2.2 : Conditions hydrologiques lors des 5 campagnes d'échantillonnage communes : coefficients de marée (barres grises) et débit (moyenne des valeurs quotidiennes pour la durée de chaque campagne) de la Seine à Vernon (ronds noirs) ainsi que les débits min et max correspondants (barres d'erreur) (HydroPortail, Eaufrance, code station H320 0001).	19
Figure 2.3 : Résultats d'Analyse en Composantes Principales (ACP) sur les données des facteurs environnementaux des campagnes de septembre 2020 (a) et mai 2021 (b). Les points rouges représentent les centroïdes pour chaque station.....	21
Figure 2.4 : Exemples de variables observées (Particulate Organic Matter (POM), Suspended Particulate Matter (SPM), Carbon BIOMasse (C BIOM), Particulate Organic Carbon (POC), (Production Primaire estimée (Prod Prim), Carbon produced / Carbon phytoplankton (P/B), Dissolved Organic Carbon (DOC), Dissolved Total Carbon (DTC) pendant les différentes campagnes aux différentes stations. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée.....	21
Figure 3.1 : Distribution spatiale et temporelle de la biomasse (Chla) en estuaire de Seine. Kilometre point (Kp).	24
Figure 3.2 : Distribution spatiale et temporelle des sels nutritifs : Concentration en nitrates, phosphates et silicates en $\mu\text{mol L}^{-1}$	25
Figure 3.3 : Distribution spatiale et temporelle de la structure de communauté : picoeucaryotes, nanoeucaryotes, cryptophytes, microphytoplancton (en cellules par cm^3).	26
Figure 3.4 : Distribution spatiale et temporelle des groupes pigmentaires chromophytes et riches en phycocyanine (en %).	28
Figure 3.5 : Distribution temporelle et spatiale de la production primaire du rapport Fv/Fm (état physiologique), de l'alfa (efficacité photosynthétique), de JvIImax (Production primaire maximale exprimée en $\text{mmol électron m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), de l'ETRmax (la productivité primaire maximale exprimée en $\text{mmol électron mg Chla}^{-1} \text{ h}^{-1}$).	29
Figure 3.6 : Distribution spatiale de la production primaire phytoplanctonique annuelle estimée en $\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ entre 2019 et 2021 le long du transect.	30
Figure 3.7 : Analyse multivariée : Interstructure de l'analyse triadique partielle avec un total de 41,4 % de la variance exprimée avec les deux axes (A), cluster plot, le nombre optimal de cluster était de 2 nous avons choisi d'en afficher 3 pour montrer plus de complexité (B).	31
Figure 3.8 : Débits moyens de la Seine entre 2015 et 2021, avec les campagnes pour lesquelles des échantillons de MOP ont été mesurés dans le cadre de cette étude. Les points bleus représentent les campagnes à fort débit ($> 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) et les points rouges celles à bas débit ($< 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).	32
Figure 3.9 : Variation spatio-temporelle de deux indices traçant les apports de matière organique terrigène le long de l'estuaire : l'indice BIT, basé sur l'abondance relative de molécules d'origine microbienne, les tétraéthères (gauche) et le $\delta^{13}\text{C}$ de la MOP (droite). Les données sont présentées en fonction du débit de la Seine, comme explicité en Figure 3.8 (bas débit en rouge et haut débit en bleu).	33
Figure 3.10 : Distribution temporelle (juin 2019 à novembre 2022 en ordonnées) et spatiale (Kilometre Point (KP) de 246 à 361 en abscisses) des intensités de fluorescence (en unités Raman) pour les 6 composants déterminés par PARAFAC : a) C1, b) C2, c) C3, d) C4, e) C5 et f) C6.	35

Figure 3.11 : Distribution spatiale et temporelle du pourcentage de fluorescence, par rapport à la fluorescence totale, des 6 composants déterminés par PARAFAC pour les 249 échantillons des 19 campagnes bimestrielles : a) %C1, b) %C2, c) %C3, d) %C4, e) %C5 et f) %C6. Tendances basées sur la régression de LOESS, méthode non paramétrique de lissage des nuages de points estimés localement avec des intervalles de confiance à 95%.	36
Figure 3.12 : Distribution temporelle (juin 2019 à novembre 2022 en ordonnées) et spatiale (Kilometre Point (KP) de 246 à 361 en abscisses) des indices de fluorescence a) HIX (degré d'aromaticité et humification des MOD), b) BIX (production autochtone récente en lien avec l'activité biologique) et c) FI (estimation des sources microbiennes ou terrestres) ; et de l'indice d'absorbance d) SR (rapport de pentes spectrales $S_{275-295nm}/S_{350-400nm}$ inversement corrélé au poids moléculaire).	39
Figure 3.13 : Distribution spatiale et temporelle des indices de fluorescence a) HIX (degré d'aromaticité et humification des MOD), b) BIX (production autochtone récente en lien avec l'activité biologique) et c) FI (estimation des sources microbiennes ou terrestres) ; et de l'indice d'absorbance d) SR (rapport de pentes spectrales $S_{275-295nm}/S_{350-400nm}$ inversement corrélé au poids moléculaire).	40
Figure 3.14 : Position des campagnes dans le cycle hydrologique (débit moyen journalier) à la station de Vernon (HydroPortail, eaufrance, code station H320 0001).	43
Figure 3.15 : Températures mesurées à toutes les stations en surface et au fond. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée.	43
Figure 3.16 : Profils CTD des températures enregistrés au plus proche de la haute mer lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Seules les données de la descente sont représentées.	44
Figure 3.17 : Conductivité mesurée à toutes les stations en surface et au fond. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée. La station Tancarville a été séparée pour plus de lisibilité.	45
Figure 3.18 : Profils CTD des mesures de salinité enregistrées au plus proche de la haute mer lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Seules les données de la descente sont représentées.	45
Figure 3.19 : Profils CTD des mesures de turbidité enregistrées au plus proche de la haute mer lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Seules les données de la descente sont représentées.	46
Figure 3.20 : Distribution cumulative des tailles des MES mesurées en Spherical Equivalent Diameter (S.E.D) aux différentes stations en aval de Poses pendant les campagnes de mai et juin 2021. - S.E.D50 max en rose et S.E.D50 min en blanc.	48
Figure 3.21 : Concentration en MES mesurée à toutes les stations en surface et au fond. A, B, C indiquent les 3 échantillonnages réalisés au cours de la journée. La station Tancarville a été séparée pour plus de lisibilité.	49
Figure 3.22 : Concentration des MOP et des Matières Inorganiques Particulaires (Particulate Inorganic Matter (PIM)) lors des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée.	50
Figure 3.23 : Variations de la composition isotopique en carbone 13 ($\delta^{13}C$) des matières organiques particulières et de l'indice BIT, représentatif des apports de matières organiques provenant des sols (calculé à partir de l'abondance relative des tétraéthers de glycérol, molécules organiques d'origine microbienne) en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de juillet 2019, septembre 2020 et mai 2021 (N.B.:	

seules les données isotopiques sont actuellement disponibles pour la campagne de mai 2021). A, B, C indiquent les 3 échantillonnages au cours de la journée..... 52

Figure 3.24 : Variations du pourcentage de phytostérols (composés d'origine de végétaux terrestres) et de brassicastérol (composé d'origine algale) vs. l'abondance totale des stérols en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de juillet 2019 et septembre 2020. 53

Figure 3.25 : S 2 (indicateur d'origine des matières, plus élevé pour origine phytoplanctonique aquatique que détritus terrestre) en fonction du contenu en matières organiques des SPM (POC ((% SPM)) pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Le 4^{ème} graphique montre les valeurs moyennes des 5 campagnes. Voir texte pour plus d'explications..... 54

Figure 3.26 : RC/POC (indicateur de caractère réfractaire) en fonction de HI/OI (indicateur d'origine des matières ; HI/OI > 2 indique un caractère d'origine phytoplanctonique) pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Le 4^{ème} graphique montre les valeurs moyennes des 5 campagnes. Voir texte pour plus d'explications. 55

Figure 3.27 : Variations des concentrations en TEP et B-EPS exprimées en mg C L⁻¹ en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée..... 56

Figure 3.28 : Variations des concentrations en S-EPS et DOC exprimées en mg C L⁻¹ en surface et au fond de la colonne d'eau pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 57

Figure 3.29 : Variations des indices d'humification (HIX) et de production autochtone (BIX) en surface et au fond calculés pour les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les graphiques sur la dernière ligne présentent les moyennes des indices pour les cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 59

Figure 3.30 : Variations de l'indice de production autochtone (BIX) en fonction de l'indice d'humification (HIX) calculés pour l'ensemble des échantillons des cinq campagnes communes de juin 2019 à juin 2021. 60

Figure 3.31 : **a)** Variations des moyennes de l'indice de production autochtone (BIX) en fonction des moyennes de l'indice d'humification (HIX) calculées pour chaque phase de marée des cinq campagnes communes. Moyennes des pourcentages d'intensité de fluorescence des cinq composants déterminés par PARAFAC pour les échantillons de surface des cinq campagnes : **b)** C1, **c)** C2, **d)** C3, **e)** C4 et **f)** C5. 63

Figure 3.32 : Concentrations de la Chla et rapport phéopigments /Chla (Phaeos) en surface et au fond mesurées pendant les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 64

Figure 3.33 : Concentrations des pigments marqueurs pour Diatomées, Cryptophycées et Algues vertes standardisées par la Chla en surface et au fond mesurées pendant les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 65

Figure 3.34 : Concentration des pigments photoprotecteurs diadinoxanthine (diadino) et diatoxanthine (diato) (a) et violaxanthine (viola) et zéaxanthine (zea) (b) en fonction de la concentration en Chla. Le linéaire (a) a été réalisé avec toutes les stations..... 66

Figure 3.35 : Abondances des différents groupes de crustacés zooplanctoniques en surface et au fond mesurées pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques

représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 67

Figure 3.36 : Abondances des nauplii de crustacés et des rotifères en surface et au fond mesurées pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. 69

Figure 3.37 : Nombre de taxons zooplanctoniques (richness) en surface et au fond identifiés pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 69

Figure 3.38 : Abondance et biomasse des taxons de suprabenthos mesurées pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020 lors du flot. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. 72

Figure 3.39 : Production primaire particulaire (PP, barres, axe gauche) et pourcentage de la production primaire consommé par le zooplancton par jour (points, axe droite) en surface et au fond, mesurés pendant les campagnes mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les derniers graphiques représentent la moyenne des cinq campagnes d'échantillonnage. A, B, C indiquent les trois échantillonnages réalisés au cours de la journée. 73

Figure 3.40 : Clearance rate : mesure de pression de prédation du zooplancton sur la biomasse totale du phytoplancton (Chla) et sur les différents groupes algaux et les phéopigments à base des contenus pigmentaires intestinaux. Plus le clearance rate est élevé, plus la ressource est sélectionnée parmi les autres ressources potentielles. Les blancs représentent la non consommation d'une ressource. 75

Figure 3.41 : a) Taux de croissance du phytoplancton total sans (k) et avec l'influence du broutage (k-g), Exemple de résultats des expériences d'incubation ; expérience juillet 2019. b) Relation entre le coefficient de broutage de la communauté zooplanctonique mesuré par les expériences d'incubation (g) et l'ingestion de la communauté zooplanctonique mesurée par les contenus en pigments intestinaux (I). Les astérisques montrent un broutage significatif, en rouge une diminution du stock de phytoplancton et en bleu une augmentation. 76

Figure 3.42 : Pourcentage de la biomasse totale du zooplancton représenté par les rotifères pendant les échantillonnages A. 77

Figure 3.43 : Signatures $\delta^{13}\text{C}$ et C:N des MOP en surface lors du flot pendant les campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020 du projet SARTRE situées par rapport aux plages de signatures $\delta^{13}\text{C}$ et C:N connues pour les apports organiques côtiers (Selon Lamb et al., 2006). 78

Figure 3.44 : Signatures isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) des MOP, du zooplancton et du suprabenthos par taxon, en surface, lors du flot des campagnes de mai 2021, juillet 2019 et septembre 2020. Les valeurs obtenues pour les échantillons du projet SARTRE sont comparées aux signatures de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ rapportées dans la littérature pour les estuaires européens (Gironde, Charente, Elbe, Ems, Thames, Rhine, Scheldt, Loire, Gironde, Douro and Sado et la baie de Seine). Les signatures retrouvées dans l'Escaut, l'estuaire le plus proche et ressemblant à la Seine, sont indiquées. Les écarts types sur les valeurs du mésozooplancton et du suprabenthos ne sont pas visibles car $< 0,06$. D'après (De Brabandere et al., 2002 ; Savoye et al., 2003 ; David et al., 2006 ; Middelburg and Herman, 2007 ; Van Den Meersche et al., 2009 ; Modéran et al., 2012). 80

Figure 3.45 : a) $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton en fonction des MES dans le milieu. b) $\delta^{15}\text{N}$ du zooplancton en fonction de la concentration en Chla dans le milieu. 81

Figure 3.46 : Proportion des différentes sources dans le régime alimentaire des gobies à Tancarville, Caudebec-en-Caux et Val-des-Leux. 82

Figure 3.47 : Proportion des différentes sources dans le régime alimentaire de la crevette blanche à Tancarville et Caudebec-en-Caux.	83
Figure 3.48 : Proportions moyennes des différents éléments stomacaux chez <i>Gammarus salinus</i> (en haut) le long du gradient salin et chez différentes espèces (en bas) à Tancarville.	84
Figure 3.49 : Répartition du stock de carbone organique dans la colonne d'eau (en mg L ⁻¹) à Tancarville (T), Val-des-Leux (V) et Oissel (O), en surface (S) et au fond (F), en juin 2019 et septembre 2020. Les graphiques de gauche présentent la fraction du carbone dissous (DOC) vs. particulaire (POC) ; les graphiques du milieu détaillent la composition de la fraction particulaire ; les graphiques de droite détaillent la fraction vivante du carbone particulaire.	86
Figure 3.50 : DOC en fonction du POC pour chaque station, en surface et au fond, pour l'ensemble des campagnes communes.	87
Figure 3.51 : Les flux de carbone. A) Schéma des principaux flux avec leurs gammes de valeurs. B) Valeurs moyennes des flux calculés par station à partir de l'ensemble des campagnes communes.	88
Figure 4.1 : BIX en fonction de l'ingestion de la communauté planctonique calculée sur la base des contenus intestinaux pigmentaires. a) Tancarville, Caudebec-en-Caux, Val-des-Leux ; b) Oissel et Les Andelys.	92
Figure 4.2 : a) Signature $\delta^{13}\text{C}$ du zooplancton en fonction du composant C3 en % de la fluorescence totale et b) $\delta^{15}\text{N}$ en fonction de l'intensité de fluorescence de C3 en RU (Unités Raman). La régression linéaire est uniquement significative pour la série sans le point SAR-O-170719-B-S (0,26 / 0,68), la p-value Spearman rank correspond à toute la série.	93

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-I Débits journaliers moyens de la Seine relevés à la station de Vernon aux dates de prélèvement des 19 campagnes bimestrielles (HydroPortail, eaufrance, Code station : H320 001).	23
Tableau 3-II : D50 minimum et D50 maximum calculés pour les courbes de la Figure 3.20.	47

GLOSSAIRE

Terme et abréviation en français	Terme et abréviation en anglais	Définition
Analyse bayésiennes	Baesean analysis	Analyse de probabilité basée sur la loi de Bayes (1763). https://www.statsoft.fr/concepts-statistiques/glossaire/s/statistiques-
Analyse Triadique Partielle (ATP)	Partial Triadic Analysis (PTA)	Analyse multivariée permettant de distinguer des effets spatiaux et temporels.
Archées	Archea	Organismes procaryotes (cellules sans noyau, comme les bactéries) mais avec une structure différente de celle des bactéries.
Autotrophe	Autotrophe	Organismes produisant leur matière organique à partir d'éléments minéraux, notamment grâce à la lumière, par photosynthèse.
Broutage	Grazing	<i>Sensu stricto</i> : Consommation de matière végétale vivante. Souvent utilisé pour la nutrition totale du zooplancton.
Carbone Organique Dissous (COD)	Dissolved Organic Carbon (DOC)	Carbone organique des MOD.
Carbone Organique Particulaire (COP)	Particulate Organic Carbon (POC)	Carbone organique des MES
Hétérotrophe	heterotrophic	Indique un processus de gain d'énergie par consommation de matière organique.
Matières En Suspension (MES)	Suspended Particulate Matter (SPM)	Matières de taille > 0.2 (ou 0.7) μm en suspension dans l'eau.
Matières Inorganiques Particulaires (MIP)	Particulate Inorganic Matter (PIM)	Fraction inorganique des MES.
Matières Organiques Dissoutes (MOD)	Dissolved Organic Matter (DOM)	Matières organiques de taille < 0.2 μm en solution dans l'eau.
Matières Organiques Particulaires (MOP)	Particulate Organic Matter (POM)	Fraction organique des MES.
Mésozooplancton	Mesozooplankton	Organismes pélagiques hétérotrophes de taille entre 50 et 2000 μm .
Microphytoplancton	Microphytoplankton	
Microzooplancton	Microzooplankton	Organismes pélagiques hétérotrophe de taille < 50 μm .
Nannoeucaryotes	nannoeukaryotes	Eucaryotes de taille entre 2 μm et 20 μm
Nannophytoplancton	Nannophytoplankton	Phytoplancton de taille entre 2 μm et 20 μm
Pélagique	Pelagic	
Picoeucaryotes	picoeukaryotes	Eucaryotes de taille < 2 μm
Sélection	Selection	Consommation d'une proie potentielle en disproportion positive de sa contribution à l'abondance ou à la biomasse de toutes les proies potentielles dans le milieu.
Suprabenthos	Subrabenthos	Organismes hétérotrophes vivant près du fond de taille de 1 à 5 mm
Taux de Filtration	Clearance Rate	Mesure de la pression de prédation exercée sur une proie potentielle. Le <i>grazing</i> est ici considéré comme une prédation.

PRODUCTION SCIENTIFIQUE ET FORMATION PAR LA RECHERCHE

Présentations

- CHAUVEL Nathan et al. Zooplankton and suprabenthos of the upstream part of the Seine estuary (France). Poster. Symposium ECSA 59, San Sébastian (Espagne), septembre 2022
- TACKX Micky et al., 'Etude de l'impact des clapages dans la zone Pk281-Pk285 de la Seine sur le compartiment pélagique ; Présentation au Conseil de l'estuaire, octobre 2022. Par visioconférence.
- ZHANG Z-X. et al. Dynamics of dissolved and particulate organic matter in the Seine Estuary (NW France). Présentation orale. Symposium ECSA 59, San Sébastian (Espagne), septembre 2022

Thèse

- SERRE Léon. Production primaire et dynamique phytoplanctonique le long d'un gradient d'eutrophisation : Continuum estuaire - Baie de Seine. CREC. Juin 2022. Financement : l'Agence de l'Eau Seine Normandie and La Région Normandie.
- ZHANG Zhe-Xuan, depuis octobre 2020, soutenance prévue en octobre 2023. Financement : CSC. Co-direction Arnaud Huguet et Edith Parlanti. Sujet: Dynamics of organic matter in the Seine and Gironde Estuaries.

Stages M2

- AMADOU Nafissatou Idrissa, février à juillet 2020, Influence des caractéristiques qualitatives et quantitatives de la matière organique sur le fonctionnement trophique de l'estuaire de la Seine (financement : SARTRE)
- CHAUVEL Nathan, 2021. Caractérisation du suprabenthos de la partie amont de l'estuaire de Seine : diversité et rôle trophique. M2C Caen.
- CHIOUKH Manel, février-juillet 2020, Caractériser la matière organique dissoute pour comprendre le fonctionnement trophique de l'estuaire de Seine. (financement : SARTRE)
- DEROUICHE Yassmine, janvier à juillet 2022, Suivi des caractéristiques de la matière organique particulaire au cours du clapage de sédiments dans l'estuaire de Seine (financement: GPMR - SARTRE)
- GUARDADO Léa, mars-juillet 2021, Caractérisation de la matière organique dissoute en estuaire de Seine : impact sur le fonctionnement trophique et la qualité de l'eau. (financement : SARTRE - GPMR)
- LEGENDRE Jeanne, 2022. Zooplancton : étude de l'effet des clapages en Seine. LEFE-Sciences Sorbonnes University.

NGUYEN Sharon, février à juillet 2021, Détermination des caractéristiques qualitatives et quantitatives de la matière organique particulaire prélevée dans l'estuaire de Seine au cours du clapage de sédiments (financement : GPMR - SARTRE)

Stage M1

CHAUVEL Nathan, 2020. Caractérisation du suprabenthos de la partie amont de l'estuaire de Seine : diversité et rôle trophique. M2C Caen.

BASSEZ Marie, janvier-février 2022, Caractérisation de la matière organique dissoute en estuaire de Seine : impact sur le fonctionnement trophique et la qualité de l'eau.

BASSO Maxime, mai-juillet 2022, Etude des propriétés optiques de la matière organique dissoute (MOD) en milieu aquatique. (financement : SARTRE - GPMR) CHAUVEL Nathan, 2020. Suprabenthos de l'estuaire de la Seine. M2C Caen.

LERAY Léa. 2021-2022. Composition des Matières Particulaires En suspension dans l'estuaire de la Seine. LEFE

XU Emilie, mai-juin 2021, Caractérisation de la matière organique dissoute en estuaire de Seine : impact sur le fonctionnement trophique et la qualité de l'eau.

Autres stages

BONNAND Ludmila, stage d'excellence Licence Chimie juillet 2021, Caractérisation de la matière organique dissoute en estuaire de Seine : impact sur le fonctionnement trophique et la qualité de l'eau. (financement : Université de Bordeaux)

HAYET Zoé, stage Bachelor CT3 GEM avril-septembre 2022, Caractérisation de la matière organique dissoute en estuaire de Seine : impact sur le fonctionnement trophique et la qualité de l'eau. (financement : SARTRE - GPMR)

MAIBECHE Line, stage BTS Chimie octobre-décembre 2020, Suivi des impacts sur la qualité de l'eau en estuaire de Seine des sédiments de dragage du port de Rouen.

NARFIN Saëns, stage BTS Bioanalyses et contrôle, mai-juin 2022 et novembre-décembre 2022, Caractérisation des lipides dans la matière organique particulaire de l'estuaire de la Seine

LISTE DES RAPPORTS ANNEXES

ANNEXE 1 : METHODES ET PROTOCOLES

ANNEXE 2 : COMPARAISON DE METHODES

ANNEXE 3 : ETUDE DE L'EFFET DES CLAPAGES EN SEINE

**ANNEXE 4 : SUIVI DE LA ZONE D'IMMERSION DANS LE FLEUVE / VOLET
POISSONS**

**ANNEXE 5 : ALIMENTATION DES POISSONS DANS LA PARTIE FLUVIALE DE
L'ESTUAIRE DE LA SEINE EN COMPARAISON AVEC LA ZONE DU BOUCHON
VASEUX**

BIBLIOGRAPHIE

- AESN** Eau Seine Normandie : La qualité des eaux superficielles. <https://www.eau-seine-normandie.fr/qualite-de-l-eau/qualite-des-eaux-superficielles>
- Akopian M, Garnier J, Pourriot R** (2002) Cinétique du zooplancton dans un continuum aquatique : de la Marne et son réservoir à l'estuaire de la Seine. *C R Biol* **325**: 807–818
- Amaral V, Romera-Castillo C, García-Delgado M, Gómez-Parra A, Forja J** (2020) Distribution of dissolved organic matter in estuaries of the southern Iberian Atlantic Basin: Sources, behavior and export to the coastal zone. *Mar Chem* **226**: 103857
- Amoros C** (1984) Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises - 5. Crustacés Cladocères. Publ la Société Linnéenne Lyon **53**: 72–107
- Andersson M, Catalán N, Rahman Z, Tranvik L, Lindström E** (2018) Effects of sterilization on dissolved organic carbon (DOC) composition and bacterial utilization of DOC from lakes. *Aquat Microb Ecol* **82**: 199–208
- Azeiteiro UMM, Marques JC** (1999) Temporal and spatial structure in the suprabenthic community of a shallow estuary (western Portugal: Mondego river estuary). *Acta Oecologica* **20**: 333–342
- Azémar F, Boulêtreau S, Lionard M, Muylaert K, Vyverman W, Meire P, Tackx M** (2007) Looking for general trends in trophic interactions among estuarine micro- and mesozooplankton. *J Plankton Res* **29**: i135–i147
- Baudin F, Disnar J, Aboussou A, Savignac F** (2015) Guidelines for Rock-Eval analysis of recent marine sediments. *Org Geochem* **86**: 71–80
- Blanchard M, Teil MJ, Carru AM, Garban B, Ollivon D, Chesterikoff A, Chevreuil M** (1999) Biota contamination by PCBs and trace metals in the freshwater estuary of the River Seine (France). *Hydrobiologia* **400**: 149–154
- Bledsoe EL, Philips EJ, Jett CE, Donnelly KA** (2004) The relationships among phytoplankton biomass, nutrient loading and hydrodynamics in an inner-shelf estuary. *Ophelia* **58**: 29–47
- Bonneau A, Roche B, Schalk IJ** (2020) Iron acquisition in *Pseudomonas aeruginosa* by the siderophore pyoverdine: an intricate interacting network including periplasmic and membrane proteins. *Sci Rep* **10**: 120
- De Brabandere L, Dehairs F, Van Damme S, Brion N, Meire P, & Daro N** (2002) $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ dynamique de la matière organique en suspension dans les eaux douces et saumâtres de l'estuaire de l'Escaut. *J Sea Res* **48**: 1–15
- Cabrol J, Winkler G, Tremblay R** (2015) Physiological condition and differential feeding behaviour in the cryptic species complex *Eurytemora affinis* in the St Lawrence estuary. *J Plankton Res* **37**: 372–387
- Calbet A, Landry MR** (2004) Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems. *Limnol Oceanogr* **49**: 51–57
- Calderó-Pascual M, Yıldız D, Yalçın G, Metin M, Yetim S, Fiorentin C, Andersen MR, Jennings E, Jeppesen E, Ger KA, et al** (2022) The importance of allochthonous organic matter quality when investigating pulse disturbance events in freshwater lakes: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* **849**: 3905–3929
- Carrie J, Sanei H, Stern G** (2012) Standardisation of Rock-Eval pyrolysis for the analysis of recent sediments and soils. *Org Geochem* **46**: 38–53
- De Carvalho CCCR, Fernandes P** (2010) Production of Metabolites as Bacterial Responses

- to the Marine Environment. *Mar Drugs* **8**: 705–727
- Catalán N, Pastor A, Borrego CM, Casas-Ruiz JP, Hawkes JA, Gutiérrez C, Schiller D, Marcé R** (2021) The relevance of environment vs. composition on dissolved organic matter degradation in freshwaters. *Limnol Oceanogr* **66**: 306–320
- Chambord S, Maris T, Colas F, Engeland TV, Le Coz M, Cox T, Buisson L** (2016) Mesozooplankton affinities in a recovering freshwater estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* **177**: 47–59
- Claquin P (coord), Morelle J, Schapira M, Orvain F, Lopez PJ** (2018) *Projet PROUESSE : « Production primaire de l'estuaire de la Seine », Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5.*
- Cornu JY, Gutierrez M, Randriamamonjy S, Gaudin P, Ouédraogo F, Sourzac M, Parlanti E, Lebeau T, Janot N** (2022) Contrasting effects of siderophores pyoverdine and desferrioxamine B on the mobility of iron, aluminum, and copper in Cu-contaminated soils. *Geoderma* **420**: 115897
- Cory RM, Miller MP, McKnight DM, Guerard JJ, Miller PL** (2010) Effect of instrument-specific response on the analysis of fulvic acid fluorescence spectra: Evaluating instrument-specific response. *Limnol Oceanogr Methods* **8**: 67–78
- Cottonnec G** (2001) Les lipides, marqueurs des relations trophiques planctoniques dans les écosystèmes pélagiques côtiers.
- Crone S, Vives-Flórez M, Kvich L, Saunders AM, Malone M, Nicolaisen MH, Martínez-García E, Rojas-Acosta C, Gomez-Puerto MC, Calum H, Whiteley M, Kolter R, Bjarnsholt T** (2020) The environmental occurrence of *Pseudomonas aeruginosa*. *APMIS* **128**: 220–231
- Cunha MR, Sorbe JC, Moreira MH** (1999) Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Mar Ecol Prog Ser* **190**: 69–87
- Cuss CW, Guéguen C** (2015) Characterizing the Labile Fraction of Dissolved Organic Matter in Leaf Leachates: Methods, Indicators, Structure, and Complexity. *SSSA Spec Publ* **62**: 237–274
- D'Andrilli J, Foreman CM, Sigl M, Priscu JC, McConnell JRA** (2017) 21 000-year record of fluorescent organic matter markers in the WAIS Divide ice core. *Clim past* **13**: 533–544
- Dalzell BJ, Minor EC, Mopper KM** (2009) Photodegradation of estuarine dissolved organic matter: a multi-method assessment of DOM transformation. *Org Geochem* **40**: 243–257
- Dartnell LR, Roberts TA, Moore G, Ward JM, Muller J-P** (2013) Fluorescence Characterization of Clinically-Important Bacteria. *PLoS One* **8**: e75270
- David V, Sautour B, Galois R, Chardy P** (2006) The paradox high zooplankton biomass–low vegetal particulate organic matter in high turbidity zones: what way for energy transfer? *J Exp Mar Bio Ecol* **333**: 202–218
- DeFrancesco C, Guéguen C** (2021) Long-term Trends in Dissolved Organic Matter Composition and Its Relation to Sea Ice in the Canada Basin, Arctic Ocean (2007–2017). *J Geophys Res Ocean* **126**: e2020JC016578
- Descy JP, Gosselain V** (1994) Development and ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (River Meuse, Belgium). *Hydrobiologia* **289**: 139–155
- Devreker D, Souissi S, Molinero JC, Beyrend-Dur D, Gomez F, Forget-Leray J** (2010) Tidal and annual variability of the population structure of *Eurytemora affinis* in the middle part of the Seine Estuary during 2005. *Estuar Coast Shelf Sci* **89**: 245–255

- Devreker D, Souissi S, Molinero JC, Nkubito F** (2008) Trade-offs of the copepod *Eurytemora affinis* in mega-tidal estuaries: Insights from high frequency sampling in the Seine estuary. *J Plankton Res* **30**: 1329–1342
- Devreker D, Souissi S, Seuront L** (2005) Effects of chlorophyll concentration and temperature variation on the reproduction and survival of *Temora longicornis* (Copepoda, Calanoida) in the Eastern English Channel. *J Exp Mar Bio Ecol* **318**: 145–162
- Drake P, Arias AM, Baldó F, Cuesta JA, Rodríguez A, Silva-Garcia A, Sobrino I, García-González D, Fernández-Delgado C** (2002) Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. *Estuaries* **25**: 451–468
- Druine F, Lafite R, Deloffre J, Verney R, Lemoine J** (2016) Projet SUSPENSE – Rapport technique sur la variabilité des coefficients de calibration NTU/mg.L-1 du réseau SYNAPSES. Projet Seine-Aval 5.
- Druine F, Verney R, Deloffre J, Lemoine JP, Chapalain M, Landemaine V, Lafite R** (2018) In situ high frequency long term measurements of suspended sediment concentration in turbid estuarine system (Seine Estuary, France): Optical turbidity sensors response to suspended sediment characteristics. *Mar Geol* **400**: 24–37
- Du Y, Zhang Y, Chen F, Chang Y, Liu Z** (2016) Photochemical reactivities of dissolved organic matter (DOM) in a sub-alpine lake revealed by EEM-PARAFAC: An insight into the fate of allochthonous DOM in alpine lakes affected by climate change. *Sci Total Environ* **568**: 216–225
- eaufrance** Hydroportail. <https://www.hydro.eaufrance.fr/>
- Enríquez-García C, Nandini S, Sarma SSS** (2013) Feeding behaviour of *Acanthocyclops americanus* (Marsh)(Copepoda: Cyclopoida). *J Nat Hist* **47**: 853–862
- Favier J-B, Winkler G** (2014) Coexistence, répartition et utilisation de l'habitat du complexe d'espèces sœurs *Eurytemora affinis* dans la zone de transition estuarienne du Saint-Laurent. *J Plankton Res* **36**: 1247–1261
- Fisson C** (2014) Qualité des eaux de l'Estuaire de la Seine - Fascicule Seine-Aval 3.2.
- Fockedey N, Mees J** (1999) Feeding of the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries. *J Mar Syst* **22**: 207–228
- Fox BG, Thorn RMS, Anesio AM, Reynolds DM** (2017) The in situ bacterial production of fluorescent organic matter; an investigation at a species level. *Water Res* **125**: 350–359
- Gardes T, Portret-Koltalo F, Debret M, Copard Y** (2021) Historical and post-ban releases of organochlorine pesticides recorded in sediment deposits in an agricultural watershed, France. *Environ Pollut* **288**: 117769
- Garnier J** (2018) Projet RESET : « Rôle de l'Estuaire de Seine dans l'Ecologie Territoriale de la Normandie : cycles des nutriments et systèmes hydro-agro-alimentaires », Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5.
- GIP Seine-Aval** Observatoire estuaire de Seine. <https://observatoire-estuaire.seine-aval.fr/>
- González-Ortegón E, Cuesta JA, 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). *Biol Invasions* **12**: 1731–1745
- Gosselain V, Hamilton PB, Descy JP** (2000) Estimating phytoplankton carbon from microscopic counts: an application for riverine systems. *Hydrobiologia* **438**: 75–90

- Graeber D, Gelbrecht J, Pusch MT, Anlanger C, Von Schiller D** (2012) Agriculture has changed the amount and composition of dissolved organic matter in Central European headwater streams. *Sci Total Environ* **438**: 435–446
- Guenther M, Gonzalez-Rodriguez E, Flores-Montes M, Araújo M, Neumann-Leitão S** (2017) High bacterial carbon demand and low growth efficiency at a tropical hypereutrophic estuary: Importance of dissolved organic matter remineralization. *Brazilian J Oceanogr* **65**: 382–391
- Guézennec L, Lafite R, Dupont JP, Meyer R, Boust D** (1999) Hydrodynamics of suspended particulate matter in the tidal freshwater zone of a macrotidal estuary (the Seine Estuary, France). *Estuaries* **22**: 717–727
- Guinder VA, Popovich CA, Perillo GME** (2009) Particulate suspended matter concentrations in the Bahía Blanca Estuary, Argentina: Implication for the development of phytoplankton blooms. *Estuar Coast Shelf Sci* **85**: 157–165
- Hambly AC, Arvin E, Pedersen L-F, Pedersen PB, Seredyńska-Sobecka B, Stedmon CA** (2015) Characterising organic matter in recirculating aquaculture systems with fluorescence EEM spectroscopy. *Water Res* **83**: 112–120
- Helms JR, Stubbins A, Ritchie JD, Minor, Elizabeth C, Kieber DJ, Mopper K** (2008) Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnol Oceanogr* **53**: 955–969
- Hollowday ED** (2002) The Asplanchnidae, Gastropodidae, Liniidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. *In* HJF Dumont, T Nogrady, H Segers, eds, Rotifera. Publishers, Backhuys, pp 87–159
- Hopmans EC, Weijers JWH, Schefuß E, Herfort L, Sinninghe Damsté JS, Schouten S** (2004) A novel proxy for terrestrial organic matter in sediments based on branched and isoprenoid tetraether lipids. *Earth Planet Sci Lett* **224**: 107–116
- Huguet A (coord), Thibault Alexandre, Roose-Amsaleg C, Parlanti E, Laverman A, Fuster L, Budzinski H, Viollier E** (2018) Projet MOSAIC « Dynamique de la Matière Organique dans le bouchon vaseux de l'estuaire de Seine en lien avec les nutriments et les Contaminants organiques ». Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5.
- Huguet A, Vacher L, Relexans S, Saubusse S, Froidefond, J.M., Parlanti E** (2009) Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Org Geochem* **40**: 706–719
- Journal officiel des Communautés européennes** (2000) Directive 2000/60/CE - DC Eau. 72
- Kirkels FMSA, Ponton C, Galy V, West AJ, Feakins SJ, Peterse F** (2020) From Andes to Amazon: Assessing Branched Tetraether Lipids as Tracers for Soil Organic Carbon in the Madre de Dios River System. *J Geophys Res Biogeosciences* **125**: e2019JG005270
- Kirkels FMSA, Zwart HM, Usman MO, Hou S, Ponton C, Giosan L, Eglinton TI, Peterse F** (2022) From soil to sea: sources and transport of organic carbon traced by tetraether lipids in the monsoonal Godavari River, India. *Biogeosciences* **19**: 3979–4010
- Kolb P, Zorndt A, Burchard H, Gräwe U, Kösters F** (2022) Modelling the impact of anthropogenic measures on saltwater intrusion in the Weser estuary. *Ocean Sci* **18**: 1725–1739
- Kothawala DN, Ji X, Laudon H, Ågren AM, Futter MN, Köhler SJ, Tranvik LJ** (2015) The relative influence of land cover, hydrology, and in-stream processing on the composition of dissolved organic matter in boreal streams. *J Geophys Res Biogeosciences* **120**:

- Kowalczyk P, Durako MJ, Young H, Kahn AE, Tonnelier WJ, Gonsior M** (2009) Characterization of dissolved organic matter fluorescence in the South Atlantic Bight with use of PARAFAC model: Interannual variability. *Mar Chem* **113**: 182–196
- Kristiana R, Antenucci JP, Imberger J** (2012) Using a Multi-Component Indicator Toward Reducing Phytoplankton Bloom Occurrences in the Swan River Estuary. *Environ Manage* **50**: 237–256
- Lafargue E, Marquis F, Pillot D** (1998) Rock-Eval 6 Applications in Hydrocarbon Exploration, Production, and Soil Contamination Studies. *Rev l'institut français du pétrole* **53**: 421–437
- Lair N** (1990) Effects of invertebrate predation on the seasonal succession of a zooplankton community: a two year study in Lake Aydat, France. *Hydrobiologia* **198**: 1–12
- Lamb AL, Wilson GP, Leng MJ** (2006) A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Rev* **75**: 29–57
- Lambert T, Teodoru CR, Nyoni FC, Bouillon S, Darchambeau F, Massicotte P, Borges A V.** (2016) Along-stream transport and transformation of dissolved organic matter in a large tropical river. *Biogeosciences* **13**: 2727–2741
- Letourneau ML, Schaefer SC, Chen H, McKenna AM, Alber M, Medeiros PM** (2021) Spatio-temporal changes in dissolved organic matter composition along the salinity gradient of a marsh-influenced estuarine complex. *Limnol Oceanogr* **66**: 3040–3054
- Lionard M, Azémar F, Boulêtreau S, Muylaert K, Tackx M, Vyverman W** (2005) Grazing by meso- and microzooplankton on phytoplankton in the upper reaches of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuar Coast Shelf Sci* **64**: 764–774
- Lis H, Shaked Y, Kranzler C, Keren N, Morel FMM** (2015) Iron bioavailability to phytoplankton: an empirical approach. *ISME J* **9**: 1003–1013
- McKnight DM, Boyer EW, Westerhoff PK, Doran PT, Kulbe T, Andersen DT** (2001) Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnol Oceanogr* **46**: 38–48
- Van Den Meersche K, Van Rijswijk P, Soetaert K, Middelburg JJ** (2009) Autochthonous and allochthonous contributions to mesozooplankton diet in a tidal river and estuary: Integrating carbon isotope and fatty acid constraints. *Limnol Oceanogr* **54**: 62–74
- Mees J, Fockede N, Hamerlynck O** (1995) Comparative study of the hyperbenthos of three European estuaries. *Hydrobiologia* **311**: 153–174
- Middelburg JJ, Herman PMJ** (2007) Organic matter processing in tidal estuaries. *Mar Chem* **106**: 127–147
- Modéran J, Bouvais P, David V, Le Noc S, Simon-Bouhet B, Niquil N, Miramand P, Fichet D** (2010) Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. *Estuar Coast Shelf Sci* **88**: 219–232
- Modéran J, David V, Bouvais P, Richard P, Fichet D** (2012) Organic matter exploitation in a highly turbid environment: Planktonic food web in the Charente estuary, France. *Estuar Coast Shelf Sci* **98**: 126–137
- Morelle J, Claquin P** (2018) Electron requirements for carbon incorporation along a diel light cycle in three marine diatom species. *Photosynth Res* **137**: 201–214
- Morelle J, Schapira M, Claquin P** (2017) Dynamics of phytoplankton productivity and exopolysaccharides (EPS and TEP) pools in the Seine Estuary (France, Normandy) over

- tidal cycles and over two contrasting seasons. *Mar Environ Res* **131**: 162–176
- Morelle J, Schapira M, Françoise S, Courtay G, Orvain F, Claquin P** (2018) Dynamics of exopolymeric carbon pools in relation with phytoplankton succession along the salinity gradient of a temperate estuary (France). *Estuar Coast Shelf Sci* **209**: 18–29
- Mouny P, Dauvin JC** (1996) Les communautés mesozooplanktoniques et suprabenthiques de l'estuaire de la Seine "Rapport d'activité du Programme Scientifique Seine-Aval."
- Mouny P, Dauvin JC** (2002) Environmental control of mesozooplankton community structure in the seine estuary (English Channel). *Oceanol Acta* **25**: 13–22
- Murphy KR, Stedmon CA, Graeber D, Bro R** (2013) Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. *PARAFAC. Méthodes Anal* **5**: 6557–6566
- Murphy KR, Stedmon CA, Wenig P, Bro R** (2014) OpenFluor– an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Anal Methods* **6**: 658–661
- Napoléon C, Claquin P** (2012) Multi-parametric relationships between PAM measurements and carbon incorporation, an in situ approach. *PLoS One* **7**: 1–12
- Nejstgaard JC, Naustvoll LJ, Sazhin A** (2001) Correcting for underestimation of microzooplankton grazing in bottle incubation experiments with mesozooplankton. *Mar Ecol Prog Ser* **221**: 59–75
- De Neve L, Van Ryckegem G, Vanoverbeke J, Van de Meutter F, Van Braeckel A, Van den Bergh E, Speybroeck J** (2020) Hyperbenthos in the upper reaches of the Scheldt estuary (Belgium): Spatiotemporal patterns and ecological drivers of a recovered community. *Estuar Coast Shelf Sci* **245**: 106967
- Nixon SW** (1995) Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* **41**: 199–219
- Osburn CL, Anderson NJ, Colin AS, Giles ME, Whiteford EJ, McGenity TJ, Dumbrell AJ, Underwood GJC** (2017) Shifts in the Source and Composition of Dissolved Organic Matter in Southwest Greenland Lakes Along a Regional Hydro-climatic Gradient: DOM Quality in Greenland Lakes. *J Geophys Res Biogeosciences* **122**: 3431–3445
- Osburn CL, Handsel LT, Mikan MP, Paerl HW, Montgomery MT** (2012) Fluorescence Tracking of Dissolved and Particulate Organic Matter Quality in a River-Dominated Estuary. *Environ Sci Technol* **46**: 8628–8636
- Parlanti E, Wörz K, Geoffroy L, Lamotte M** (2000) Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Org Geochem* **31**: 1765–1781
- Peleato NM, Sidhu BS, Legge RL, Andrews RC** (2017) Investigation of ozone and peroxone impacts on natural organic matter character and biofiltration performance using fluorescence spectroscopy. *Chemosphere* **172**: 225–233
- Pettersson C, Allard B, Borén H** (1997) River discharge of humic substances and humic-bound metals to the Gulf of Bothnia. *Estuar Coast Shelf Sci* **44**: 533–541
- Raimonet M, Thieu V, Silvestre M, Oudin L** (2018) Landward Perspective of Coastal Eutrophication Potential Under Future Climate Change : The Seine River Case (France). *Front Mar Sci* **5**: 136
- Ralston DK, Geyer WR** (2019) Response to Channel Deepening of the Salinity Intrusion, Estuarine Circulation, and Stratification in an Urbanized Estuary. *J Geophys Res Ocean* **124**: 4784–4802
- Redfield AC** (1958) The biological control of chemical factors in the environment. *Am Sci* **46**: 205–221

- Riemann B, Simonsen P, Stensgaard L** (1989) The carbon and chlorophyll content of phytoplankton from various nutrient regimes. *J Plankton Res* **11**: 1037–1045
- Romero E, Le Gendre R, Garnier J, Billen G, Fisson C, Silvestre M, Riou P** (2016) Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring. *Environ Sci Policy* **58**: 141–154
- Rothenberger MB, Swaffield T, Calomeni AJ, Cabrey CD** (2014) Analyse multivariée de la qualité de l'eau et des assemblages planctoniques dans un estuaire urbain. *Estuaires et côtes* **37**: 695–711
- Savoye N, Aminot A, Tréguer P, Fontugne M, Naulet N, Kérouel R** (2003) Dynamics of particulate organic matter $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ during spring phytoplankton blooms in a macrotidal ecosystem (Bay of Seine, France). *Mar Ecol Prog Ser* **255**: 27–41
- Sherr EB, Sherr BF** (2002) Significance of predation by protists in aquatic microbial food webs. *Antonie van Leeuwenhoek, Int J Gen Mol Microbiol* **81**: 293–308
- Silva GAD, Almeida EAD** (2006) Production of yellow-green fluorescent pigment by *Pseudomonas fluorescens*. *Brazilian Arch Biol Technol* **49**: 411–419
- Sobczak W V., Cloern JE, Jassby AD, Müller-Solger AB** (2002) Bioavailability of organic matter in a highly disturbed Estuary: The role of detrital and algal resources. *Proc Natl Acad Sci U S A* **99**: 8101–8105
- Soetaert K, Herman PMJ** (1995) Carbon flows in the Westerschelde estuary (The Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia* **311**: 247–266
- Soetaert KER, Van Rijswijk P** (1993) Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. *Mar Ecol Prog Ser* **97**: 47–59
- Souissi S (coord), Azémar F, Combes T, Le Coz M, Mouneyrac C, Tackx M, Tlili S** (2021) *Projet SENTINELLES : Fonctionnement des écosystèmes de l'embouchure de l'estuaire de la Seine à travers une étude interdisciplinaire ciblant le zooplancton et le macro-zoobenthos. Rapport de recherche du programme Seine-Aval 6.*
- Souissi S (coord), Tackx M, Dur G, Michalec F-G, Souissi A** (2018) *Projet ZOOGLOBAL « Etude du ZOOplancton et de ses habitats estuariens dans un contexte de changement GLOBAL : synthèse des acquis Seine-Aval et initiation d'une nouvelle approche intégrée ». Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5.*
- Souissi S (coord), Tackx M, Forget-Leray J** (2011) *Projet ZOOSEINE : Rôle du zooplancton dans le fonctionnement de l'écosystème estuarien dans la zone de gradient de salinité : sentinelle du bon état écologique et des changements climatiques. Projet Seine-Aval 4.*
- Stedmon CA, Markager S** (2005) Résolution de la variabilité de la fluorescence de la matière organique dissoute dans un estuaire tempéré et son bassin versant à l'aide de l'analyse PARACA. *Limnol Oceanogr* **50**: 686–697
- Stedmon CA, Seredyńska-Sobecka, B. Boe-Hansen R, Le Tallec N, Waul CK, Arvin E** (2011) Une approche potentielle pour surveiller la qualité de l'eau potable des systèmes d'eau souterraine en utilisant la fluorescence de la matière organique comme alerte précoce en cas d'événements de contamination. *Water Res* **45**: 6030–6038
- Stedmon CA, Thomas DN, Granskog M, Kaartokallio, H., Papadimitriou, S. Kuosa H** (2007) Caractéristiques de la matière organique dissoute dans la banquise côtière de la mer Baltique: origines allochtones ou autochtones? *Environ Sci Technol* **41**: 7273–7279
- Stumpner EB, Bergamaschi BA, Kraus TEC, Parker AE, Wilkerson FP, Downing BD, Dugdale RC, Murrell MC, Carpenter KD, Orlando JL, et al** (2020) Science of the Total Environment Spatial variability of phytoplankton in a shallow tidal freshwater system reveals complex controls on abundance and community structure. *Sci Total Environ* **700**:

- Tackx M, Herman PJM, Gasparini S, Irigoien X, Billiones R, Daro MH** (2003) Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in temperate estuaries: Model and field observations. *Estuar Coast Shelf Sci* **56**: 305–311
- Tackx M, Irigoien X, Daro N, Castel J, Zhu L, Zhang X, Nijs J** (1995) Copepod feeding in the Westerschelde and the Gironde. *Hydrobiologia* **311**: 71–83
- Tackx M, De Pauw N, Van Mieghem R, Azémar F, Hannouti A, Van Damme S, Fiers F, Daro N, Meire P** (2004) Zooplankton dans l'estuaire de l'Escaut, en Belgique et aux Pays-Bas. Modèles spatiaux et temporels. *J Plankton Res* **26**: 133–141
- Thibault A, Derenne S, Parlanti E, Anquetil C, Sourzac M, Budzinski H, Fuster L, Laverman A, Roose-Amsaleg C, Viollier E, et al** (2019) Dynamics of organic matter in the Seine Estuary (France): Bulk and structural approaches. *Mar Chem* **212**: 108–119
- Vacher L** (2004) Étude par fluorescence des propriétés de la matière organique dissoute dans les systèmes estuariens: cas des estuaires de la Gironde et de la Seine. Bordeaux 1
- Wauthy M, Rautio M, Christoffersen KS, Forsström L, Laurion I, Mariash HL, Peura S, Vincent WF** (2018) Increasing dominance of terrigenous organic matter in circumpolar freshwaters due to permafrost thaw. *Limnol Oceanogr Lett* **3**: 186–198
- Weigelhofer, G., Jirón, T. S., Yeh, T. C., Steniczka, G., & Pucher M** (2020) Dissolved organic matter quality and biofilm composition affect microbial organic matter uptake in stream flumes. *Water* **12**: 3246
- Wheeler KI, Levia, DF, & Hudson JE** (2017) Tracking senescence-induced patterns in leaf litter leachate using parallel factor analysis (PARAFAC) modeling and self-organizing maps. *J Geophys Res Biogeosciences* **122**: 2233–2250
- Williams CJ, Yamashita Y, Wilson HF, Jaffé R, Xenopoulos MA** (2010) Démêler le rôle de l'utilisation des terres et de l'activité microbienne dans la formation des caractéristiques de la matière organique dissoute dans les écosystèmes des cours d'eau. *Limnol océanographie* **55**: 1159–1171
- Yamashita Y, Jaffé R, Maie N, Tanoue E** (2008) Assessing the dynamics of dissolved organic matter (DOM) in coastal environments by excitation emission matrix fluorescence and parallel factor analysis (EEM-PARAFAC). *Limnol Oceanogr* **53**: 1900–1908
- Yamashita Y, Panton A, Mahaffey C, Jaffé R** (2011) Assessing the spatial and temporal variability of dissolved organic matter in Liverpool Bay using excitation–emission matrix fluorescence and parallel factor analysis. *Ocean Dyn* **61**: 569–579
- Yermolaeva N, Dvurechenskaya S, Kirillov V, Puzanov A** (2021) Dépendance de la dynamique à long terme du zooplancton dans l'Ob sur les changements interannuels des paramètres hydrologiques et hydrochimiques. *Water* **13**: 1910
- Zhou Y, He D, He C, Li P, Fan D, Wang A, Zhang K, Chenf B, Zhao C, Wang Y, et al** (2021) Spatial changes in molecular composition of dissolved organic matter in the Yangtze River Estuary: Implications for the seaward transport of estuarine DOM. *Sci Total Environ* **759**: 143531
- Zsolnay A, Baigar E, Jimenez M, Steinweg B, Saccomandi F** (1999) Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere* **38**: 45–50

POUR PLUS D'INFORMATIONS SUR LE GIP SEINE-AVAL

www.seine-aval.fr

CONTACT

GIP Seine-Aval
Hangar C - Espace des Marégraphes
CS 41174
76176 ROUEN Cedex 1
Tél : 07 45 03 46 36
gipsa@seine-aval.fr

En cas d'utilisation de données ou d'éléments de ce rapport, il devra être cité sous la forme suivante :

Tackx M. (Coord.), 2024. Projet SARTRE : « Seine-Amont : Réseaux trophiques estuariens ». Rapport de recherche du programme Seine-Aval 6, 111 p.

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Pour tout renseignement, veuillez contacter le GIP Seine-Aval.

Les membres financeurs du GIP Seine-Aval sont :

