

## Campagne SUCHIMED 2021 :

### Surveillance de la contamination chimique en Méditerranée



*Contrat de coopération public-public spécifique d'application de la convention-cadre Agence de l'Eau RMC / Ifremer n° 1000837*

#### Contributeurs de la campagne SUCHIMED :

Marine J. BRIAND, Olivier HERLORY, Christophe BRACH-PAPA, Michelle BROCHEN, Fabienne CHAVANON, Leelou CHOUTEAU, Coralie CONNES, Sylvain COUDRAY, Benoist DE VOGUE, Olivia GERIGNY, Jean-Louis GONZALEZ, Françoise MARCO-MIRALLES, Christophe RAVEL, Corinne TOMASINO, Mélanie BRUN, Nicolas BRIANT, Pauline LE MONIER, Flora DROUET, , Daniela BANARU, François CARLOTTI, Dominique JAMET, Jean-Louis JAMET, Denis BENITO FERNANDEZ, Tifanie BRIAUDEAU, Urtzi IZAGUIRRE ARAMAYONA, Pierre BOISSERY, Marc BOUCHOUCHA.

Date : 19/10/2022

## Fiche documentaire

**Titre du rapport : Campagne SUCHIMED 2021. Surveillance de la contamination chimique en Méditerranée.**

**Référence interne :** RST.ODE/ UL / LERPAC / 22-10 **Date de publication :** 07/02/2023  
**Version :** 1.0.0

### Diffusion :

libre (internet)

restreinte (intranet) — date de levée d'embargo :

interdite (confidentielle) — date de levée de confidentialité :

### Référence de l'illustration de couverture

Dugornay Olivier (2021). Campagne SUCHI-Med — Opération de crochetage en apnée de poches de moules. Ifremer.  
<https://image.ifremer.fr/data/00735/84744/>

### Langue(s) :

---

### Résumé/ Abstract :

SUCHIMED 2021 est la 10<sup>ème</sup> campagne de surveillance de la contamination chimique et de son évolution en Méditerranée. Elle a été bâtie comme une plateforme, support de différentes activités de surveillance et de recherche avec comme pilier principal le réseau RINBIO, qui consiste à réaliser une biosurveillance active par caging de moules.

Sur le plan de la contamination chimique, les principaux résultats de cette campagne indiquent :

- En Occitanie,
  - la présence chronique de DDT depuis 20 ans ;
  - la détection de marqueurs terrigènes (Mn, As) entre les embouchures de l'Aude et de l'Hérault à laquelle s'ajoute une contamination en HAP et TCE (Pt) des sédiments aux abords de Port-La-Nouvelle.
- En PACA,
  - un marquage en PCB entre le Rhône et Marseille (dans toutes les matrices) issus de sources multiples et sans évolution significative sur les 20 dernières années ;
  - une contamination en HAP des sédiments de la zone industrialo-portuaire de Fos ;
  - la présence de TBT à la station Carry-le-Rouet à une valeur supérieure à la concentration écologiquement acceptable (EAC) qui devra être confirmée lors de la prochaine campagne ;
  - la détection aux abords de l'agglomération marseillaise d'éléments métalliques et de HAP dans les sédiments, et en partie dans le plancton, auxquels s'ajoutent les TCE au niveau du rejet de la STEP de Cortiou ;
  - un marquage chronique en rade de Toulon de la colonne d'eau et des sédiments en PCB, HAP, métaux (Hg, Pb, Cu, TCE), PBDE et/ou composés

- organostanniques (TBT), sans tendance temporelle significative sur deux décennies pour les cinq premiers composés ;
- la détection aux abords du fleuve Var de Cr, Mn et Ni dans la colonne d'eau et de HAP dans les sédiments, une différence de contamination entre les matrices qui interroge sur l'origine de la matière organique ;
- un marquage en métaux (dont le Pb) et HAP en rade de Villefranche dans la colonne d'eau et le sédiment.
- En Corse,
  - une forte influence du fond géochimique de l'île (i.e. fortes teneur en Cr et Ni) sur les concentrations obtenues ;
  - un marquage chronique de la colonne d'eau en Cu dans les ports de Porto-Vecchio et Bonifacio, qui apparaît stable dans le temps, auquel s'ajoute pour ce dernier site la détection dans le sédiment de HAP, métaux (Hg, Pb, Zn) et dans une moindre mesure de PCB ;
  - un marquage du sédiment du littoral bastiais en HAP et en TCE ;
  - la détection de Pb et de TCE à l'embouchure du Golo ;
  - la contamination du site de Canari en métaux (Cr et Ni dans la colonne d'eau, Cu dans le sédiment), et surtout une écotoxicité avérée qui semble être liée à ces éléments.

La campagne 2021 a été l'occasion de mettre en évidence la faisabilité de la recherche d'effets sur les moules encagées à l'aide de biomarqueurs. Les marqueurs lysosomaux, moins sensibles aux différences de conditions trophiques, se sont avérés les plus à même de refléter l'état de stress général des organismes en lien avec leur contamination.

L'étude des transferts trophiques semble confirmer la diminution de la plupart des éléments métalliques (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, le Pb) et des HAP, la bioamplification du Hg et des PCB, et enfin la bioaccumulation spécifique de certains éléments par certains organismes (e.g. As ou Zn par les moules, HAP par le plancton).

Enfin, la campagne a mis en évidence la présence de micro et mésoplastiques sur la quasi-totalité des sites échantillonnés. Les valeurs de microplastiques mesurées sont concordantes avec la gamme des concentrations relevées en Méditerranée occidentale, avec une tendance à la réduction qui semble se dessiner au regard des données disponibles sur 10 ans.

**Mots-clés/ Key words :** Méditerranée, DCE, DCSMM, RINBIO, état chimique, biosurveillance, contaminants, biomarqueurs, microplastiques, moules, sédiments, réseau trophique.

**Comment citer ce document :**

Briand M.J., Herlory O., Brach-Papa C., Brochen M., Chavanon F., Chouteau L., Connes C., Coudray S., De Vogüé B., GÉRIGNY O., Gonzalez J.— L., Marco-Miralles F., Ravel C., Tomasino C., Brun M., Briant N., Le Monier P., Drouet F., Banaru D., Carlotti F., Jamet D., Jamet J.— L., Benito Fernandez D., Briaudeau T., Izaguirre Aramayona U., Boissery P., Bouchoucha M. (2022). Campagne SUCHIMED 2021. Surveillance de la contamination chimique en Méditerranée. Contrat de coopération public-public spécifique d'application de la convention-cadre Agence de l'Eau RMC / Ifremer n° 1000837, pp 150.

**Disponibilité des données de la recherche :** oui

---

**DOI Campagne :** <http://dx.doi.org/10.17600/18001619>

---

**Commanditaire du rapport :**

**Nom / référence du contrat :**

- Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX)  
 Rapport définitif

Projets dans lesquels ce rapport s’inscrit (programme européen, campagne, etc.) :

<b>Auteur(s) / contribution</b>	<b>Affiliation</b>
Marine J. BRIAND/toutes les parties	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Olivier HERLORY/toutes les parties	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Christophe BRACH-PAPA/sédiment (TCE) et plancton	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Michelle BROCHEN/terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Fabienne CHAVANON/terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Leelou CHOUTEAU/terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Coralie CONNES/terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Sylvain COUDRAY/données satellites (chl- <i>a</i> )	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Benoist DE VOGUE/ terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Olivia GERIGNY/microplastiques	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Jean-Louis GONZALEZ/sédiment (TCE)	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Françoise MARCO-MIRALLES/terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Christophe RAVEL/ terrain et analyses	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Corinne TOMASINO/ terrain, analyses et cartographie	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC
Mélanie BRUN/microplastiques	Ifremer/PDG/ODE/VIGIES
Nicolas BRIANT/analyses contaminants métalliques et métalloïdes	Ifremer/PDG/RBE/CCEM
Pauline LE MONIER/analyses contaminants métalliques	Ifremer/PDG/RBE/CCEM
Flora DROUET/plancton	Ifremer LER-PAC/Université de Toulon/M.I.O
Daniela BANARU/analyses trophiques (réseau trophique)	M.I.O
François CARLOTTI/plancton	M.I.O
Dominique JAMET/plancton	M.I.O
Jean-Louis JAMET/sédiments (TCE)	M.I.O
Denis BENITO/écotoxicologie (moules)	PiE-UPV/EHU
Tifanie BRIAUDEAU/écotoxicologie (moules)	PiE-UPV/EHU
Urtzi IZAGUIRRE ARAMAYONA/écotoxicologie (moules)	PiE-UPV/EHU
Pierre BOISSERY/relecture et validation	AERMC
Marc BOUCHOUCHA/toutes les parties	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC

Encadrement(s) : Marc Bouchoucha

Destinataire : Pierre Boissery (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse)

Validé par : Marc Bouchoucha

# Sommaire

<b>1</b>	<b>Contexte général .....</b>	<b>9</b>
1.1	La surveillance de la contamination chimique .....	9
1.2	La campagne SUCHIMED 2021 .....	10
1.2.1	Objectifs de la campagne .....	10
1.2.2	Déroulement de la campagne .....	11
<b>2</b>	<b>Suivi de la contamination dans les moules.....</b>	<b>12</b>
2.1	Matériels et méthodes .....	12
2.1.1	Protocole de prélèvement.....	12
2.1.2	Protocole d'analyse .....	14
2.1.2.1	Analyses biométriques .....	14
2.1.2.2	Analyses des paramètres environnementaux .....	14
2.1.2.3	Analyses chimiques des contaminants.....	14
2.1.2.4	Analyses écotoxicologiques.....	15
2.1.3	Traitement des données.....	19
2.1.3.1	Calcul de l'indice de condition.....	19
2.1.3.2	Exploitation des paramètres environnementaux.....	19
2.1.3.3	Variations spatiales et temporelles des concentrations en contaminants .....	19
2.1.3.1	Traitement des biomarqueurs.....	21
2.2	Résultats et discussion .....	22
2.2.1	Contexte environnemental.....	22
2.2.1.1	Influence des écorégions.....	22
2.2.1.1	Importance de la localisation des sites .....	25
2.2.2	Niveaux de contamination .....	25
2.2.2.1	Évaluation de l'état 2021.....	25
2.2.2.2	Évolution temporelle 2000-2021.....	30
2.2.2.1	Approche multi-traceurs .....	33
2.2.3	Effets des contaminants .....	35
2.2.3.1	État du cycle gonadal des moules .....	35
2.2.3.2	Indications des biomarqueurs lysosomaux .....	36
2.2.3.3	Indications des biomarqueurs histopathologiques .....	39
<b>3</b>	<b>Suivi de la contamination dans les sédiments .....</b>	<b>43</b>
3.1	Matériels et méthodes .....	43

3.1.1	Protocole de prélèvement.....	43
3.1.2	Protocole d'analyse .....	43
3.1.2.1	Analyses granulométriques .....	43
3.1.2.2	Analyses chimiques des contaminants.....	45
3.1.2.3	Analyses écotoxicologiques — REMTOX .....	45
3.1.3	Traitement des données.....	45
3.1.3.1	Variations spatiales des concentrations en contaminants.....	45
3.2	Résultats et discussion .....	46
3.2.1	Composition granulométrique .....	46
3.2.2	Niveaux de contamination .....	47
3.2.2.1	Évaluation des composés métalliques et organiques .....	47
3.2.2.1.1	Comparaison aux seuils d'interprétation DCSMM .....	47
3.2.2.1.2	Comparaison relative (normalisation graphique) .....	49
3.2.2.2	Évaluation des TCE.....	51
3.2.2.2.1	Les terres rares .....	53
3.2.2.2.2	Les Platinoïdes .....	59
3.2.3	Effets des contaminants .....	60
<b>4</b>	<b>Suivi de la contamination dans la chaîne trophique .....</b>	<b>62</b>
4.1	Matériels et méthodes .....	62
4.1.1	Suivi du plancton .....	62
4.1.1.1	Protocole de prélèvement.....	62
4.1.1.2	Protocole d'analyse .....	64
4.1.1.2.1	Caractérisation des communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques 64	
4.1.1.2.2	Analyses isotopiques des éléments stables ( $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ ).....	65
4.1.1.2.3	Analyse des contaminants chimiques et organiques .....	66
4.1.1.3	Traitement des données.....	66
4.1.2	Suivi des poissons .....	67
4.1.2.1	Protocole de prélèvement.....	67
4.1.2.1	Analyses biométriques .....	67
4.1.2.2	Analyses isotopiques .....	67
4.1.2.3	Analyses chimiques des contaminants.....	67
4.1.2.4	Traitement des données.....	68
4.2	Résultats et discussion .....	68
4.2.1	Statut trophique et contamination du plancton .....	68
4.2.1.1	Caractérisation des communautés planctoniques .....	68

4.2.1.2	Signatures trophiques du plancton .....	76
4.2.1.3	Niveaux de contamination .....	78
4.2.2	Statut trophique et contamination des poissons .....	81
4.2.2.1	Caractérisation des espèces .....	81
4.2.2.2	Signatures trophiques des poissons .....	81
4.2.2.3	Niveaux de contamination .....	83
4.2.3	Architecture et contamination du réseau trophique .....	86
4.2.3.1	Reconstruction du réseau trophique.....	86
4.2.3.2	Niveaux de contamination .....	88
<b>5</b>	<b>Suivi de la contamination des microplastiques de subsurface.....</b>	<b>90</b>
5.1	Introduction.....	90
5.1.1	Le contexte microparticules dans le milieu marin.....	90
5.1.2	Les différents indicateurs utilisés au titre de la DCSMM et des Conventions des Mers Régionales (Barcelone — OSPAR) .....	91
5.1.3	Les campagnes DCE Méditerranée : un support au Programme de Surveillance (PdS — SP4 Microplastiques flottants) de la DCSMM .....	91
5.2	Matériels et méthodes .....	92
5.2.1	Méthode de prélèvement des microdéchets flottants .....	92
5.2.2	Méthode de calcul de l'indicateur .....	92
5.2.3	Localisation des stations de prélèvements .....	93
5.3	Résultats microdéchets flottants (microplastiques) .....	95
5.3.1	Analyse des typologies de microplastiques.....	100
5.3.2	Analyse de tendance .....	102
5.3.3	3.1.6 Analyse préliminaire de l'évolution temporelle des densités de MPs par site : un premier chemin pour évaluer la contamination par les microplastiques .....	102
5.4	Discussion microdéchets .....	105
<b>6</b>	<b>Conclusion générale.....</b>	<b>108</b>
6.1	Écotoxicité (effet des contaminants).....	111
6.2	Étude des communautés planctoniques .....	111
6.3	Étude des transferts trophiques.....	112
6.4	Plastiques.....	112
6.5	Perspectives d'améliorations .....	113
<b>7</b>	<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>114</b>
<b>8</b>	<b>Annexes .....</b>	<b>124</b>

# 1 Contexte général

## 1.1 La surveillance de la contamination chimique

L'agence de l'eau et l'Ifremer travaillent en commun à la surveillance et à la caractérisation du fonctionnement des eaux côtières et de transition dans l'objectif de restauration/non-dégradation de la qualité écologique et chimique de ces écosystèmes.

Pour l'agence de l'eau, cela se traduit par ses contributions à la mise en œuvre de la stratégie nationale sur l'eau et les milieux aquatiques, et en particulier de la Directive-cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE), des SDAGE et de la Directive cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE), à l'échelle des districts hydrographiques Rhône-Méditerranée et de Corse. L'agence de l'eau surveille et évalue l'état (écologique et chimique) des masses d'eau, les pressions anthropiques qui s'exercent sur les eaux côtières et de transition et le risque qu'elles représentent sur le bon état des masses d'eau. À ce titre, elle participe ou mène des actions pour faire progresser la somme des connaissances sur ces milieux et associés de son district.

Pour l'Ifremer, cela se traduit par un rôle de coordination de la surveillance, d'opérateur et d'expertises pour les évaluations. L'Ifremer produit des connaissances scientifiques et du savoir-faire à valeur économique et sociale, en appui à un usage durable des biens et services écosystémiques marins. Plus spécifiquement, l'Ifremer porte une partie de ses actions sur l'optimisation et la valorisation de son savoir-faire en matière d'évaluation de l'état des écosystèmes marins, d'observation et de surveillance, tout en facilitant l'accès aux données et leur valorisation conjointe à travers une meilleure articulation des portails de données.

La question de la qualité chimique du milieu marin est abordée dès 1974 avec la mise en place à l'échelle nationale du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), devenu aujourd'hui Réseau d'Observation de la Contamination Chimique (ROCCH). Au début des années 90, l'agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse (AERMC) souhaite renforcer sa connaissance de la contamination chimique en mer Méditerranée, avec pour ambition de mieux connaître et comprendre pour bien agir. Depuis, l'Ifremer opère avec le soutien de l'AERMC des campagnes de surveillance bâties sur la logistique du Réseau Intégrateurs Biologique (RINBIO). Ce réseau, unique en son genre, est mis en œuvre de façon récurrente tous les trois ans depuis plus de 20 ans. Son objectif est d'évaluer à l'échelle de la façade méditerranéenne française les niveaux de contamination chimique en utilisant des stations artificielles de moules. Cette surveillance de la contamination chimique des eaux littorales méditerranéennes s'inscrit donc dans des dispositions d'ordre réglementaire, avec :

- ❖ la mise en œuvre du programme de surveillance des eaux côtières méditerranéennes au titre de la DCE ;
- ❖ l'appui à la Convention de Barcelone ;
- ❖ l'appui de la mise en œuvre du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) des bassins Rhône-Méditerranée et Corse ;
- ❖ plus récemment, la mise en œuvre du programme de surveillance de la DCSMM pour le descripteur 8 (critères D8C1, D8C2) en Méditerranée.

Depuis 2006, la mise en œuvre du réseau RINBIO a été intégrée dans des campagnes pluridisciplinaires faisant intervenir des partenaires extérieurs à l’Ifremer. Une démarche renforcée lors de cette dernière campagne en 2021, suite aux recommandations faites dans le cadre de l’action CONTACT récemment initiée par l’Ifremer et l’AERMC ([Briand et al. 2021](#)), à savoir :

- ❖ intégrer la question des effets de la contamination sur les organismes marins ;
- ❖ prospecter la contamination à l’échelle du réseau trophique ;
- ❖ favoriser la synergie des actions entre la recherche et la surveillance.

## 1.2 La campagne SUCHIMED 2021

### 1.2.1 Objectifs de la campagne

SUCHIMED 2021 est la 10<sup>ème</sup> campagne de surveillance de la contamination chimique en Méditerranée, succédant aux précédentes campagnes RINBIO (1996, 1998, 2000, 2003) puis DCE (DCE1 en 2006, DCE2 en 2009, DCE3 en 2012, DCE4 en 2015, et DCE5 en 2018). Toujours dans un souci de valorisation et d’optimisation des moyens à la mer, les objectifs spécifiques de cette campagne étaient :

- ❖ de renseigner l’état chimique des masses d’eau côtières et de transition au titre de la DCE pour le plan de gestion en cours, résultats présentés dans [Herlory et al. 2022](#) (en relecture).
- ❖ de contribuer à l’évaluation du bon état écologique des MEC au titre de la DCSMM à travers les descripteurs de concentration en contaminants dans le milieu (D8C1) et leurs effets sur l’écosystème (D8C2) ;
- ❖ de faire un suivi spécifique multimatrices (moules et sédiments) de la contamination chimique au droit des principales sources (grands fleuves, grandes métropoles, rejets de stations d’épuration) dans une logique de champ proche afin de mieux caractériser les apports en contaminants à la mer ;
- ❖ d’étudier les tendances de la contamination chimique sur les stations historiques RINBIO (suivies depuis 1998) ;
- ❖ de faire un suivi des microdéchets flottants qui contribue à l’évaluation du Bon État Ecologique au titre de la DCSMM (D10.C2) ;
- ❖ d’effectuer les prélèvements de sédiments et de benthos de substrat meuble pour contribuer au diagnostic de l’état écologique des masses d’eau côtières de la DCE, opéré par la STARESO<sup>1</sup>.
- ❖ d’évaluer l’état de santé général des organismes par le biais de biomarqueurs au niveau des cellules et des tissus, en collaboration avec l’Université du Pays basque PiE-UPV/EHU<sup>2</sup> ;
- ❖ d’améliorer les connaissances sur le fonctionnement des relations trophiques et l’intégration/transfert des contaminants dans la colonne d’eau (plancton à petits pélagiques) sur le secteur Marseille — Toulon, en collaboration avec le M.I.O<sup>3</sup> et le LHM<sup>4</sup> ;

---

<sup>1</sup> Station de Recherches Sous-marines et Océanographiques : <http://www.stareso.com/>

<sup>2</sup> Research Centre for Experimental Marine Biology & Biotechnology : <https://www.ehu.eus/PIE/>

<sup>3</sup> Institut méditerranéen d’Océanologie : <https://www.mio.osupytheas.fr/fr>

<sup>4</sup> Laboratoire Halieutique Méditerranée de l’Ifremer de Sète

- ❖ d’initier le suivi des contaminants émergents dans les sédiments, en collaboration avec le CCEM<sup>5</sup> ;
- ❖ d’améliorer la détection des molécules émergentes et polluantes du littoral par spectrométrie de masse dans les tissus des moules, en collaboration avec le la Faculté de Pharmacie de Marseille (résultats non présentés) ;
- ❖ d’étudier les biofilms marins comme bioindicateurs de la qualité chimique en milieu marin côtier méditerranéen, en collaboration avec le MAPIEM<sup>6</sup> (résultats non présentés) ;
- ❖ d’estimer la densité de poissons dans la colonne d’eau le long des trajectoires du navire *L’Europe* lors de la campagne en analysant les signaux acoustiques du sondeur, en collaboration avec le bureau d’étude Semantic TS (résultats non présentés).

À l’image des dernières campagnes, la campagne SUCHIMED 2021 a été bâtie comme une plateforme, support de différentes activités de surveillance et de recherche avec comme noyau central le suivi de la contamination chimique en Méditerranée. Elle permet d’opérer différentes activités, dont le réseau RINBIO.

### 1.2.2 Déroulement de la campagne

Lors de la campagne SUCHIMED 2021, 74 stations (toutes matrices confondues, Annexe 1) réparties le long du littoral méditerranéen ont été échantillonnées, de la frontière espagnole à l’ouest à la frontière italienne à l’est et sur tout le pourtour de la Corse. Sur ces différentes stations, plusieurs prélèvements ont été réalisés : plancton, sédiment et matière vivante (moule) destinés au suivi de la contamination chimique. D’autres prélèvements annexes ont été ajoutés à cette campagne dans le cadre du suivi des microplastiques (sub-surface), de la macrofaune benthique (sédiments), de la contamination des biofilms, dont les résultats des deux derniers ne feront pas l’objet d’une analyse dans ce rapport.

La campagne SUCHIMED s’est déroulée en deux temps :

- une première phase de mi-mars à début avril 2021 (25j) : pose des poches de moules et des capteurs de température, prélèvements du sédiment, du plancton et des microplastiques dans l’eau (*cf.* protocoles décrits ci-dessous) ;
- une seconde phase de mi-juin à début juillet 2021 (24j) : récupération des poches de moules et des capteurs de température et prélèvements du plancton.

Des échantillonnages de poissons ont été réalisés en parallèle par chalutage lors de la campagne halieutique PELMED menée par le Laboratoire Halieutiques Méditerranée de l’IFREMER en été 2021.

---

<sup>5</sup> Unité de recherche « Contamination Chimique des Écosystèmes Marins » de l’Ifremer de Nantes : <https://ccem.ifremer.fr/>.

<sup>6</sup> Laboratoire « Matériaux Polymères Interface Environnement Marin » (EA 4323) de l’université de Toulon : <https://mapiem.univ-tln.fr/>

## 2 Suivi de la contamination dans les moules

### 2.1 Matériels et méthodes

#### 2.1.1 Protocole de prélèvement

Des moules de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis* ont été immergées durant 81 à 94 jours sur 68 stations réparties le long du littoral méditerranéen (Figure 1 et Annexe 1). Cette méthode de biomonitoring actif s'est une nouvelle fois appuyée sur le protocole RINBIO mis en œuvre par l'Ifremer depuis 1996 dans le cadre de la surveillance de la contamination chimique en Méditerranée, *i.e.* réseau RINBIO (détails du protocole dans [Andral et al. 2004](#)).

Après relève des poches de moules immergées, des échantillons ont été conditionnés pour analyses ultérieures :

- les chairs de plusieurs individus ont été réparties dans des piluliers en verre d'environ 100 ml et conservées au congélateur à -20°C pour analyses chimiques diverses ;
- les glandes digestives de 10 moules par station ont été placées dans des cryotubes et rapidement congelées dans l'azote liquide à - 80 °C pour analyses histochimiques ;
- des coupes transversales englobant tous les organes d'intérêt (prioritairement glande digestive, branchies et gonades et éventuellement pied et muscle) ont été réalisées sur 12 moules par station, placées dans des cassettes histologiques baignées dans du formol pendant 24 h à 4 °C, puis transférées dans une solution d'alcool à 70° et stockées à 4°C pour analyses histopathologiques.

Pour deux stations, *i.e.* Cassis et Giens, les poches de moules ont été immergées, mais perdues à l'issue de la période de stabulation d'une durée de trois mois, et n'ont donc pas fait l'objet des analyses.

NB : plusieurs prélèvements ont également été réalisés lors de la campagne, mais ne font pas l'objet de ce rapport.

- 20 moules et 1L d'eau de mer par station sentinelle pour détection des molécules émergentes et polluantes par spectrométrie de masse à la Faculté de Pharmacie de Marseille ;
- 5 kg de moules issues de 7 sites RINBIO pour analyses des radioéléments par l'IRSN ;
- 150 plaques PVC immergées pendant 3 mois à 50 des sites RINBIO pour étude du biofilm marin par le MAPIEM ;
- signaux acoustiques du sondeur de *L'Europe* pendant toute la durée de navigation du bateau pour estimation de la densité de poissons dans la colonne d'eau par le bureau d'étude Semantic TS.

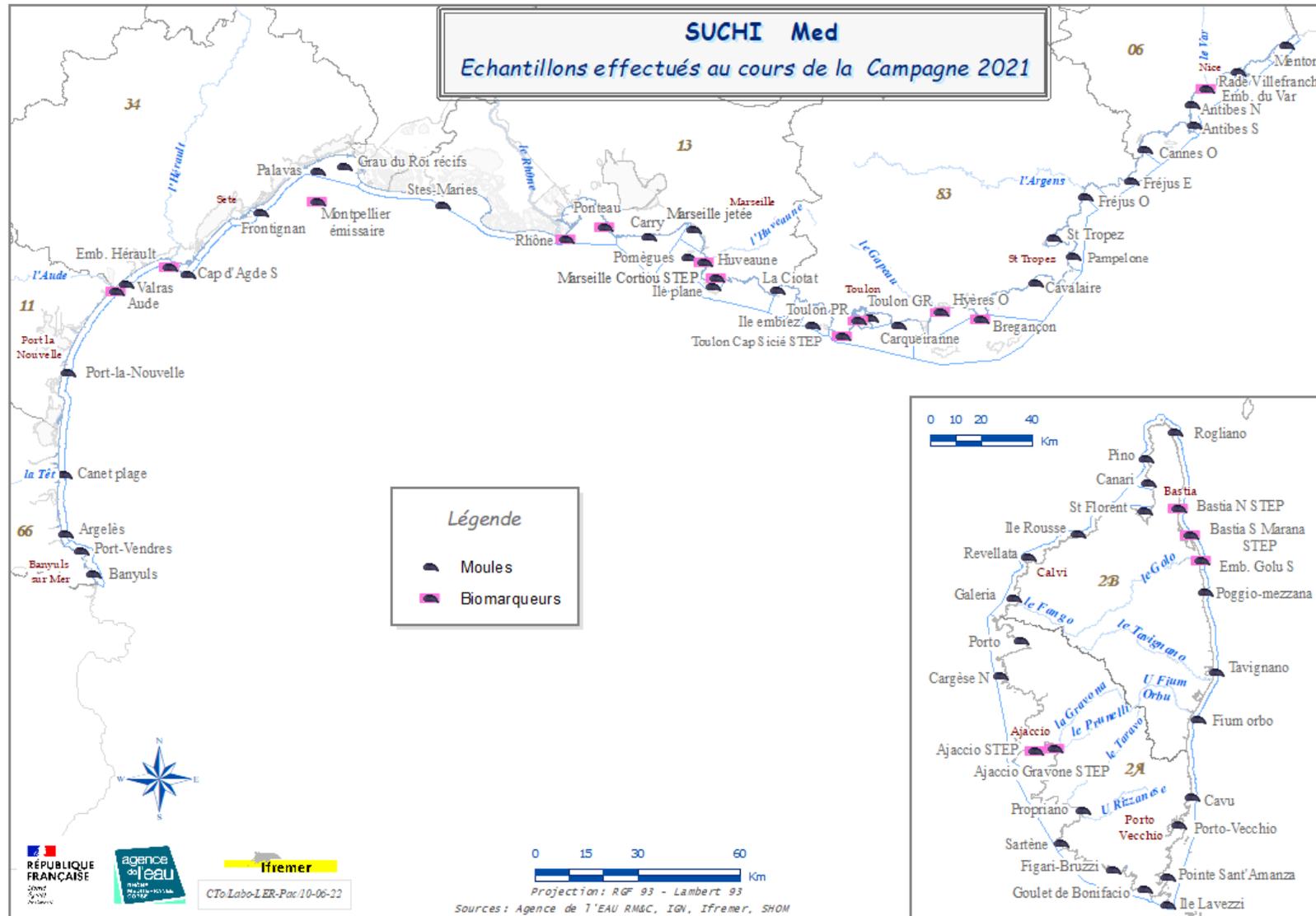


Figure 1. Stations d'échantillonnage des moules de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

## 2.1.2 Protocole d'analyse

### 2.1.2.1 Analyses biométriques

Pour chaque station, plusieurs paramètres biométriques ont été mesurés sur un lot de 11 à 20 spécimens de moules issus de la même poche, au cours ou au retour de la campagne (Annexe 2) :

- la hauteur moyenne des coquilles bivalves (HC) ;
- le poids sec des coquilles bivalves vidées de leurs chairs, séchées à l'étuve et nettoyées de leurs épibiontes (PC) ;
- le poids humide des chairs (PH) ;
- le poids sec des chairs lyophilisées (PS).

### 2.1.2.2 Analyses des paramètres environnementaux

Trois paramètres ont été pris en compte pour caractériser le milieu d'immersion des moules (Annexe 2) :

- la concentration en Chl-*a* totale (en  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) : obtenue grâce à l'analyse spectrale journalière observée par le capteur couleur de l'eau de différents satellites (MODIS et OLCI) et estimée par l'algorithme OC5 développé par l'Ifremer ;
- la température *in situ* (en °C) : obtenue par le biais de mesures toutes les 2 heures de capteurs HOBO immergés avec les poches de moules ;
- la signature trophique : obtenue à partir de la mesure des ratios isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  (en ‰) et du rapport C/N dans la chair des moules. Pour chaque station, environ 0,5 mg de matière issue des piluliers de moules prétraités (*i.e.* broyage et lyophilisation) et réduite en poudre a été encapsulée pour analyses à l'EA-IRMS, *i.e.* au spectromètre de masse de rapports isotopiques en flux continu (Isoprime 100) couplé à un analyseur élémentaire (Elementar Vario Pyrocube). Les standards internationaux de référence utilisés sont le V-PDB (Vienna – PeeDee Belemnite) pour le carbone, et du N<sub>2</sub> atmosphérique pour l'azote. Ces analyses ont été réalisées par le Laboratoire d'Océanographie de Villefranche (LOV) de Sorbonne Université.

Certaines de ces données n'ont pas pu être traitées dans ce travail :

- les températures moyennes à 29 stations, en raison de la perte des capteurs HOBO (11) ou de leur arrêt prématuré (18) au cours de la période de stabulation ;
- les rapports C/N de moules obtenus à 15 stations de Corse, en raison de leur faible fiabilité suite à une défaillance analytique (Annexe 2).

### 2.1.2.3 Analyses chimiques des contaminants

Au total, 137 composés ont été dosés dans les chairs de moules prélevées, répartis en deux catégories :

- 14 contaminants métalliques et métalloïdes (Annexe 3) ont été quantifiés au CCEM<sup>7</sup> de l'Ifremer de Nantes. Après broyage, lyophilisation et minéralisation au four micro-onde (Ethos Up) avec du HNO<sub>3</sub> (Trace Metal Grade, VWR), les échantillons ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS iCAP TQ, Thermo) avec le mode KED et l'In en standard interne. Le mercure total a également été dosé par un analyseur à haute sensibilité (AMA-254 Altec) ;
- 123 contaminants organiques (Annexe 3) ont été quantifiés au LABERCA-ONIRIS<sup>8</sup> de Nantes (accrédité COFRAC). Les échantillons non prétraités ont été analysés par spectrométrie de masse couplée à une chromatographie gazeuse (GC/HRMS, GC/MSMS en dilution isotopique) ou liquide (LC/MSMS), ou par ICP-MS en dilution isotopique.

À partir des substances organiques, 11 sommes de groupes de composés ont été calculées (Annexe 3). Lors de la préparation de cette campagne, il avait été décidé de ne pas analyser :

- les Chloroalcanes C10-C13, car les mesures des campagnes de 2006, 2009, 2012 et 2015 n'ont pas montré de concentrations supérieures aux limites de quantification ;
- le Di(2-ethylhexyle)— phtalate (DEHP), car les poches dans lesquelles sont encagées les moules relarguent ce composé, ce qui brouille le signal environnemental. Les concentrations mesurées lors des campagnes précédentes étaient néanmoins faibles ;
- le Trifluraline, car les mesures des campagnes de 2006, 2009, 2012 et 2015 n'ont pas mis en évidence de concentrations supérieures aux limites de quantification et, car ce produit est interdit d'utilisation ;
- le Terbutryne, car ce composé moyennement hydrophile/lipophile est dosé dans l'eau dans les lagunes à l'aide des capteurs passifs et qu'il n'a pas été quantifié au cours des campagnes 2009, 2012 et 2015.

#### 2.1.2.4 Analyses écotoxicologiques

Deux catégories de biomarqueurs ont été suivies par le Research Centre for Experimental Marine Biology & Biotechnology de l'Université du Pays basque (UPV/EHU) : des biomarqueurs histochimiques et des biomarqueurs tissulaires couplés à de l'histopathologie.

Seules les analyses des biomarqueurs histochimiques de la station Marseille Cortiou n'ont pas pu être réalisées en raison de la mauvaise qualité des échantillons.

##### Biomarqueurs histochimiques

- *Test LMS (lysosomal membrane stability)*

L'intégrité de la membrane lysosomale a été analysée par histochimie dans les cellules de glandes digestives de moules ([Martínez-Gómez et al. 2015](#)). Pour cela, 8 cryosections en série (10 µm) ont été effectuées au cryostat et transférées dans un tampon de labilisation acide (tampon citrate 0,1 M, 2,5% NaCl, pH 4,5) à 37°C à huit intervalles de temps : 0, 3, 5, 10, 15, 20, 30 et 40 min. L'activité

---

<sup>7</sup> Laboratoire Contamination chimique des Écosystèmes Marins, Ifremer, Nantes : <https://ccem.ifremer.fr/>

<sup>8</sup> Laboratoire d'Étude des Résidus et Contaminants dans les Aliments, ONIRIS, Nantes : <https://www.laberca.org/accueil-laberca/>

enzymatique de la N-acetyl- $\beta$ -hexosamidase a été révélée par incubation des sections durant 20 min à 37°C (milieu d'incubation : 20 mg de naphthol AS-BI N-acetyl- $\beta$ -hexosaminidase ; 2,5 ml de 2-methoxyethanol ; 3,5 g de polypeptide à basse viscosité ; tampon citrate 0,1 M, 2,5% NaCl, pH 4,5). Après rinçage (2,5% NaCl, 37°C, 5 min), les sections ont été transférées dans un milieu de couplage pendant 9 min (0,1 g de sels Fast Violet B ; 100 ml de tampon phosphate 0,1 M, 2,5% NaCl, pH 7,4). Après rinçage à l'eau (10 min), les sections ont été fixées dans le fixateur de Baker (2,5% NaCl, à 4°C, 10 min). Enfin, les échantillons ont été rincés à l'eau distillée et montés avec du glycérol gélatiné de Kaiser.

Les sections histochimiques ont ensuite été analysées au microscope optique afin de déterminer la stabilité de la membrane lysosomale (LMS), exprimée en période de labilisation (LP, en min), qui s'identifie par une augmentation d'intensité de coloration (UNEP/RAMOGE, 1999). Au microscope, 4 zones différentes ont été analysées par échantillon. La valeur finale de LP pour chaque individu a été calculée à partir de la moyenne des 4 zones.

○ *Test LSC (lysosomal structural changes)*

L'observation des lysosomes se base sur la démonstration histochimique de l'activité de la  $\beta$ -glucuronidase dans des cryosections (8  $\mu$ m) de glandes digestives, après incubation pendant 20 min à 37°C : 28 mg de naphthol AS-BI-  $\beta$ -glucuronide ; 1,2 ml de bicarbonate de sodium à 50 mM ; tampon d'acétate 0,1 M, 2,5% de NaCl, 15% d'alcool polyvinylique, pH 4,5. Les sections ont été transférées dans un milieu de couplage pendant 10 min (0,1 g de grenat rapide ; 100 ml de tampon phosphate 0,1 M, 2,5% de NaCl, pH 7,4). Enfin, les sections ont été fixées dans le fixateur de Baker (2,5% NaCl, à 4°C, 10 min), rincées à l'eau distillée et montées avec du glycérol gélatiné de Kaiser. La structure des lysosomes a été évaluée par une procédure stéréologique basée sur l'analyse d'images (BMS, Sevisan, [Cajaraville 1991](#)). Cinq mesures ont été effectuées par individu à l'aide d'un objectif x100. Pour chaque échantillon, la valeur moyenne des paramètres stéréologiques suivants a été déterminée ([Lowe et al. 1981](#)) : densité volumique lysosomale ( $V_{V_{LYS}}=V(L)/V(C)$ ), rapport surface/volume lysosomal ( $S/V_{LYS}=S(L)/V(L)$ ) et densité numérique lysosomale ( $N_{V_{LYS}}=N(L)/V(C)$ ), où V=volume, S=surface, N=nombre, L=lysosomes et C=cytoplasme.

○ *Accumulation de lipides neutres*

Les lipides neutres intracellulaires ont été mis en évidence histochimiquement par coloration à l'huile rouge O (ORO) ([Culling 1974](#)). Des cryosections (8  $\mu$ m) ont été fixées dans le fixateur de Baker (2,5% NaCl, à 4°C, 15 min), séchées à l'air, lavées à l'isopropanol (60%) et teintées dans la solution de coloration ORO (0,3% isopropanol BDH, 34061) pendant 20 min. Les sections colorées ont ensuite été différenciées dans de l'isopropanol (60%), rincées à l'eau, contre-colorées avec une solution de FAST Green FCF (1%, Sigma, F7252) pendant 20 min et montées avec du glycérol gélatiné de Kaiser.

La densité volumique moyenne des lipides neutres ( $V_{V_{NL}}$ ) a été déterminée par une procédure stéréologique utilisant l'analyse d'images (BMS, Sevisan) à l'aide d'une lentille d'objectif x40, par mesure de cinq zones par individu.

### Biomarqueurs tissulaires couplés à de l'histopathologie

Pour les analyses histo(patho)logiques, des coupes transversales de moules ont été prélevées individuellement dans une cassette histologique directement à bord du bateau et conservées dans

le formol (4% dans de l'eau de mer) pendant 24h à 4°C. Après fixation, les tissus ont été déshydratés dans une série d'éthanol (70°/96°/éthanol pure) puis inclus en paraffine (Leica ASP 300S) (Annexe 4). Pour chaque échantillon, 3 sections de 5 µm ont été obtenues au microtome rotatif (Leica RM 2125RTS) et colorées à l'Hématoxyline/Éosine (H/E). Les observations ont été réalisées à l'aide d'un microscope optique (Nikon Eclipse E200).

○ *Identification histologique des stades de développement gonadal*

L'analyse histo(patho)logique des échantillons de gonades a été réalisée au microscope optique par le groupe de recherche CBET Bilbao (Cell Biology in Environmental Toxicology) de l'Université du Pays basque (UPV/EHU). Ont été déterminés, le sexe, les stades de développement des gamètes (Tableau 1) et les lésions histopathologiques de la gonade.

**Tableau 1.** Stades de développement des gamètes chez la moule (selon [Ortiz-Zarragoitia et al. 2011](#)).

Stades de développement	Description des gamètes
Repos	Individu inactif ou non différencié.
Gamétogénèse précoce	La gamétogénèse a commencé, mais aucun gamète mature n'est encore visible.
Gamétogénèse avancée	Gamétogénèse en cours, des gamètes matures et en cours de développement sont observables en proportions égales.
Maturation	Gonades matures, les follicules apparaissent pleins de gamètes matures (spermatozoïdes et oocytes matures).
Ponte	Libération des gamètes, les follicules commencent à apparaître vides.
Stade post-ponte	Les follicules sont vides de gamètes, seulement quelques gamètes résiduels peuvent encore être observés.

○ *Lésions histopathologiques et infections parasitaires*

Les lames de 12 moules par station d'échantillonnage ont été examinées individuellement au microscope optique à l'aide de lentilles d'objectif x10 ou x40. Ont été analysées les prévalences de :

- certains parasites digestifs comme le turbellarié commensal *Urastoma cyprinae* et des ciliés intracellulaires (CI) ;
- certaines affections tissulaires, dont les cas d'infiltrations hémocytaires (HI) et d'agrégats de cellules brunes (Bcl) dans les glandes digestives (DG) et gonadales (GO), ainsi que les troubles de la gonade masculine (MGD) et l'atrésie folliculaire (AF).

○ *Amincissement de l'épithélium digestif (CTD Index)*

La perte de l'intégrité histologique des glandes digestives se produit en réponse à l'exposition à des polluants ([Marigómez et al. 2006](#); [Garmendia et al. 2011](#); [Benito et al. 2017](#)). L'intégrité de la glande digestive a été déterminée de manière semi-quantitative, en évaluant la densité des

alvéoles digestives par rapport au tissu conjonctif interstitiel à l'aide des scores de 1 à 4 (n = 12), comme suit :

- 1\_ la majorité du tissu de la glande digestive présente une densité élevée d'alvéoles digestives presque sans tissu conjonctif interstitiel visible ;
- 2\_ la majorité du tissu de la glande digestive présente une densité élevée d'alvéoles digestives, le tissu conjonctif interstitiel est visible, mais la distance entre les alvéoles digestives reste plus courte que le rayon alvéolaire moyen ;
- 3\_ les parties du tissu de la glande digestive présentent une densité d'alvéoles digestives plus faible et la distance entre les alvéoles est similaire ou supérieure au rayon alvéolaire moyen ;
- 4\_ la majorité du tissu de la glande digestive présente une faible densité d'alvéoles digestives et la distance entre les alvéoles est similaire ou supérieure au rayon alvéolaire moyen.

○ *Atrophie des diverticules digestifs (AT Index)*

L'amincissement épithélial des alvéoles digestives des moules mesuré comme indice d'atrophie peut être révélateur d'un stress général ([Kim et al. 2006](#); [Garmendia et al. 2011](#)). La gravité de l'indice d'atrophie des alvéoles digestives a été évaluée à l'aide d'une classification numérique allant de 0 à 4 (n = 12) ([Kim et al. 2006](#)), comme suit :

- 0\_ diverticules digestifs normaux avec une lumière presque obstruée ;
- 1\_ co-occurrence de tubules normaux et partiellement atrophiés d'épaisseur d'épithélium supérieure à la moitié de la normale ;
- 2\_ épaisseur de l'épithélium digestif équivalente à la moitié de l'épaisseur normale ;
- 3\_ tubules significativement atrophiés avec un épithélium digestif inférieur à la moitié de l'épaisseur normale ;
- 4\_ épithélium digestif extrêmement mince, presque tous les tubules affectés.

○ *Présence de cellules adipogranuleuses (ADG Index)*

En tant qu'indicateur de la matière énergétique de réserve dans le manteau, l'indice cellulaire adipogranulaire peut donner un indice de la stratégie métabolique liée à la reproduction et aux changements bioénergétiques saisonniers ([Bignell et al. 2008](#)). Les cellules adipogranulaires du manteau contiennent du glycogène, des lipides et des protéines ([Danton et al. 1996](#)), et il a été démontré que la densité de ces cellules est inversement proportionnelle à la quantité de tissu germinal dans le manteau ([Moukrim et al. 2008](#)). L'évaluation de la densité des cellules ADG dans les préparations histologiques (n = 12) a été réalisée à l'aide d'un système de classement ([Bignell et al. 2008](#)), comme suit :

- 0\_ aucune cellule ADG apparente dans le tissu conjonctif vésiculeux ;
- 1\_ les cellules ADG peuvent être vues, mais elles semblent rares ;
- 2\_ les cellules ADG apparaissent dispersées dans le tissu du manteau ;
- 3\_ il y a une augmentation marquée de l'abondance des cellules ADG et certaines zones peuvent ne pas sembler montrer une cohérence absolue ;
- 4\_ les cellules ADG peuvent être considérées comme constituant la majorité du volume du tissu conjonctif.

### 2.1.3 Traitement des données

#### 2.1.3.1 Calcul de l'indice de condition

Chez les moules, les indices de conditions constituent de bons indicateurs de l'état physiologique et de la croissance. À chaque station, un indice de condition a donc été calculé selon la formule suivante :  $IC = PS / PC$ , correspondant pour rappel au ratio du poids sec de chair (PS, en g) sur le poids sec de coquilles (PC, en g) d'un individu.

Les valeurs moyennes de ces IC aux trois écorégions ont été comparées à l'aide d'un test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi d'un test post-hoc de Wilcoxon appliquant une correction de Bonferroni, en raison du non-respect des hypothèses de normalité (test de Shapiro-Wilk) et d'homoscédasticité (test de Levene). Le seuil de significativité retenu pour l'ensemble de ces analyses statistiques est à 95% ( $p < 0,05$ ).

#### 2.1.3.2 Exploitation des paramètres environnementaux

Les variations des paramètres de concentration en Chl-*a* (P90) et de température de l'eau (moyenne) en fonction des trois écorégions ont été comparées à l'aide d'une analyse de variance paramétrique ANOVA suivie d'un post-hoc de Tukey-HSD ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

Le lien existant entre ces deux paramètres environnementaux et la condition physiologique de la moule (indice a également été examiné à l'aide d'une corrélation de Pearson ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a également été réalisée afin d'explorer l'influence de plusieurs paramètres sur les moules en fonction de leur localisation le long du littoral : les contaminants (métaux et organiques), la température de l'eau (moyenne) et la chlorophylle-*a* (P90), l'indice de condition IC et les signatures isotopiques ( $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$ ).

Le couplage des analyses trophiques et de contaminants est très pertinent pour répondre aux objectifs de la campagne SUCHIMED 2021 :

- ❖ il permet d'une part d'appréhender la contribution des sources (facteur extrinsèque) au régime alimentaire des moules encagées et donc (i) de mieux comprendre les voies d'accumulations des contaminants par station et (ii) d'apporter des éléments de réflexion sur le positionnement géographique des stations ;
- ❖ il apporte un éclairage nouveau et complémentaire de l'indice de condition sur les conditions trophiques des moules encagées. Le signal isotopique de la moule est alors utilisé comme indicateur des conditions trophiques des environnements littoraux. Ces données peuvent être intégrées dans les modèles mathématiques pour l'ajustement des concentrations dans la moule (*cf. paragraphe 2.1.3.3*).

Toutes ces analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R® 4.1.1.

#### 2.1.3.3 Variations spatiales et temporelles des concentrations en contaminants

*Comparaison à une valeur guide* : les concentrations brutes quantifiées dans les moules ont tout d'abord été comparées à des valeurs de référence pour les contaminants disposant d'un seuil d'interprétation que ce soit une NQE, une valeur guide environnementale (VGE), une

concentration écologiquement acceptable (EAC), ou encore un seuil sanitaire repris par OSPAR (EC) ([Amouroux et Buchet 2021](#); [Herlory et al. 2022](#), Annexe 3).

*Comparaison relative* : les stations ont ensuite été comparées les unes par rapport aux autres par le biais d'un classement. Or, la capacité d'accumulation d'un organisme est dépendante de sa physiologie ([Monteiro et al. 1991, 1992](#); [Harmelin-Vivien et al. 2009](#)), et malgré l'homogénéité du lot de départ et la stabulation réalisée en théorie en période de repos sexuel, la concentration corporelle en métal est affectée par la croissance et la composition des tissus, en relation avec les conditions trophiques hétérogènes des sites d'immersion. En effet, les résultats acquis lors des précédentes campagnes RINBIO ont permis de vérifier que la liaison indice de condition / concentration en contaminant était effective quel que soit le secteur pour certaines familles de contaminants. Cette approche relative n'est donc possible qu'en prenant en considération cet effet. Ainsi, à chaque station, les données brutes de concentrations en contaminants ont été reliées à l'indice de condition des moules suivant un modèle de régression :  $[CONT] = a \cdot IC + b$ . Une « Régression LTS Robuste » a été appliquée afin d'automatiser le traitement des données et de rendre indépendante du jugement de l'opérateur l'identification des « outliers ». Les paramètres du modèle le plus explicatif décrivant la relation [Concentration / IC] pour les stations représentatives du bruit de fond de la contamination à l'échelle du réseau sont recalculés sans ces « outliers ».

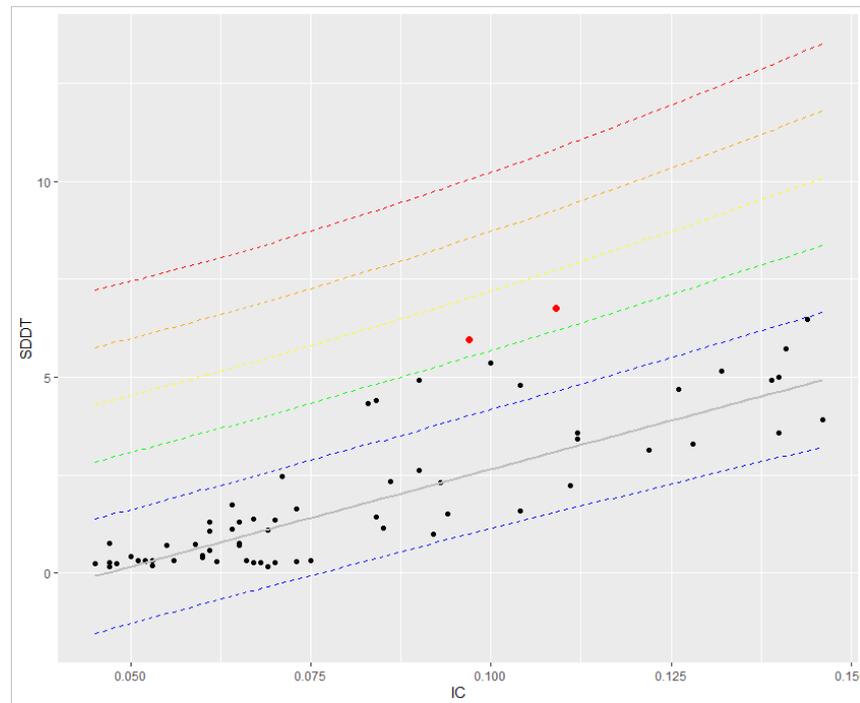
À partir de chaque modèle linéaire, un intervalle de prédiction à 95% (IP) a été calculé, permettant d'obtenir le classement de qualité de la concentration brute en contaminant mesurée (Figure 2).

Pour chaque contaminant :

- **Classe 0\_niveaux de base.** Elle correspond à la gamme de référence des données indiquant l'absence significative d'une contamination du milieu (niveau moyen ou bruit de fond). Elle englobe toutes les valeurs mesurées inférieures à IP dans le cadre du modèle de régression obtenu ou à l'écart-type (ET) à la moyenne pour les contaminants non corrélés ;
- **Classe 1\_niveaux faibles.** Elle correspond à une gamme de sécurité évitant de conclure à une contamination certaine du milieu et permettant de tenir compte de la variabilité inhérente à l'utilisation d'un biointégrateur et à la précision des méthodes analytiques. Elle englobe toutes les valeurs mesurées situées entre 1x IP et 2x IP (ou ET) ;
- **Classe 2\_niveaux modérés.** Elle correspond à des valeurs témoignant d'une pollution certaine, mais modérée du milieu. Elle englobe toutes les valeurs mesurées situées entre 2x IP et 3x IP (ou ET) ;
- **Classes 3 & 4\_niveaux élevés et très élevés.** Elle correspond à des valeurs anormales de contamination permettant de caractériser le degré d'intensité de la contamination du milieu. Elles englobent toutes les valeurs mesurées situées entre 3x IP et 4x IP ou au-delà de 4x IP (ou ET).

*Analyse temporelle* : enfin, l'évolution des niveaux de contamination depuis le début de la surveillance a été évaluée aux 66 stations étudiées, à l'aide d'analyses de tendances sur les données des campagnes opérées entre 2000 et 2021. Un modèle de régression linéaire a été ajusté sur les données normalisées par l'IC de la série temporelle, uniquement aux stations accumulant des données sur au moins cinq campagnes sur neuf, *i.e.* 9 stations exclues. La métrique « tendance » est déterminée par la significativité et le sens de la droite de régression, et

peut indiquer une « amélioration » (*i.e.* diminution significative des concentrations), une « dégradation » (*i.e.* augmentation significative) ou une « absence de tendance » (non significatif). Aucune analyse de tendance temporelle n'a pu être réalisée pour le Mn en raison du manque de données pour cet élément.



**Figure 2.** Modèle de régression linéaire entre la somme des concentrations en DTT et ses métabolites et l'indice de condition (IC). Les classes de qualité calculées à partir de l'intervalle de prédiction à 95% (IP) sont représentées : classe 0\_niveaux de base (bleu), classe 1\_niveaux faibles (vert), classe 2\_niveaux modérés (jaune), classe 3\_niveaux élevés (orange) et classe 4\_niveaux très élevés (rouge). Les points rouges représentent les outliers de la régression linéaire.

### 2.1.3.1 Traitement des biomarqueurs

La normalité des données (test de Shapiro-Wilk) et l'homogénéité des variances (test de Levene) ont été testées en amont de toute analyse statistique. Pour chaque biomarqueur, une comparaison spatiale entre les sites d'échantillonnage des trois écorégions (interrégionale), puis entre les sites d'une même écorégion (intrarégionale), ont été déterminées à l'aide d'un test non paramétrique de Kruskal-Wallis ou d'un test paramétrique Anova unidirectionnel. De même, les différences statistiques avec le groupe témoin (T3) ont été testées à l'aide d'un non paramétrique Mann-Whitney U ou d'un test paramétrique T-Student. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel IBM SPSS 22.0, avec un seuil de significativité établi à 95% ( $p < 0,05$ ).

## 2.2 Résultats et discussion

### 2.2.1 Contexte environnemental

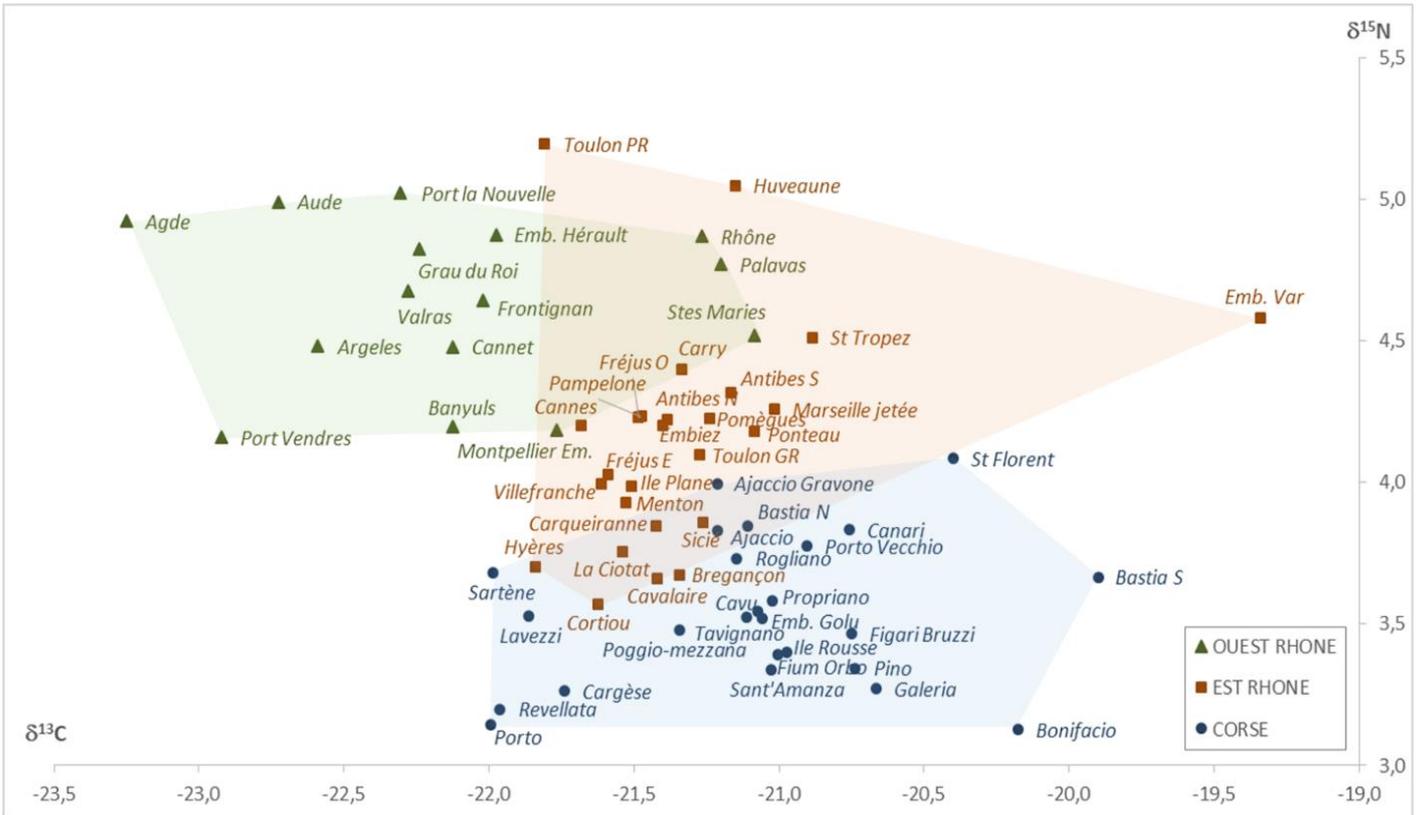
#### 2.2.1.1 Influence des écorégions

L'intérêt porté aux paramètres environnementaux (ratios isotopiques, chl-*a* et température) lors de cette campagne confirme et précise la nette hétérogénéité des côtes méditerranéennes.

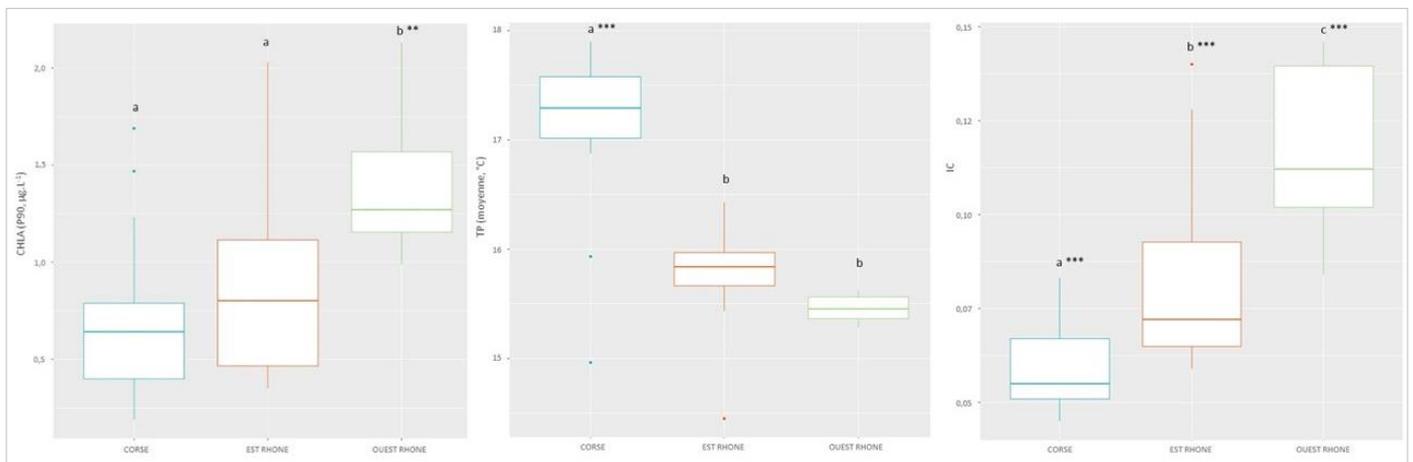
Les signatures isotopiques des moules varient en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  (Figure 3 et Annexe 2). Une forte différence en  $\delta^{13}\text{C}$  a été observée entre des stations, de l'ordre de 3,91 ‰ entre la valeur minimale (-23,25 ‰ pour le cap d'Agde) et la valeur maximale (-19,34 ‰ pour l'embouchure du Var), démontrant l'existence de plusieurs sources de MO à la base des réseaux trophiques auxquels appartiennent les moules des différentes stations. En effet, de par son enrichissement faible à chaque niveau trophique, le  $\delta^{13}\text{C}$  est un indicateur des sources de matière organique (MO) qui alimentent un réseau trophique ([Peterson and Fry 1987](#)). Les différences en  $\delta^{15}\text{N}$  sont plus faibles (2,07 ‰), variant de 3,13 ‰ dans le Goulet de Bonifacio à 5,20 ‰ dans la petite rade de Toulon. Les valeurs des P90 en chl-*a* (Figure 4 et Annexe 2) varient également nettement entre les stations, soit environ 1,94  $\mu\text{g.L}^{-1}$  entre la valeur minimale (0,19  $\mu\text{g.L}^{-1}$  à Revellata) et maximale (2,13  $\mu\text{g.L}^{-1}$  au Rhône), tout comme les valeurs moyennes de température de l'eau qui couvrent une variation de 4,5°C entre le minimum (13,39°C, Argelès) et le maximum (17,90°C, Fium Orbu) (Figure 4 et Annexe 2).

Ces résultats discriminent clairement les trois écorégions suivantes :

- ❖ **À l'ouest du Rhône**, les sites sont caractérisés par une **influence terrigène plus importante**, présentant les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  moyens les plus faibles ( $-22,12 \pm 0,62$  ‰, s'étendant de -21,09 à -23,25 ‰) et les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  les plus élevées ( $4,64 \pm 0,29$  ‰, allant de 4,16 à 5,02 ‰). Ces **eaux mésotrophes, alimentées principalement par les apports du Rhône riches en matière organique d'origine terrigène** ([Harmelin-Vivien et al. 2008, 2010](#)) **et en nutriments** ([Minas and Minas 1989](#)), sont plutôt tempérées ( $14,9 \pm 0,9$  °C) avec une augmentation progressive entre mars et mi-mai ( $\Delta=+2$  °C) puis forte jusqu'en juillet ( $\Delta=+9$  °C, Annexe 5). Ces facteurs sont **favorables au développement des communautés planctoniques** comme semble le confirmer les valeurs de biomasses en chl-*a* significativement plus fortes estimées dans cette partie de la Méditerranée ( $1,38 \pm 0,29$   $\mu\text{g.L}^{-1}$ , ANOVA et Tukey  $p<0,001$ , Figure 4).
- ❖ **À l'est du Rhône**, les sites sont à la fois **sous influence marine et sous influence terrigène**, dont les sources fluviales sont moins importantes, mais multiples (*e.g.* Huveaune, Var). Les valeurs isotopiques obtenues sont moyennes, avec un  $\delta^{13}\text{C}$  moyen de  $21,32 \pm 0,47$  ‰ (de -21,84 à -19,34 ‰) et un  $\delta^{15}\text{N}$  de  $4,15 \pm 0,39$  ‰ (de 3,57 à 5,20 ‰). Ces **eaux intermédiaires** révèlent des températures moyennes un peu plus élevées, mais très proches de celles à l'ouest du Rhône ( $15,4 \pm 0,8$  °C), avec un schéma d'évolution au cours du temps relativement similaire (Annexe 5). Les concentrations planctoniques estimées dans cette zone sont également intermédiaires, mais un peu plus faibles et proches de celles observées en Corse ( $0,87 \pm 0,51$   $\mu\text{g.L}^{-1}$ , Figure 4).



**Figure 3.** Signatures isotopiques en  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  des moules immergées en zones côtières à l'ouest du Rhône (vert), à l'est du Rhône (orange) et en Corse (bleu) lors de la campagne SUCHIMED 2021.



**Figure 4.** Comparaisons des concentrations en chl-a (P90,  $\mu g \cdot L^{-1}$ ), des températures (moyenne, °C) et des indices de condition IC estimés en zones côtières à l'ouest du Rhône (vert), à l'est du Rhône (orange) et en Corse (bleu) lors de la campagne SUCHIMED 2021.

❖ **En Corse**, les sites sont marqués par une **influence océanique**, révélant les  $\delta^{13}\text{C}$  moyens les plus forts ( $-21,09 \pm 0,53 \text{ ‰}$ , de  $-19,90$  à  $-21,99 \text{ ‰}$ ) et les  $\delta^{15}\text{N}$  les plus bas ( $3,54 \pm 0,26 \text{ ‰}$ , de  $3,13$  à  $4,08 \text{ ‰}$ ). En effet, la communauté phytoplanctonique de ces eaux est principalement composée de cellules phytoplanctoniques de taille  $< 10 \mu\text{m}$ , *i.e.* le pico- et le nanophytoplancton. Ces plus petites classes de taille de phytoplancton ont des valeurs isotopiques nettement plus faibles que celles du microphytoplancton ; selon les saisons des différences de l'ordre de  $5 \text{ ‰}$  en carbone et en azote sont ainsi rapportées entre des cellules  $< 3 \mu\text{m}$  ( $\delta^{13}\text{C}$  compris entre  $-26$  et  $-24 \text{ ‰}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$  compris entre  $-0,5$  et  $3$ ) et des cellules  $> 150 \mu\text{m}$  ( $\delta^{13}\text{C}$  compris entre  $-22$  et  $-20 \text{ ‰}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$  compris entre  $3,5$  et  $4,5 \text{ ‰}$ ) ([Rau et al. 1990](#); [Harmelin-Vivien et al. 2008](#); [Hunt et al. 2017](#)). Ces **eaux oligotrophes** sont les plus chaudes du littoral méditerranéen français ( $16,4 \pm 1,1 \text{ °C}$ , ANOVA et Tukey  $p < 0,001$ ), avec une augmentation un peu plus progressive, mais plus variable (Annexe 5). Ces conditions sont un peu **moins favorables au développement des communautés planctoniques** comme semble le confirmer les valeurs de biomasses en chl-*a* les plus faibles observées dans zone du littoral ( $0,67 \pm 0,37 \mu\text{g.L}^{-1}$ , ANOVA et Tukey  $p < 0,001$ , Figure 4).

L'analyse des résultats obtenus pour plusieurs indicateurs se rapportant à la condition trophique des moules (HC, IC, MG et C/N moyens, Annexe 2), indique un **état plutôt amaigri des moules** au cours de cette campagne ; HC de  $23,89 \pm 0,64 \text{ mm}$ , IC de  $0,082 \pm 0,029$ , MG de  $1,02 \pm 0,28 \text{ ‰}$  et C/N de  $4,09 \pm 1,01$ .

Les résultats indiquent également une variabilité importante entre les moules selon leur site d'immersion (Annexe 2), avec un lien évident entre la condition physiologique de l'organisme et les conditions environnementales, *i.e.* corrélations avec la concentration en chl-*a* (Pearson,  $r=0,61$ ,  $p < 0,001$ ) et la température (Pearson,  $r=-0,53$ ,  $p < 0,001$ ). Celle-ci cohérente avec les caractéristiques des trois écorégions développées précédemment, puisque les valeurs de quasiment tous les indicateurs, hormis HC, diminuent significativement de l'ouest à l'est du littoral méditerranéen (test ANOVA,  $p < 0,001$ ). Ainsi, **les moules immergées à l'ouest du Rhône révèlent une meilleure condition générale**, comme en témoignent leurs valeurs plus élevées de HC ( $24,16 \pm 0,65$ ), IC ( $0,12 \pm 0,02$ ), MG ( $1,38 \pm 0,19$ ) et C/N ( $5,26 \pm 0,34$ ). Dans ces eaux mésotrophes tempérées sous l'influence du panache du Rhône, la croissance tissulaire des moules est favorisée. Les moules immergées à l'est du Rhône présentent des valeurs intermédiaires de HC ( $23,94 \pm 0,58$ ), IC ( $0,08 \pm 0,02$ ), MG ( $1,04 \pm 0,18$ ) et C/N ( $4,33 \pm 0,32$ ). Enfin, **les moules immergées en Corse montrent une moins bonne condition générale**, avec des valeurs plus faibles de HC ( $23,68 \pm 0,66$ ), IC ( $0,06 \pm 0,01$ ), MG ( $0,79 \pm 0,19$ ) et C/N ( $4,05 \pm 0,08$ ). Ces eaux oligotrophes sous influence océanique et aux biomasses planctoniques relativement faibles limitent généralement la croissance tissulaire des moules.

Ce constat justifie la prise en compte de la condition trophique des moules (IC) lors de l'évaluation de leurs niveaux en contaminants, afin de limiter l'effet potentiel de paramètre. En effet, une meilleure croissance tissulaire à l'ouest de Rhône pourrait induire une dilution des concentrations en métaux ou favoriser l'accumulation de composés organiques dans les tissus graisseux de la moule (*e.g.* PCB et DDT). La tendance inverse pourrait être observée en Corse où les croissances tissulaires sont moins bonnes.

### 2.2.1.1 Importance de la localisation des sites

Dans chacune des trois écorégions, les plus faibles valeurs en  $\delta^{15}\text{N}$  sont obtenues pour des stations à proximité de rejets de STEP (Figure 3) : l'Émissaire de Montpellier à l'ouest du Rhône (4,18 ‰), Cortiou à l'Est (3,57 ‰) et le goulet de Bonifacio en Corse (3,13 ‰). Ce résultat est cohérent au regard des valeurs très faibles en  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\sim 0$  ‰) mesurées dans la matière organique particulaire (MOP) des panaches de grandes STEP (Cortiou, Sicié, Nice, etc., [Bănanu et al. 2014](#); [Millet et al. 2018](#)). Ces résultats nous permettent de confirmer le positionnement correct de ces stations dont l'objectif est de capter les apports des STEPs. Par contre, l'emplacement des stations sentinelles Bastia Nord, Bastia Sud, Ajaccio STEP, Ajaccio Gravone, et dans une moindre mesure Sicié, peut être interrogé.

Enfin, la Figure 3 met également en évidence trois stations atypiques : l'embouchure du Var, Bastia Sud et le goulet de Bonifacio. Les moules de ces stations sont enrichies en  $\delta^{13}\text{C}$  par rapport au reste des stations (respectivement -19,34 ‰, -19,90 ‰ et -20,18 ‰ contre  $-21,49 \pm 0,56$  ‰ pour les autres stations). Cet enrichissement pourrait être expliqué par la consommation d'une source de MO différente des apports terrigènes et du phytoplancton marin, par exemple du microphytobenthos remis en suspension par la houle et les courants ( $\delta^{13}\text{C}$  entre -18 et -13 ‰, [Riera 2007](#)) ou encore des débris de phanérogames marines pour Bastia ( $\delta^{13}\text{C}$  entre -18 et -14 ‰, [Cresson et al. 2019](#)).

Les résultats reflètent bien l'influence plus forte des apports terrigènes sur les moules immergées à l'ouest du Rhône (Figure 3). Le Rhône est source d'apports importants pour le Golfe du Lion ([Dumas et al. 2015](#)), dont la MO particulaire est transportée par le courant nord-méditerranéen jusqu'à la côte catalane et intégrée dans les réseaux trophiques de cette partie du littoral. Nous en avons ici une illustration. Il est toutefois intéressant de noter que la station située en face de l'embouchure du Rhône présente un enrichissement en  $\delta^{13}\text{C}$  par rapport aux stations du Golfe du Lion. Cette influence océanique à la station Rhône est probablement liée à son positionnement géographique, et dans la colonne d'eau. En effet, les moules ont été immergées par -6m au nord de la zone d'interdiction de chalutage, directement devant l'embouchure. Or dans ce secteur, l'eau douce provenant du Rhône reste en surface et ne se mélange pas avec l'eau marine dans laquelle sont immergées les moules. Afin de mieux capter la contamination potentielle issue du Rhône, une réflexion sur le positionnement de cette station devra donc être menée.

### 2.2.2 Niveaux de contamination

#### 2.2.2.1 Évaluation de l'état 2021

Sur les 137 contaminants analysés dans les moules en 2021, 60 sont sous la LOQ ou non certifiés, et 10 analysés en suppléments ne font pas l'objet de cette étude (Annexe 3 et Annexe 6).

Une comparaison à un seuil d'interprétation environnemental a pu être réalisée pour 24 composés ou famille de composés disposant de valeurs de référence ([Amouroux et Buchet 2021](#); [Herlory et al. 2022](#)). Les résultats nous permettent d'attester que **les niveaux de contaminants mesurés dans les moules en 2021 sont quasiment tous sous ces seuils**, et n'atteignent donc globalement pas de valeurs critiques nécessitant un suivi approfondi (Tableau 2).

**Tableau 2. Synthèse des comparaisons des concentrations en contaminants métalliques et organiques détectées dans les moules lors de la campagne aux seuils existants. Sont mentionnés les unités de concentrations (mg.kg<sup>-1</sup> ou µg.kg<sup>-1</sup>, en poids frais ou poids sec), les types de seuils et leurs valeurs (EC, NQE, VGE, TEQ, EAC), ainsi que les concentrations sous la limite de quantification (< LOQ).**

Ecorégion	METAUX				HAP				DIOXINES	ORGANOPHOSPHORES	ALKYLPHENOL		AUTRE PHENOL	DIPHENYL-ETHER	ORGANOCHLORES				CHLOROBENZENES		PHENOXY-QUINOLEINE	TRIAZINE	ORGANOETAIN			
	EC	EC	VGE (2021)	EC	VGE (2021)	VGE (2021)	NQE	NQE	TEQ	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2021)	VGE (2021)	VGE (2021)	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2018)	VGE (2021)	VGE (2021)	EAC		
	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	TEQ ng/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg(Sn)/kg ps		
	Valeur seuil	1000	500	8677	1500	19,7	47,47	30	5	6,5	30,9	10,32	344	2,29	41,6	10,94	37,93	0,4	1282	0,28	2,29	100,4	24,9	0,95	4,91	
	Station	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	TEQ ng/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg/kg pf	µg(Sn)/kg ps		
OUEST RHONE	Banyuls	183,9	12,9	252,8	290,3	<0,65	<0,04	0,14	0,01	0,308	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,05	<0,003	0,82	<0,13*	<0,005	0,00	<0,002	<0,05	0,479	
	Port-Vendres	158,2	11,2	184,9	306,2																					
	Argelès	176,3	11,4	238,1	329,3																					
	Canet plage	162,3	11,4	242,9	282,5																					
	Port-la-Nouvelle	152,3	11,3	289,1	292,7	<0,74	<0,05	0,18	0,02	0,297	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,07	<0,004	0,97 (min)	<0,13*	<0,006	0,00	<0,002	<0,05	0,479	
	Valras	201,3	9,8	342,4	398,2																					
	Aude	169,1	11,8	298,9	384,1	<0,66	<0,04	0,17	0,03	0,269	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,08	<0,003	1,08	<0,11	<0,005	0,00	0,006	<0,05	0,472	
	Emb. Hérault	132,2	9,5	451,7	262,1	<0,67	<0,04	0,17	0,02	0,249	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	0,87	0,08	<0,003	1,01 (min)	<0,12	<0,005	0,00	<0,002	<0,05	0,301	
	Cap d'Agde S	149,5	12,0	259,7	320,6	<0,72	<0,05	0,17	0,02	0,247	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,07	<0,004	0,78 (min)	<0,13*	<0,005	0,00	<0,002	<0,05	0,185	
	Frontignan	123,1	11,2	220,4	179,2																					
	Montpellier émissaire	181,4	11,0	274,5	237,9	<0,71	<0,05	0,11	0,01	0,273	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,07	<0,004	0,70 (min)	<0,12	<0,005	0,00	<0,002	<0,05	0,787	
	Palavas	234,1	13,9	303,3	203,8																					
	Grau du Roi récifs	177,1	11,8	232,0	201,5	<0,71	<0,05	0,15	0,01	0,212	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,09	<0,004	1,02 (min)	<0,13*	0,01	0,00	0,003	<0,05	0,496	
	Stes-Maries	154,8	10,8	229,7	216,4	<0,7	<0,05	0,17	0,02	0,244	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,08	<0,004	1,02	<0,13*	0,01	0,00	<0,002	<0,05	0,751	
	Rhône	162,4	11,8	335,4	246,3	<0,60	<0,04	0,23	0,06	0,258	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,04	<0,003	0,94	<0,11	0,01	0,00	<0,002	<0,05	1,689	
	Ponteaou	149,7	16,4	200,2	231,2	<0,63	<0,04	0,18	0,03	0,481	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,05	<0,003	0,41 (min)	<0,11*	<0,005	0,00	<0,002	<0,05	4,608	
	Carry	205,3	16,5	255,6	275,3	<0,68	<0,04	0,19	0,03	0,678	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,05	<0,003	0,43	<0,11*	<0,005	0,42 (min)	<0,002	<0,05	7,578	
Marseille jetée	240,5	21,8	216,0	349,7																						
Pomègues	183,4	14,7	185,6	229,6	<0,61	<0,04	0,19	0,02	0,599	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,06	<0,003	0,47 (min)	<0,11*	<0,005	0,48 (min)	<0,002	<0,05	3,944		
Huveaune	236,3	26,6	204,4	369,5	<0,66	<0,04	0,23	0,05	0,822	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,11	<0,003	0,93	<0,11	<0,005	0,28 (min)	<0,002	<0,05	2,508		
Marseille Cortiou STEP	296,9	19,2	270,0	538,6	<0,64	<0,04	0,16	0,07	0,303	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,06	<0,003	0,39 (min)	<0,10	<0,004	0,00	<0,002	<0,05	1,186		
Ile plane	204,6	14,1	155,8	255,6	<0,58	<0,04	0,15	0,03	0,219	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,04	<0,003	0,23 (min)	<0,1*	<0,004	0,00	<0,002	<0,05	1,469		
La Ciotat	237,8	18,6	236,3	308,8																						
Ile embiez	312,2	20,1	307,6	356,5	<0,55	<0,04	0,14	0,02	0,137	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,04	<0,003	0,17 (min)	<0,09*	<0,004	0,00	<0,001	<0,05	1,256		
Toulon Cap Sicié STEP	188,9	12,7	269,5	272,2	<0,53	<0,03	0,13	0,01	0,130	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,03	<0,003	0,10 (min)	<0,09	<0,004	0,00	0,001	<0,05	1,765		
Toulon GR	239,9	22,3	226,7	331,6	<0,54	<0,03	0,21	0,07	0,389	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,04	<0,003	0,167 (min)	<0,1*	<0,004	0,00	0,006	<0,05	4,175		
Toulon PR	121,0	50,7	132,6	585,5	<0,69	0,11	1,07	0,39	3,095	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,09	0,00	0,61	<0,12	<0,005	0,00	<0,006	<0,05	21,907		
Carqueiranne	227,7	16,3	228,0	250,5																						
Hyères O	197,5	17,1	163,5	208,6	<0,51	<0,03	0,16	0,03	0,138	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,03	<0,004	0,37	<0,08	<0,004	0,00	0,002	<0,05	1,020		
Bregançon	211,8	15,5	168,4	239,5	<0,55	<0,04	0,13	0,01	0,107	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,02	<0,004	0,21 (min)	<0,08	<0,004	0,00	<0,001	<0,05	1,087		
Cavalaire	256,1	15,9	277,5	248,1																						
Pampelone	243,6	18,0	188,4	273,0	<1,17	<0,03	0,20	0,02	0,086	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,02	<0,004	0,09 (min)	<0,08	<0,004	0,00	<0,002	<0,05	1,047		
St Tropez	248,3	17,6	254,5	328,6																						
Fréjus O	226,4	14,0	236,5	315,9																						
Fréjus E	279,9	22,0	242,1	347,8	<1,15	<0,03	0,28	0,02	0,140	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,03	<0,004	0,19 (min)	<0,09*	<0,004	0,00	<0,002	<0,05	1,600		
Cannes O	344,2	21,7	327,4	405,9																						
Antibes S	214,5	15,0	340,9	305,3	<1	<0,03	0,18	0,04	0,080	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	<0,009	<0,004	0,15 (min)	<0,08	<0,004	0,06 (min)	<0,002	<0,05	1,804		
Antibes N	205,0	12,9	300,1	254,8	<1,19	<0,03	0,21	0,04	0,130	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,03	<0,004	0,22 (min)	<0,09*	<0,004	0,001 (min)	<0,002	<0,05	1,419		
Emb. du Var	223,3	12,4	452,9	325,1	<0,99	0,04	0,22	0,08	0,102	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,03	<0,003	0,25	<0,07	<0,004	0,071 (min)	<0,001	<0,05	0,925		
Rade Villefranche	251,0	21,7	224,0	393,2	<1,04	0,04	0,32	0,18	0,182	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,02	<0,004	0,197 (min)	<0,08	<0,004	0,11 (min)	0,002	<0,05	2,017		
Menton	284,4	21,9	292,6	378,6	<0,98	<0,03	0,21	0,07	0,113	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	0,02	<0,004	0,26	<0,08	<0,004	0,001 (min)	<0,001	<0,05	1,275		
Rogliano	278,2	19,4	356,1	246,3	<0,95	<0,02	0,20	0,01	0,044	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	<0,008	<0,003	0,04 (min)	<0,07	<0,004	0,00	<0,001	<0,05	2,499		
Bastia N STEP	270,0	17,9	422,9	274,0	<0,89	<0,02	0,09	0,10	0,032	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	<0,008	<0,003	0,039 (min)	<0,07	<0,003	0,00	<0,001	<0,05	1,526		
Bastia S Marana STEP	304,6	22,5	401,2	333,5	<0,90	<0,02	0,07	0,01	0,031	<0,2	<0,2	<20	<0,2	<1	<1	<0,008	<0,003	0,03 (min)	<0,07	<0,003	0,001 (min)	<0,001	<0,05	1,126		
Emb. Golu S	245,3	19,4	362,4	274,7	<0,91	<0,02	0,08	0,01	0,033	<																



Pour 13 des contaminants, les valeurs sont sous la LOQ, et pour les autres les écarts aux seuils sont plus ou moins importants selon la nature du composé considéré. Par exemple, pour les métaux, ils sont de 3 à 9 fois plus faibles pour le Cd et le Pb, et environ 10 à 60 fois plus faibles pour le Hg et le Ni selon les stations. Pour les organiques, ils sont de 20 à 550 fois plus faibles pour les HAP Fluoranthène et Benzo[a]pyrène, 2 à 280 fois plus faibles pour les dioxines et composés de type dioxines, ou encore 345 à 3800 fois plus faibles pour le Dieldrine. **Seul le TBT montre des dépassements de seuil aux stations Carry et Toulon PR**, de l'ordre de 1,5 à 4,5 fois supérieur respectivement (Tableau 2), ce qui confirme la nécessité du suivi de ce composé lors des futures campagnes.

Bien que les valeurs de référence ne soient quasiment jamais dépassées, des différences de concentrations entre stations apparaissent. Elles ne peuvent être aisément identifiées au travers de cette méthode par comparaison aux seuils.

L'attribution de classes confirme des niveaux basiques à faibles dans les moules pour la grande majorité des stations échantillonnées, *i.e.* 88 à 100% en fonction des composés (Tableau 3). Cette méthode permet toutefois un diagnostic plus fin de l'état de contamination en 2021, et met en évidence des signes de marquages :

- ❖ **À l'ouest du Rhône, un marquage en DDT Total est détecté de Banyuls à Argelès**, ne dépassant pas un niveau modéré et plus particulièrement localisé aux deux stations balnéaires Port-Vendres et Argelès (respectivement 6,76 et 5,96  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ps, Tableau 3). La prédominance des produits de dégradation ( $\sim 75\%$  de DDE) et les valeurs des ratios DDT/DDE  $< 0,33$  ( $\sim 0,07$ , [Stranberg et al. 1998](#)), prouvent l'ancienneté de cette contamination qui persiste encore 50 ans après l'interdiction du composé en France. Ces résultats sont cohérents avec la forte contamination des lagunes de cette zone soulignée par [Andral et al. \(2004\)](#), et suggèrent l'utilisation massive de cet insecticide dans la région durant les années 1960, probablement pour des besoins sanitaires (démoustication) et agricoles (culture des vignes).
- ❖ **Entre les embouchures de l'Aude et de l'Hérault, un marquage modéré en Mn et Cr**, et dans une moindre mesure en As, Cu et Ni, souligne l'apport d'éléments métalliques par les fleuves d'origines naturelle (fond géochimique) et anthropique (industrielle et agricole, Valras : 9,71  $\text{mg.kg}^{-1}$  ps en Mn ; Emb. Hérault : 2,69  $\text{mg.kg}^{-1}$  ps en Cr, Tableau 3). L'importance des cours d'eau dans le transport des métaux a été mise en évidence à de nombreuses reprises dans la littérature ([Martin et al. 1989](#); [Grousset et al. 1995](#); [Dumas et al. 2015](#)). Le Rhône semble également être une source importante de Mn (10,41  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ps), mais montre des concentrations en autres éléments métalliques plus faibles qu'attendu (1,81  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ps en Cr).
- ❖ **À l'est du Rhône, un marquage en PCB est mis en évidence de l'embouchure du Rhône à Marseille**. Le niveau le plus élevé est détecté à l'émissaire de la STEP Cortiou (26,42  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ps, Tableau 3), précédemment décrit comme source majeure de PCB et de pesticides organochlorés à Marseille ([Syakti et al. 2012](#); [Umasangaji 2018](#)). Les concentrations diminuent ensuite graduellement jusqu'au Rhône, tout en restant à des niveaux élevés à modérés (de 26,70  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ps à 19,60  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  ps, Tableau 3). Ce gradient résulte probablement d'un transport des composés d'est en ouest le long du littoral par le courant Liguro-Provençal ([Lipiatou and Saliot 1991](#); [Tolosa et al. 1996](#)), alimenté secondairement par des apports

provenant de Marseille et du Rhône. Encore une fois, les concentrations mesurées à l'embouchure du Rhône semblent relativement faibles compte tenu de la contamination historique en PCB de cette rivière, induite par une importante activité industrielle depuis des décennies ([Babut et al. 2016](#); [Liber et al. 2019](#)).

- ❖ **En baie de Toulon, les résultats confirment un double marquage en contaminants métalliques et organiques**, caractéristique de la pollution historique de ce site liée à de nombreuses activités militaires, industrielles et portuaires passées et actuelles depuis des décennies ([Tessier et al. 2011](#); [Tessier 2012](#); [Wafo et al. 2017](#)). Des concentrations faibles en Cu (5,59 mg.kg<sup>-1</sup> ps), modérées en Pb (3,15 mg.kg<sup>-1</sup> ps) et élevées à très élevés en Hg (0,272 mg.kg<sup>-1</sup> ps), HAP (53,08 µg.kg<sup>-1</sup> ps), PCB (76,30 µg.kg<sup>-1</sup> ps), PBDE (0,897 µg.kg<sup>-1</sup> ps) et TBT (53,53 µg.kg<sup>-1</sup> ps) ont été mesurées dans la petite Rade (Tableau 3). La contamination organique s'étend très légèrement dans la Grande Rade, mais les niveaux des sites adjacents restent globalement très faibles, *e.g.* Toulon Cap Sicié et Carqueiranne, confirmant une pollution très localisée quasiment strictement restreinte à la petite Rade de Toulon, en raison de la configuration semi-fermée de la baie.
  
- ❖ **De Fréjus à Menton, la zone est de marquée en éléments métalliques (As, Cr et Mn) d'origines naturelle (fond géochimique) et anthropique (industrielle et agricole)**. C'est à l'embouchure du Var que les niveaux les plus élevés sont mesurés (As : 93,37 mg.kg<sup>-1</sup> ps, Cr : 3,17 mg.kg<sup>-1</sup> ps, Mn : 11,56 mg.kg<sup>-1</sup> ps, Tableau 3), et à la pointe sud d'Antibes (As : 112,88 mg.kg<sup>-1</sup> ps, Cr : 2,47 mg.kg<sup>-1</sup> ps). À l'instar de la rade de Toulon, mais dans une moindre mesure, **la rade de Villefranche est marquée par une double contamination métallique/organique**, légère en As et Pb et modérée en HAP (24,85 µg.kg<sup>-1</sup> ps, Tableau 3).
  
- ❖ **En Corse, un marquage en Cr est également observé aux embouchures de fleuves**, avec des concentrations faibles à la station Golu (1,87 mg.kg<sup>-1</sup> ps), modérées à la station Fium orbu (2,73 mg.kg<sup>-1</sup> ps), et élevées à la station Tavignano (3,48 mg.kg<sup>-1</sup> ps, Tableau 3). **Deux ports touristiques de l'île présentent un marquage en Cu**, modéré à Bonifacio (6,05 mg.kg<sup>-1</sup> ps) et très élevé à Porto-Vecchio (9,05 mg.kg<sup>-1</sup> ps, Tableau 3). Ces niveaux de Cu sont probablement liés à l'utilisation intensive de peintures antifouling, cet élément étant devenu le principal biocide actif employé dans les ports, marinas et baies fermées depuis l'interdiction du TBT en 1982 ([Stephenson and Leonard 1994](#); [O'Connor and Lauenstein 2005](#); [Melwani et al. 2014](#)). Enfin, les analyses confirment **un marquage en Cr et en Ni dans la partie Nord-Ouest de l'île**. Cette contamination est à la fois d'origine naturelle et anthropique. En effet, la dégradation et le lessivage naturels du socle rocheux riche en Cr et Ni dans cette zone, *i.e.* la serpentinite ([Schreier 1984](#)), peuvent expliquer la mesure de niveaux modérés en Cr (2,74 mg.kg<sup>-1</sup> ps) et faibles en Ni (3,99 mg.kg<sup>-1</sup> ps) à la station Ile Rousse. S'ajoutent dans les eaux avoisinant la mine de Canari les apports issus des extractions qui se maintiennent à des niveaux élevés en Cr (3,08 mg.kg<sup>-1</sup> ps) et modérés en Ni (3,87 mg.kg<sup>-1</sup> ps), et ce malgré l'arrêt des activités il y a 56 ans.

**Tableau 3. Synthèse du classement des concentrations en contaminants métalliques et organiques détectées dans les moules lors de la campagne 2021 (réseau RINBIO).**

Stations	IC	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	ΣHAP	ΣPCB	ΣDDT	HEC	ΣPBDE	TBT
		mg/kg ps	µg/kg ps													
<b>OUEST RHONE</b>																
Banyuls	0,084	40,99	1,07	1,02	3,53	0,075	4,27	1,48	1,70	158,20	7,43	6,59	4,35	0,048	0,373	2,09
Port-Vendres	0,109	47,03	0,86	0,65	3,37	0,061	4,22	1,01	1,67	127,18	6,66	9,84	6,65	0,045		
Argelès	0,144	49,32	0,96	0,88	3,11	0,062	4,17	1,30	1,80	144,88	6,26	9,95	5,86	0,051		
Canet plage	0,097	40,51	0,90	0,90	3,51	0,063	4,90	1,34	1,56	155,06	6,23	10,45	4,88	0,047		
Port-la-Nouvelle	0,090	42,86	0,74	1,12	3,23	0,054	4,72	1,40	1,41	117,95	8,37	7,17	5,62	0,050	0,248	1,17
Valras	0,141	61,70	1,01	1,66	5,06	0,049	9,71	1,72	2,00	169,14	6,94	9,74	6,38	0,053		
Aude	0,126	38,29	0,76	1,11	3,78	0,053	7,83	1,35	1,73	122,54	6,87	8,96	4,67	0,048	0,284	1,15
Emb. Hérault	0,146	38,60	0,67	2,69	3,52	0,048	7,16	2,29	1,33	130,81	6,38	6,84	5,12	0,051	0,217	0,74
Cap d'Agde S	0,112	46,30	0,68	0,96	3,51	0,055	6,41	1,18	1,46	119,93	7,74	6,91	3,89	0,050	0,320	0,45
Frontignan	0,140	37,63	0,67	0,97	3,63	0,061	5,66	1,19	0,97	109,89	7,65	9,51	3,38	0,042		
Montpellier émissaire	0,112	42,42	0,93	1,10	3,64	0,057	5,13	1,41	1,22	141,84	5,60	6,85	3,57	0,051	0,277	1,92
Palavas	0,139	38,52	1,00	0,73	3,58	0,060	4,63	1,30	0,87	199,91	5,97	10,14	3,47	0,044		
Grau du Roi récifs	0,104	31,57	0,75	0,61	3,57	0,050	5,71	0,98	0,85	135,64	5,70	10,20	4,91	0,048	0,349	1,21
Stes-Maries	0,100	38,64	0,84	0,82	4,24	0,058	6,99	1,24	1,17	155,22	7,00	10,70	4,70	0,047	0,235	1,83
Rhône	0,086	36,63	0,93	1,81	3,98	0,067	10,41	1,91	1,40	167,15	11,38	19,60	5,18	0,034	0,321	4,13
Ponteau	0,093	42,80	0,99	0,74	4,23	0,108	5,23	1,32	1,52	175,79	9,56	14,71	2,30	0,039	0,228	11,26
Carry	0,128	39,56	1,12	1,23	4,33	0,090	4,06	1,39	1,50	134,11	10,19	18,74	2,26	0,043	0,268	18,51
Marseille jetée	0,140	43,38	1,10	0,73	4,78	0,100	3,94	0,99	1,61	189,25	10,39	28,01	3,15	0,037		
Pomègues	0,090	37,79	1,05	0,94	4,43	0,084	4,13	1,07	1,32	186,01	10,93	18,58	2,57	0,044	0,264	9,64
Huveaune	0,094	34,33	0,90	0,61	3,72	0,101	3,74	0,78	1,40	154,09	12,44	26,70	4,84	0,054	0,337	6,13
Marseille Cortiou STEP	0,064	50,07	1,43	0,78	4,73	0,093	4,07	1,30	2,60	270,85	12,42	26,42	2,21	0,040	0,593	2,90
Ile plane	0,069	39,36	1,26	0,44	4,04	0,087	3,36	0,96	1,58	161,97	9,74	12,25	1,47	0,029	0,336	3,59
La Ciotat	0,122	52,23	1,40	0,77	4,15	0,110	4,02	1,39	1,82	225,09	10,43	6,33	1,37	0,033		
Ile embiez	0,065	75,53	1,85	1,01	4,53	0,119	4,46	1,12	2,11	241,03	8,59	4,29	1,09	0,025	0,221	3,07
Toulon Cap Sicié STEP	0,071	57,06	1,40	1,54	4,62	0,094	6,27	2,00	2,02	245,17	8,61	3,81	0,67	0,026	0,084	4,31
Toulon GR	0,059	57,02	1,50	0,82	4,56	0,140	3,78	1,42	2,08	248,18	18,51	11,84	1,05	0,025	0,384	10,20
Toulon PR	0,061	35,78	0,65	0,65	5,59	0,272	4,28	0,71	3,15	148,91	83,08	76,30	3,10	0,046	0,897	53,53
Carqueiranne	0,092	56,62	1,54	1,01	4,75	0,111	4,62	1,54	1,70	206,70	10,18	2,36	0,73	0,033		
Hyères O	0,070	44,12	1,37	0,68	4,25	0,119	4,04	1,14	1,45	198,29	10,10	5,20	2,40	0,040	0,317	2,49
Bregançon	0,085	66,67	1,50	0,80	4,17	0,110	4,18	1,19	1,70	205,55	8,04	3,47	1,35	0,019	0,211	2,65
Cavalaire	0,104	63,84	1,71	1,10	4,21	0,106	3,53	1,85	1,66	208,22	10,23	1,97	0,71	0,021		
Pampelone	0,073	67,48	1,64	0,73	4,65	0,121	4,11	1,27	1,84	224,84	11,81	1,70	0,55	0,018	0,158	2,56
St Tropez	0,061	62,05	1,30	1,03	4,82	0,092	5,04	1,33	1,72	200,83	11,33	3,47	0,99	0,033		
Fréjus O	0,064	66,15	1,46	1,13	4,69	0,090	5,92	1,52	2,04	231,60	9,08	2,95	1,32	0,028		
Fréjus E	0,069	71,08	1,45	0,79	4,35	0,114	4,31	1,25	1,80	201,98	13,81	2,71	1,12	0,029	0,270	3,91
Cannes O	0,052	79,39	1,45	1,00	5,13	0,091	4,21	1,38	1,71	225,51	13,42	0,98	1,53	0,038		
Antibes S	0,050	112,88	1,45	2,47	4,04	0,101	5,70	2,31	2,07	282,01	10,99	2,66	1,05	0,021	0,189	4,41
Antibes N	0,051	75,42	1,41	2,06	4,41	0,089	6,90	2,07	1,76	229,97	12,58	3,66	1,27	0,017	0,240	3,47
Emb. du Var	0,066	93,37	1,52	3,17	4,67	0,085	11,56	3,08	2,21	231,78	13,04	5,06	1,57	0,033	0,278	2,26
Rade Villefranche	0,060	79,90	1,61	0,93	4,49	0,139	4,46	1,44	2,52	311,98	24,85	7,03	1,28	0,026	0,176	4,93
Menton	0,062	76,77	1,81	1,10	4,41	0,139	5,37	1,86	2,41	276,97	14,87	3,87	1,69	0,020	0,177	3,12
<b>EST RHONE</b>																
Rogliano	0,073	36,03	2,00	1,06	4,46	0,140	3,05	2,56	1,77	288,97	7,90	2,70	0,30	0,004	0,078	6,11
Bastia N STEP	0,045	49,22	2,08	1,67	4,24	0,138	4,73	3,26	2,12	350,82	14,98	0,79	0,29	0,015	0,049	3,73
Bastia S Marana STEP	0,048	44,68	1,78	1,32	4,53	0,131	4,20	2,34	1,94	285,53	8,74	0,80	0,23	0,015	0,088	2,75
Emb. Golu S	0,068	51,58	1,77	1,87	4,40	0,140	5,72	2,61	1,98	278,98	8,17	0,83	0,28	0,021	0,067	2,88
Poggio-mezzana	0,055	58,29	1,87	1,29	4,75	0,150	4,71	2,34	1,68	237,27	10,16	0,86	0,24	0,015	0,083	2,29
Tavignano	0,047	55,03	1,93	3,48	4,56	0,137	5,80	4,07	2,05	331,90	6,46	0,67	0,31	0,007		
Fium Orbu	0,075	47,13	1,92	2,73	4,19	0,127	5,21	3,30	1,60	216,34	7,01	0,70	0,39	0,032		
Cavu	0,056	57,05	1,83	1,04	4,27	0,125	4,73	1,94	1,50	217,67	8,55	0,65	0,31	0,007		
Porto-Vecchio	0,053	46,02	1,64	1,77	5,05	0,118	5,86	2,26	1,95	257,46	10,23	1,25	0,42	0,022		
Pointe Sant'Amanza	0,065	49,07	1,81	1,08	4,33	0,117	4,23	1,87	1,46	232,42	7,17	1,46	0,37	0,021		
Ile Lavezzi	0,051	46,52	1,63	0,81	4,23	0,110	3,65	1,38	1,24	227,57	8,03	1,23	0,27	0,021		
Goulet de Bonifacio	0,070	52,87	1,46	1,16	6,05	0,178	3,85	1,28	2,45	355,16	21,97	9,63	4,18	0,007		
Figari-Bruzzi	0,067	48,40	1,97	1,07	4,04	0,132	3,64	2,37	1,64	234,67	8,14	0,57	0,14	0,015	0,072	1,34
Sartène	0,047	44,77	1,89	1,01	3,60	0,124	3,20	1,86	1,68	251,65	8,40	0,92	0,22	0,008		
Propriano	0,132	45,81	1,79	0,91	4,19	0,111	4,37	1,87	1,74	288,77	7,76	0,82	0,27	0,015		
Ajaccio STEP	0,052	50,45	1,87	1,56	5,08	0,119	4,25	2,28	2,05	318,23	9,50	1,40	0,30	0,014	0,127	2,10
Ajaccio Gravone STEP	0,053	52,07	1,69	0,86	4,12	0,105	3,96	1,58	1,82	219,20	8,34	1,57	0,30	0,021	0,087	1,95
Cargèse N	0,083	50,95	1,90	1,01	4,15	0,111	3,58	2,02	1,59	269,13	7,32	0,64	0,13	0,007	0,117	1,07
Porto	0,084	41,39	1,80	1,69	5,55	0,118	3,34	2,62	1,45	252,38	6,78	0,99	0,20	0,008		
Galeria	0,111	58,27	2,15	0,91	5,81	0,152	3,69	2,32	2,13	334,68	7,39	0,67	0,23	0,008		
Revellata	0,067	53,59	1,89	0,96	4,62	0,124	3,11	1,98	1,66	233,22	7,38	1,01	0,23	0,015	0,110	2,23
Ile Rousse	0,060	59,06	1,91	2,74	4,50	0,135	3,71	3,99	1,66	264,36	11,70	3,74	0,67	0,008		
St Florent	0,061	50,67	1,99	1,26	3,54	0,112	3,19	3,84	1,67	331,70	9,13	0,87	0,72	0,008		
Canari	0,047	46,92	1,96	3,08	3,96	0,132	3,67	3,87	1,66	271,72	6,74	0,79	0,30	0,008		
Pino	0,065	58,68	1,84	2,10	3,97	0,134	3,52	3,23	1,94	315,17	7,72	0,76	0,14	0,008		
Normalisation graphique par	IC	IC	IC	IC	IC	1/IC	1/IC	IC	IC	/	IC	IC	IC	IC	IC	/

Légende des niveaux : base faibles modérés élevés très élevés

### 2.2.2.2 Évolution temporelle 2000-2021

Les contaminations métalliques et organiques présentent assez peu de variations de concentrations entre 2000 et 2021, *i.e.* absence de tendance significative pour 91 à 100% des stations (Tableau 4), comme précédemment mentionnée par [Bouchoucha et al. \(2021\)](#). Seuls les HAP font exception, puisque près de 50% des stations montrent une variation. Pour les quelques tendances significatives observées, les deux catégories de contaminants révèlent des évolutions globalement opposées. Les métaux tendent généralement à augmenter en concentrations. Ces tendances sont dans la plupart des cas peu significatives ( $0,01 < p < 0,05$ ), et sont plutôt anecdotiques puisque les valeurs se maintiennent à des niveaux faibles depuis 20 ans. Aussi, quelques rares diminutions en concentrations sont observées pour les éléments Pb (à Saintes-Maries), Cu (à Port-Vendres et Palavas) et Zn (à Frontignan) (Tableau 4). **Les substances organiques tendent systématiquement à diminuer en concentrations.** Ces tendances sont peu significatives dans le cas du DDT et des PCB ( $0,01 < p < 0,05$ ), mais peuvent être bien plus significatives pour les HAP à certaines stations ( $p < 0,01$ ).

Plus en détail, ces variations temporelles ne concernent en réalité que très peu les sites ou zones de contamination mises en évidence en 2021 :

- ❖ **À l'ouest du Rhône, la contamination en DDT détectée de Banyuls à Argelès ne semble pas avoir évolué** significativement entre 2000 et 2021 (Tableau 4). Le DDT est un composé très persistant dans l'environnement, avec une demi-vie estimée entre 2 et 15 ans ([Blaylock 2005](#)). Il n'est donc pas étonnant de continuer à en détecter dans tous les compartiments marins plusieurs décennies plus tard, et ce malgré une régulation voire une interdiction de plusieurs composés dès 1971 ([Alonso-Hernández et al. 2015](#); [El Nemr and El-Sadaawy 2016](#); [Buah-Kwofie and Humphries 2017](#)). La prédominance du produit de dégradation DDE, et les valeurs des ratios DDE/DDT majoritairement  $< 0,33$  depuis 2000 déjà ([Stranberg et al. 1998](#)), témoignent de l'ancienneté de cette contamination. Toutefois, des valeurs de ratios  $> 0,5$  en 2003 et 2009 à Port-Vendres et Argelès pourraient également suggérer l'utilisation de ce pesticide dans la région encore plusieurs années après son interdiction, ce qui expliquerait le marquage en DDT plus important à ces deux sites en 2021. Par ailleurs, les résultats révèlent de légères augmentations en Pb et As et diminutions en Cu et en HAP dans cette zone.
- ❖ **Les deux embouchures de l'Aude et de l'Hérault n'ont pu être étudiées, mais si l'on se réfère au site avoisinant de Valras, presque aucun des métaux détectés à des niveaux remarquables en 2021 (Mn, Cr, Cu et Ni) ne montre de tendance significative sur 20 ans.** Seul l'élément As révèle une augmentation peu significative (Tableau 4). Ce marquage métallique d'origines industrielles et agricoles aux abords des cours d'eau semble donc constant au cours du temps, en raison notamment du maintien de ces activités depuis des décennies.
- ❖ **À l'est du Rhône, les niveaux en PCB mis en évidence de l'embouchure du Rhône à Marseille n'évoluent pas** significativement et semblent rester à des valeurs élevées (Tableau 4). À l'inverse des PCB, une diminution en HAP est révélée à Ponteau et Carry. Le cas du Rhône est particulièrement intéressant, car absolument aucune tendance significative n'est révélée, ni pour les métaux ni pour les organiques, malgré la prise de mesure pour limiter les pollutions

dans ce cours d'eau depuis justement les années 2000 (*e.g.* SDAGE 2016-2021, [www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr](http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr)). Plusieurs hypothèses peuvent être formulées pour expliquer ces résultats. Soit les niveaux observés reflètent la réduction drastique de ces apports en réponse aux réglementations environnementales des sources promulguées en France depuis 1975 pour les systèmes ouverts (*e.g.* pesticides, revêtements) et 1986 pour les systèmes fermés (*e.g.* transformateurs, condensateurs, [Chevreuil et al. 1988](#)), soit les concentrations en PCB quantifiées sont sous-estimées, ce qui remet en question le positionnement de la station dans cette zone.

- ❖ **La contamination historique en baie de Toulon est confirmée par l'absence de tendance** et un maintien à des niveaux modérés à élevés sur 20 ans en Hg (0,20-0,35 mg.kg<sup>-1</sup> ps), en Pb (3-5,5 mg.kg<sup>-1</sup> ps), en HAP (53-130 µg.kg<sup>-1</sup> ps) et en PCB (45-165 µg.kg<sup>-1</sup> ps) (Tableau 4).
- ❖ **La zone de Fréjus à Menton** marquée en métaux d'origines industrielles et agricoles (As, Cr et Mn) aux abords de l'embouchure du Var et en HAP dans la Rade de Villefranche **ne montre aucune tendance significative pour les métaux et une diminution en HAP** (Tableau 4).
- ❖ **En Corse, seule une légèrement augmentation en Cr à la station Fium orbu est révélée aux embouchures des trois fleuves de la côte est** (Tableau 4). Une nouvelle fois, ces résultats semblent confirmer l'apport constant d'éléments métalliques d'origines industrielles et agricoles aux abords des cours d'eau au cours du temps. Et cette augmentation, bien que faiblement significative, semble s'étendre aux sites plus au sud, *e.g.* Cavu et Porto-Vecchio, et suggère l'atteinte de niveaux plus élevés dans le futur, comme c'est le cas par exemple à la station Tavignano en 2021.  
**La zone portuaire touristique de Bonifacio n'a pu être traitée** (seulement 4 campagnes de suivi, *i.e.* 2000, 2009, 2015 et 2021), **mais celle de Porto-Vecchio ne montre aucune évolution significative de ses niveaux élevés en Cu**. En revanche, les composés organiques PCB et HAP montrent une tendance à la diminution entre 2000 et 2021 (Tableau 4).  
**Dans la partie Nord-Ouest de l'île, une légère augmentation en Cr est présentée à Ile Rousse alors qu'aucune variation n'est décelée au site de Canari**. Ces résultats témoignent de la persistance de cette contamination historique en Cr et en Ni aux abords directs de la mine, qui semble s'étendre jusqu'à atteindre l'île Rousse au regard des résultats 2021.

**Tableau 4.** Résumé des analyses de tendances temporelles réalisées sur la période 2000-2021 et pour 57 des stations échantillonnées le long de la côte française Méditerranéenne. Sont précisés la proportion (%) des stations pour lesquelles les résultats sont significatifs ou non, le seuil de significativité (code couleur), ainsi que le nombre d'années (N) sur lesquelles ont porté les analyses.

	Cr	Ni	Cd	Pb	Cu	Zn	Hg	As	SDDT	SPCB	SHAP		
<b>Augmentations (%)</b>	9	2	0	7	4	2	2	7	2	2	46		
<b>Diminutions (%)</b>	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0		
<b>Sans tendances (%)</b>	91	98	100	91	95	98	98	93	98	98	54	<b>N</b>	
<b>Stations_Ouest Rhône</b>	Banyuls	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8	
	Port-Vendres	ns	ns	ns	ns	↘	ns	ns	ns	ns	ns	7	
	Argelès	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	9	
	Canet plage	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	6	
	Port-la-Nouvelle	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	↘	9	
	Valras	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	7	
	Cap d'Agde S	ns	↗	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	↘	7	
	Frontignan	ns	ns	ns	ns	ns	↘	ns	ns	ns	ns	9	
	Montpellier émissaire	ns	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	5	
	Palavas	ns	ns	ns	ns	↘	ns	ns	ns	↘	↘	7	
	Grau du Roi récifs	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	7	
	Stes-Maries	ns	ns	ns	↘	ns	ns	ns	ns	ns	ns	9	
	Rhône	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	6	
<b>Stations_Est Rhône</b>	Ponteau	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	9	
	Carry	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	9	
	Marseille jetée	ns	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	6	
	Pomègues	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Ile plane	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	6	
	La Ciotat	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	9	
	Ile embiez	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	7	
	Toulon Cap Sicié STEP	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8	
	Toulon GR	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	9	
	Toulon PR	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Carqueiranne	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	7	
	Hyères O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	7	
	Bregançon	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	9
	Cavalaire	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	9
	Pampelone	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8
	St Tropez	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8
	Fréjus O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	9
	Fréjus E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8
	Cannes O	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8
	Antibes S	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8
	Antibes N	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	6
	Rade Villefranche	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	7
	Menton	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8
<b>Stations_Corse</b>	Rogliano	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8	
	Bastia S Marana STEP	ns	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	7	
	Emb. Golu S	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	7	
	Poggio-mezzana	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	6	
	Tavignano	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Fium Orbu	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Cavu	↗	ns	ns	ns	ns	ns	↗	ns	ns	↘	7	
	Porto-Vecchio	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	↘	8	
	Pointe Sant'Amanza	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	5	
	Ile Lavezzi	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	5	
	Figari-Bruzzi	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Sartène	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	6
	Propriano	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Cargèse N	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8	
	Porto	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	9	
	Galeria	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	6	
	Revellata	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	6	
	Ile Rousse	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	8	
	St Florent	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	6
Canari	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	5		
Pino	ns	ns	ns	↗	ns	ns	ns	ns	ns	ns	↘	9	

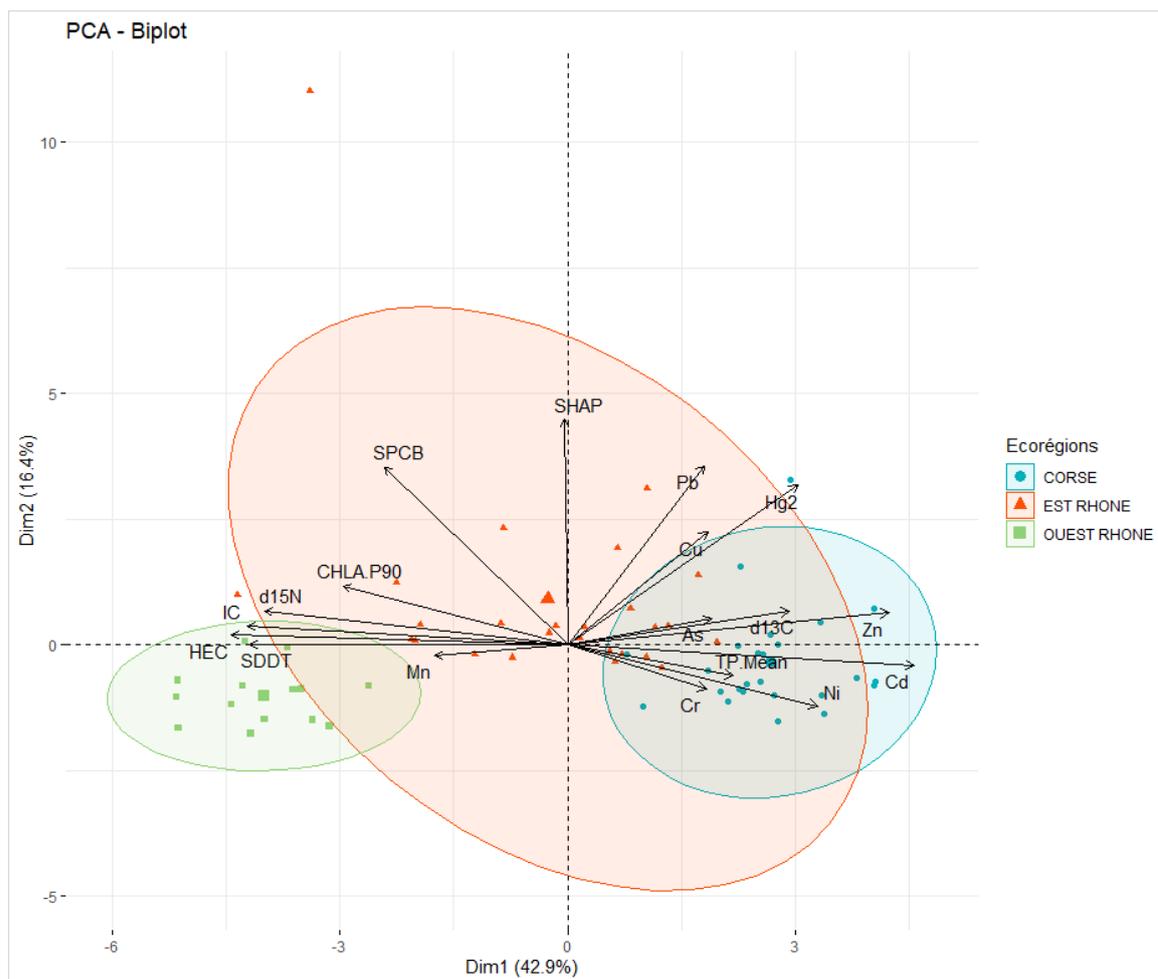
< 0,05	< 0,01	< 0,001
< 0,05	< 0,01	< 0,001

### 2.2.2.1 Approche multi-traceurs

L'analyse en composante principale réalisée met en évidence une nette distinction entre les moules immergées dans les deux écorégions les plus extrêmes (59% de la variabilité expliquée, Figure 5 et Annexe 7). Les moules à l'ouest du Rhône sont plutôt influencées par les apports en chl- $\alpha$ , en DDT totaux et en Heptachlore époxyde cis (aussi en Mn dans une moindre mesure), et sont caractérisées par leurs valeurs d'IC et de  $\delta^{15}\text{N}$ . À l'inverse, les spécimens de Corse sont plutôt influencés par la température de l'eau et les apports en de nombreux métaux (As, Cr, Cd, Cu, Hg, Ni et Zn), et sont caractérisés par leurs  $\delta^{13}\text{C}$ . En zone intermédiaire, *i.e.* à l'est du Rhône, les moules semblent être influencées par des apports Pb, HAP et PCB totaux (Figure 5).

Ces résultats corroborent et résument les observations précédentes ; **les écorégions présentent un statut trophique contrasté qui influence à la fois la condition physiologique des moules et sa capacité de bioaccumulation.** À l'ouest du Rhône, les eaux mésotrophes (plus riches en chl- $\alpha$ ) favorisent la croissance tissulaire des moules (IC et  $\delta^{15}\text{N}$  plus hauts) et donc l'accumulation de composés organiques, tel qu'observé pour le DDT entre Banyuls et Canet. À l'inverse en Corse, l'oligotrophie des eaux accentuerait la bioaccumulation des métaux par les moules amaigries (IC et  $\delta^{15}\text{N}$  plus faibles), et en particulier ceux qui ont la capacité de se bioamplifier (*e.g.* As, Hg, [Chouvelon et al. 2018](#)). En eaux intermédiaires, les marquages en contaminants dans trois zones sont de nouveau identifiés (Annexe 7) ; l'accumulation de PCB totaux par les moules immergées dans les eaux plutôt riches entre le Rhône et Marseille, l'importance des PCB et des HAP à Toulon, et l'accumulation de métaux tels que l'As dans les moules immergées en eaux moins riches de Fréjus à Menton.

Par ailleurs, **l'IC est l'un des paramètres les plus explicatifs de la variabilité de l'axe 1 (contribution de 13%, et corrélation de  $r=-0,896$ ), ce qui affirme une nouvelle fois la nécessité de normaliser les données brutes en concentrations par ce facteur** (Figure 5).



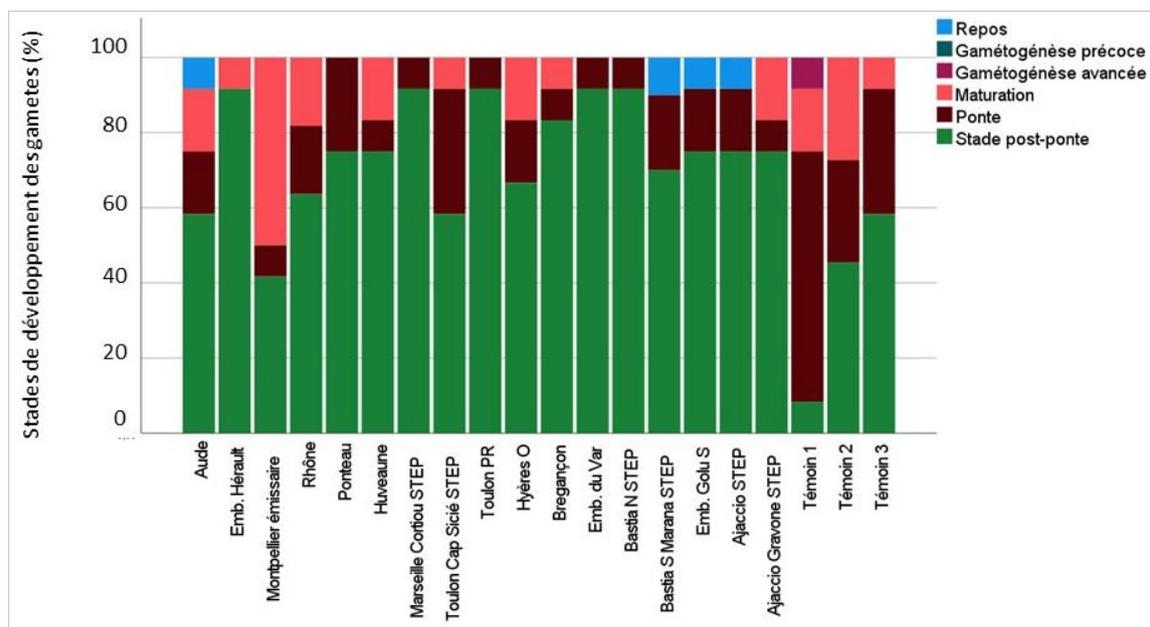
**Figure 5.** Influence de plusieurs paramètres sur les moules immergées lors de la campagne 2021. Le biplot obtenu à partir de l'analyse en composantes principales (ACP) illustre les patrons de répartition des descripteurs en fonction des moules immergées dans les trois écorégions (ouest du Rhône en vert, est du Rhône en orange et Corse en bleu) et la contribution de ces éléments à chaque site. Les deux premiers axes de dimensions expliquent 59% de la variabilité des données et les variables contribuant le plus sont le Cd, HEC, et Zn pour l'axe 1 et  $\Sigma$ HAP, Pb et  $\Sigma$ PCB pour l'axe 2.

## 2.2.3 Effets des contaminants

### 2.2.3.1 État du cycle gonadal des moules

La détermination histologique des stades de développement des gonades aux différents sites a permis de confirmer le fait que la plupart des moules immergées ont été récupérées en fin de période d'exposition à un stade de gamétogénèse similaire et avancé, *i.e.*  $\geq 60\%$  en phase de post-ponte (Figure 6). Exception faite au site Montpellier émissaire, pour lequel les phases de gamètes matures sont plus importantes (60% des cas, Figure 6). Ces résultats semblent donc suggérer que **l'influence potentielle du cycle de reproduction sur les paramètres biologiques évalués et sur l'état de santé général des individus serait la même pour tous les sites, et globalement négligeable**. Les moules sont donc bien en phase de repos sexuel durant leur période de stabulation. Le pourcentage de matière grasse (MG) des moules échantillonnées au site Montpellier émissaire est également légèrement supérieur à celui des autres sites à l'ouest du Rhône (Annexe 2), ce qui est probablement dû à l'augmentation de la teneur en lipides des gamètes (Pieters et al. 1980). Ces moules n'étaient donc probablement pas en période de repos sexuel, ce qui peut provoquer des réponses biologiques différentes des autres sites. Il est important d'en tenir compte pour l'interprétation fine des résultats.

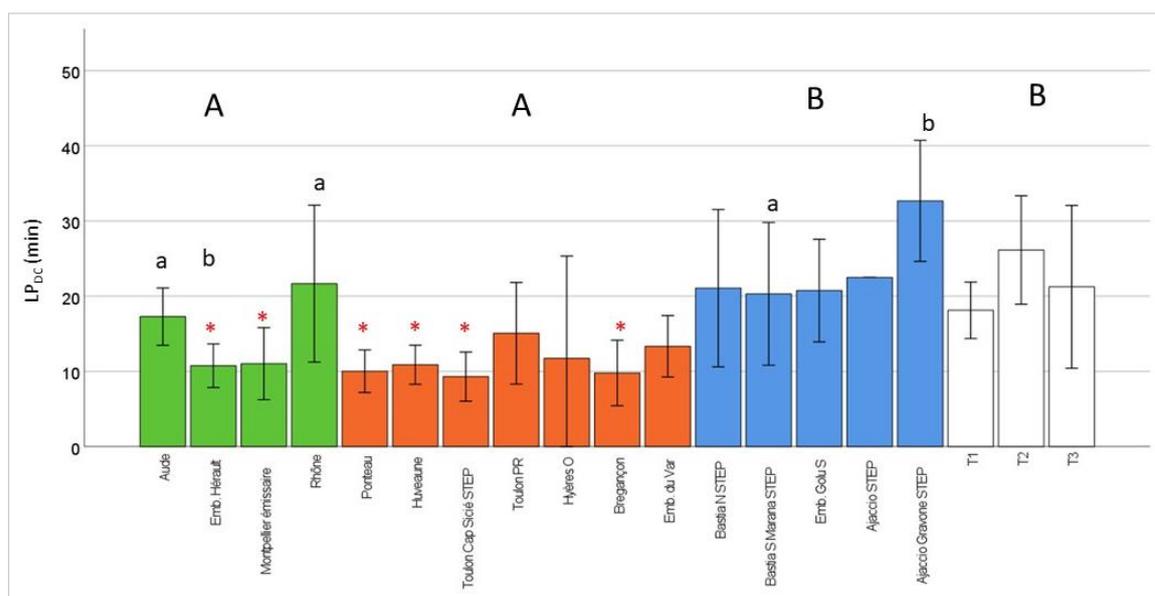
Par ailleurs, il est intéressant de souligner que les moules témoins (T1 en début de campagne, T 2 en milieu de campagne et T3 en fin de campagne de pose) montrent une évolution du stade sexuel (Figure 6) et une ponte durant la campagne. Chez les mollusques bivalves, la ponte peut être déclenchée par un stress (Eads et al. 2016). **La stabulation à bord de l'Europe engendre nécessairement des stress multiples** (bruit, gaz d'échappement, lumière...), mais également des chocs thermiques répétés à cause de la faible inertie des bacs de stabulation et le pompage d'eau en continu durant la campagne sur un bateau avançant à 10 nœuds.



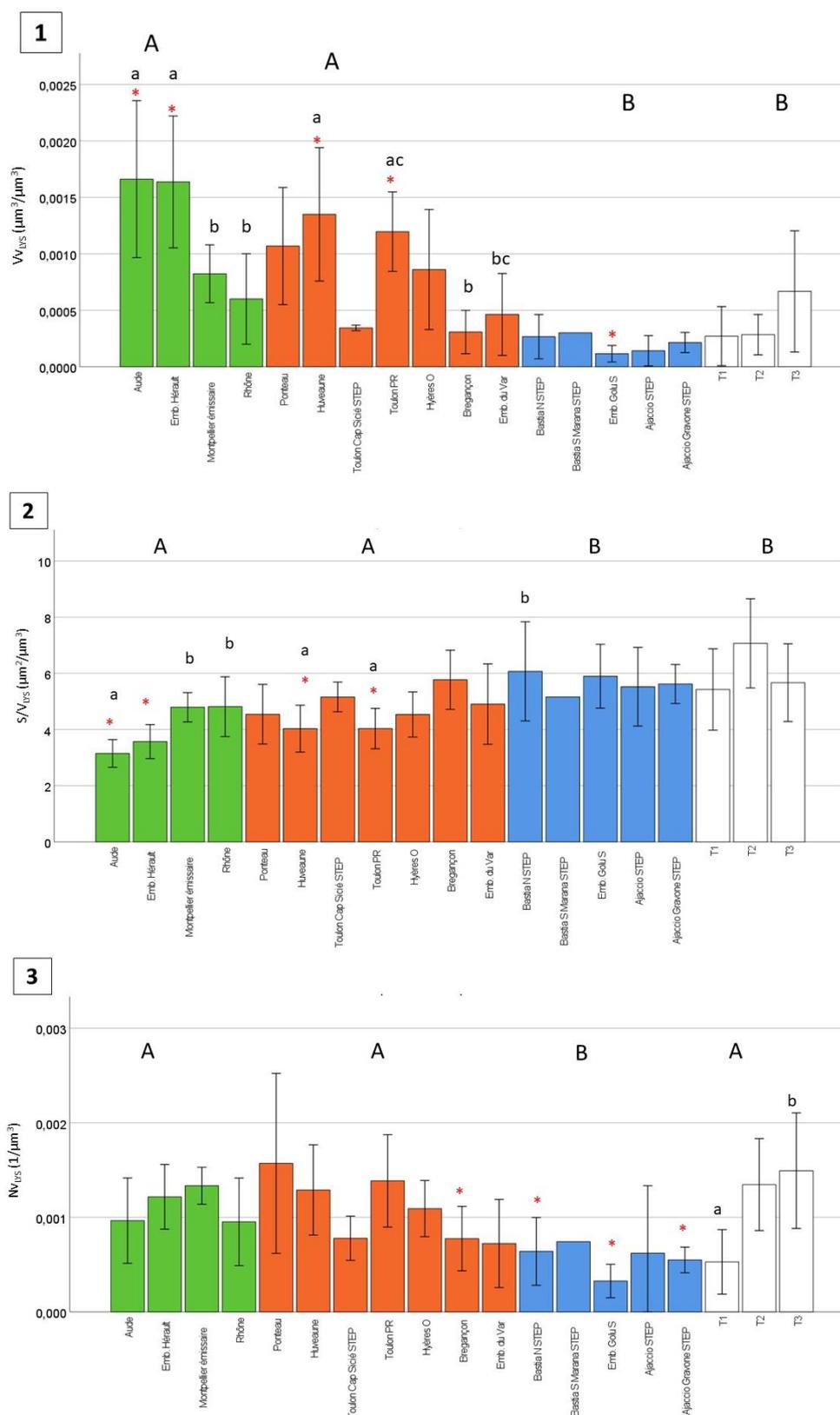
**Figure 6.** Proportions des stades de développement des gonades (en %) identifiés par analyses histologiques chez les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

### 2.2.3.2 Indications des biomarqueurs lysosomaux

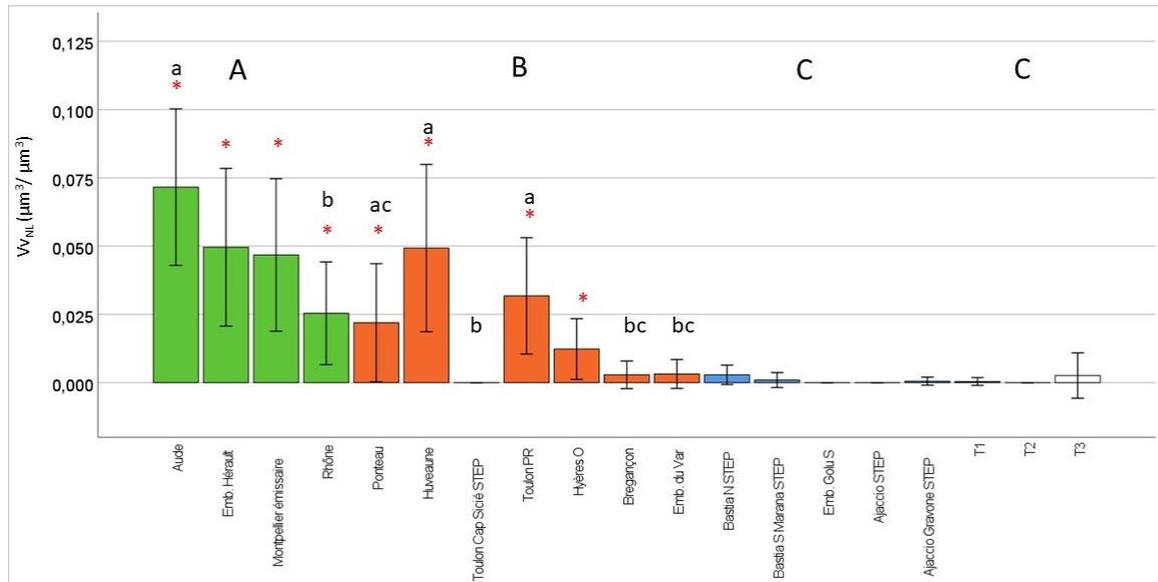
**Les biomarqueurs de stress généraux, mesurés grâce aux paramètres lysosomaux, affichent des différences évidentes entre écorégions.** Ainsi, **les moules immergées en Corse et les témoins présentent une stabilité plus grande de leur membrane lysosomale** (valeurs générales de LP plus élevées, Figure 7), ainsi que des lysosomes plus petits et moins nombreux (valeurs des  $V_{V_{LYS}}$  et  $N_{V_{LYS}}$  plus faibles, et  $S_{LYS}/V_{LYS}$  plus élevées, Figure 8) et des niveaux très faibles de  $V_{V_{NL}}$  (Figure 9). Certaines études ont déjà démontré des cas de corrélation entre des LP plus élevées et des lysosomes plus petits ( $V_{V_{LYS}}$  faibles) ([Izagirre and Marigómez 2009](#)). Ces différences sont probablement liées aux conditions trophiques des moules en Corse, dont les MG, les IC et les concentrations en chl-*a* sont plus faibles par rapport aux stations à l'ouest et à l'est du Rhône (Annexe 2). En effet, la disponibilité des aliments fait partie des facteurs environnementaux qui peuvent influencer de manière significative les biomarqueurs lysosomaux ([Izagirre et al. 2008](#)). À l'inverse, **les moules immergées à l'ouest et à l'est du Rhône montrent une plus faible stabilité de la membrane lysosomale** (LP plus faibles, Figure 7), des lysosomes plus nombreux et plus gros ( $V_{V_{LYS}}$  et  $N_{V_{LYS}}$  plus élevés,  $S_{LYS}/V_{LYS}$  plus faibles, Figure 8), et des niveaux de  $V_{V_{NL}}$  plus élevés (Figure 9). Ces résultats suggèrent donc que **les moules de ces deux écorégions sont soumises en moyenne à des conditions de stress environnemental plus fortes que celles immergées en Corse ou aux témoins.**



**Figure 7.** Stabilité de la membrane lysosomale ou test LMS (par temps de labilisation de la membrane, LP en min) mesurée dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen. Sont indiquées directement sur la figure les différences significatives ( $p < 0,05$ ) interrégions (lettres majuscules) et intrarégions (lettres minuscules), de même que les différences détectées entre chaque site et le témoin T3 (\*).



**Figure 8.** Changements dans la structure des lysosomes ou test LSC mesurés dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen : 1) densité volumétrique lysosomale  $Vv_{LYS}$ , 2) Ratio Surface/Volume  $S_{LYS}/V_{LYS}$  (ratio inversement proportionnel à la taille des lysosomes) et 3) densité numérique lysosomale  $Nv_{LYS}$ . Sont indiquées directement sur la figure les différences significatives ( $p < 0,05$ ) interrégions (lettres majuscules) et intrarégions (lettres minuscules), de même que les différences détectées entre chaque site et le témoin T3 (\*).



**Figure 9.** Accumulation de lipides neutres (densité volumétrique  $Vv_{NL}$ ) mesurée dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen. Sont indiquées directement sur la figure les différences significatives ( $p < 0,05$ ) interrégions (lettres majuscules) et intrarégions (lettres minuscules), de même que les différences détectées entre chaque site et le témoin T3 (\*).

**Les paramètres lysosomaux montrent également des différences entre sites d'une même écorégion.**

**À l'ouest du Rhône,** les individus échantillonnés aux embouchures de l'Aude et du Rhône présentent des valeurs de LP significativement plus élevées que celles situées près de l'Hérault (Figure 7). Les moules aux stations Aude et Embouchure Hérault montrent des  $Vv_{Lys}$  significativement plus élevées et des ratios  $S/V_{Lys}$  plus faibles que les moules de Montpellier émissaire et du Rhône (Figure 8). Ces différences pourraient avoir été causées par la gamétogenèse en cours dans le cas des moules de Montpellier émissaire, et l'effet des polluants dans le cas des moules du Rhône, *i.e.* niveaux modérés de  $\Sigma PCB$  et élevés de Mn, Tableau 3. Enfin, des valeurs  $Vv_{NL}$  significativement plus fortes ont été observées à l'embouchure de l'Aude par rapport au Rhône (Figure 9), ce qui pourrait être expliqué par les plus fortes valeurs de IC et MG obtenues pour les moules de l'Aude (Annexe 2) et une nouvelle fois les niveaux de contamination détectés près du Rhône. Ce résultat vient compléter l'interprétation de l'état chimique de la station Rhône : les moules semblent montrer un effet lié à une contamination chimique.

**À l'est du Rhône,** les moules proches de l'Huveaune et de Toulon PR présentent des valeurs de  $Vv_{Lys}$  et de  $Vv_{NL}$  plus élevées, cohérentes avec de plus faibles valeurs de  $S/V_{Lys}$  (Figure 8 et Figure 9). Ces résultats pourraient être liés aux concentrations mesurées à des niveaux modérés en  $\Sigma PCB$  dans le premier cas et à des niveaux élevés en mercure, HAP et PCB totaux dans le second cas. Les individus échantillonnés à Toulon Cap Sicie STEP révèlent quant à eux les valeurs  $Vv_{NL}$  les plus basses, significativement plus faibles que celles obtenues à Ponteau, Toulon PR et Huveaune (Figure 9). Les valeurs  $Vv_{NL}$  peuvent être influencées par une exposition aux métaux. Ce résultat entre donc en contradiction avec les niveaux en contaminants métalliques mesurés à cette station et mérite à ce titre d'être exploré.

**En Corse**, les moules d’Ajaccio Gravone STEP montrent des valeurs de LP significativement plus élevées que celles de Bastia S Marana STEP. Néanmoins, toutes les stations corses présentent des valeurs moyennes de 20 minutes ou plus, ce qui indique un niveau de stress des moules faible ([Marigómez et al. 2013](#)).

### 2.2.3.3 Indications des biomarqueurs histopathologiques

L’une des observations histopathologiques les plus remarquables est la quasi-omniprésence de parasites turbellariés commensaux *Urastoma cyprinae* dans les lamelles branchiales des moules immergées (à des prévalences variables allant de 8% à 33%) et leur absence dans les moules T2 (Tableau 5). Pour la plupart de ces observations parasitaires, aucune réaction de l’hôte n’a été observée. Toutefois, certaines des moules ont présenté parallèlement une infiltration hémocytaire (Tableau 5) indiquant que ces parasites pourraient avoir un effet néfaste sur l’hôte en engendrant une nécrose des tissus branchiaux par exemple ([Robledo et al. 1994](#)).

Des parasites ciliés intracellulaires (IC) situés dans les cellules digestives des moules ont également été trouvés (prévalence allant de 8% à 42%, Tableau 5). Une prévalence qui correspond aux précédents signalements faits chez les moules méditerranéennes ([Bhaby et al. 2013](#)), mais dont la variabilité relativement élevée pourrait avoir été causée par l’effet de contaminants altérant le système immunitaire des moules ([Ayhan et al. 2021](#)) ou un mauvais état nutritif (Tableau 5).

Les réponses inflammatoires telles que l’infiltration de cellules brunes dans les tissus des glandes digestives (Bcl) et l’infiltration hémocytaire (HI) sont étroitement liées et peuvent être causées par un éventail d’agents étiologiques divers tels que la pollution, le parasitisme, la famine ou la reproduction ([Garmendia et al. 2011](#); [Benito et al. 2022](#)). Les prévalences plus élevées de Bcl dans les tissus des glandes digestives des moules échantillonnées à l’est du Rhône (25-58%, Tableau 5) pourraient s’expliquer par la présence de contaminants et la présence de parasites. À l’inverse, de plus faibles prévalences de Bcl dans les sites de Corse (>0%— <25%, Tableau 5) pourraient être liées à un moins bon état nutritif, comme mentionné précédemment. La prévalence d’infiltration hémocytaire (HI) la plus élevée a été trouvée à l’embouchure de l’Hérault (42% contre 8% à 25% dans les autres cas, Tableau 5); bien que la cause ne soit pas claire, ce type de réponse doit être pris en compte comme indicatrice d’un état de santé altéré ([Pieters et al. 1980](#); [Benito et al. 2022](#)).

Les histopathologies associées au cycle de reproduction ont été trouvées principalement chez les moules témoins, *i.e.* les troubles de la gonade mâle (MDG, 25 à 42%) et l’atrésie du follicule ovarien (AF de 25% à 75%, Tableau 5), car ces groupes présentaient des gamètes mûrs ([Cuevas et al. 2015](#)). Ces pathologies sont indicatrices des processus d’autolyse et de résorption au cours de la gamétogenèse, et peuvent être induites lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables à la ponte après la maturation des gamètes ([Smolarz et al. 2017](#)). Ainsi, cela pourrait confirmer l’hypothèse qu’un changement de conditions moins optimales lors du placement des moules dans le bassin de stabulation à bord ait déclenché un processus de ponte. **Il est donc clair que la stabulation des moules à bord de l’Europe a engendré un stress significatif des organismes. Néanmoins, au regard des résultats obtenus, il est probable que la période d’immersion qui suit la campagne est suffisamment longue pour que ce stress ne biaise pas trop les comparaisons interstations.**

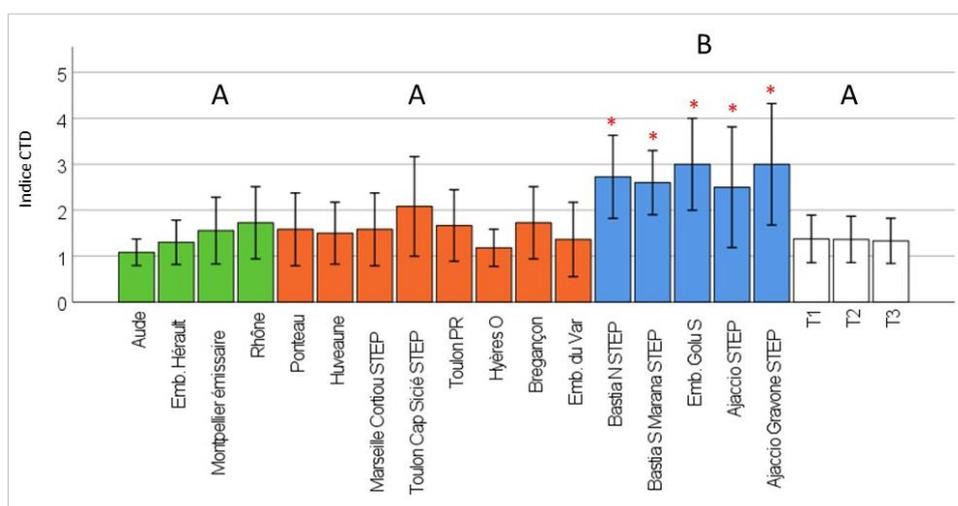
**Tableau 5.** Prévalence (en %) des lésions histopathologiques et infections parasitaires identifiées dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

Stations	Turbellarié	Ciliés intracellulaires (CI)	Infiltrations hémocytaires (HI)	Infiltrations cellules brunes (Bcl, en DG)	Infiltrations cellules brunes (Bcl, en GO)	Troubles de la gonade mâle (MGD)	Atrésie folliculaire (AF)
Aude	17	17	17	8	8	0	8
Emb. Hérault	25	17	42	25	8	8	0
Montpellier émissaire	8	8	8	17	0	0	0
Rhône	17	0	25	25	8	8	0
Ponteau	33	8	0	8	8	0	0
Huveaune	25	33	17	0	0	0	0
Marseille Cortiou STEP	8	33	8	33	17	0	8
Toulon Cap Sicié STEP	8	0	17	5	8	8	8
Toulon PR	8	17	25	33	8	0	8
Hyères O	8	0	8	25	0	0	0
Bregançon	8	17	25	25	17	0	8
Emb. du Var	8	0	8	33	8	0	8
Bastia N STEP	17	42	17	17	25	0	0
Bastia S Marana STEP	8	8	17	8	0	0	0
Emb. Golu S	25	17	25	17	17	0	0
Ajaccio STEP	17	25	0	58	25	0	0
Ajaccio Gravone STEP	17	25	0	17	33	0	0
T1	8	0	25	42	0	25	75
T2	0	8	8	58	0	50	25
T3	8	42	8	33	0	42	0

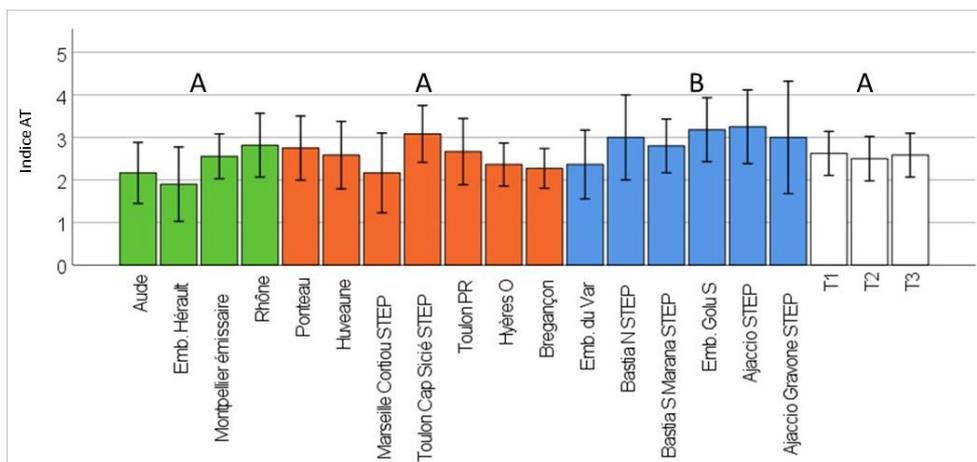
Les biomarqueurs tissulaires ne présentent quasiment que des différences interrégionales significatives. Les moules de Corse présentent des valeurs d'amincissement de l'épithélium digestif (indice CTD) et d'atrophie des glandes digestives (indice AT) les plus élevées, tandis que le reste des écorégions et les moules témoins ont présenté des valeurs plus faibles (Figure 10 et Figure 11). Des corrélations négatives entre les indices de condition trophique des moules et leurs

valeurs d'indice CTD ( $r=-0,592$  avec IC ;  $r=-0,662$  avec MG) et AT ( $r=-0,618$  avec IC ;  $r=-0,413$  avec MG) ont été mises en évidence. Cela semble indiquer que des niveaux faibles de production primaire (concentrations chl- $a$ ) et de stockage de matériel de réserve inférieurs (IC et MG, Annexe 2) pourraient provoquer un signal de stress général dans les biomarqueurs tissulaires (Benito et al. 2019). En cohérence avec ces résultats, les moules de Corse montrent les valeurs de présence de cellules adipogranuleuses (indice ADG) les plus faibles (Figure 12), à relier avec une forte corrélation positive des indices de condition trophique des moules avec les valeurs d'indice ADG ( $r=0,808$  avec IC ;  $r=0,599$  avec MG). En effet, l'indice ADG fonctionne comme un proxy des matériaux de stockage d'énergie dans le manteau (Bignell et al. 2011). On peut donc en conclure qu'en ce qui concerne les biomarqueurs au niveau tissulaire, les variables environnementales telles que la production primaire influencent les réponses au stress de manière plus importante que la présence de polluants. Par ailleurs, l'épuisement en cellules ADG chez les moules témoins pourrait avoir été causé par la phase de reproduction en cours (Moukrim et al. 2008).

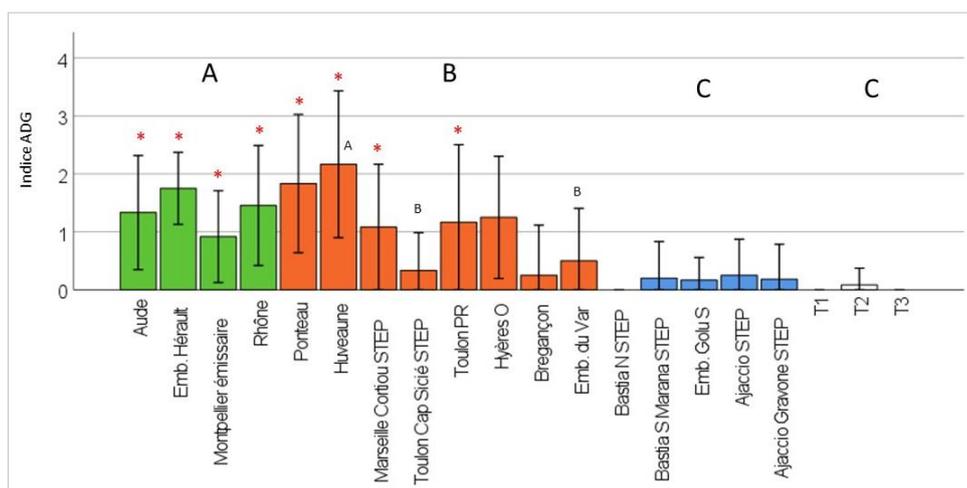
Les seules différences intrarégionales concernant les biomarqueurs tissulaires ont été trouvées chez les moules de l'est du Rhône ; celles à proximité de l'Huveaune révèlent des valeurs ADG significativement plus élevées que celles de Toulon Cap Sicié STEP et de l'embouchure du Var (Figure 12). Ces observations à l'Huveaune pourraient s'expliquer par les valeurs relativement élevées d'IC, MG et chl- $a$  (Annexe 2) à ce site, même si la concentration de PCB totaux détectée est modérée, alors que Toulon Cap Sicié STEP présente l'une des valeurs IC les plus basses de la région ainsi qu'un chl- $a$  faible et une plus grande fraction des moules en phase de reproduction. Bien que les concentrations de chl- $a$  mesurées à proximité de l'embouchure du Var soient relativement élevées, les moules immergées à ce site présentent une condition trophique moyenne (IC et MG relativement faibles (Annexe 2), ce qui pourrait résulter des niveaux modérés en As, Cr et Mn détectés.



**Figure 10.** Indice d'amincissement de l'épithélium digestif (CTD) mesuré dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen. Sont indiquées directement sur la figure les différences significatives ( $p<0,05$ ) interrégions (lettres majuscules) et intrarégions (lettres minuscules), de même que les différences détectées entre chaque site et le témoin T3 (\*).



**Figure 11.** Indice d'atrophie des glandes digestives (AT) mesuré dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen. Les lettres majuscules indiquent les différences significatives détectées entre régions ( $p < 0,05$ ).



**Figure 12.** Indice de la présence de cellules adipogranuleuses (ADG) dans les moules échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen. Sont indiquées directement sur la figure les différences significatives ( $p < 0,05$ ) interrégions (lettres majuscules) et intrarégions (lettres minuscules), de même que les différences détectées entre chaque site et le témoin T3 (\*).

### 3 Suivi de la contamination dans les sédiments

Les sédiments du fond marin sont le réceptacle d'une forte proportion de contaminants introduits dans l'océan, en particulier dans les zones calmes et pour les composés fortement hydrophobes qui adhèrent aux particules organiques ([Heim and Schwarzbauer 2013](#)). Cette matrice préserve les polluants et fournit un signal intégré qui peut être utilisé pour évaluer l'exposition aux contaminants sur des décennies ou parfois plus longtemps encore ([Bruiland et al. 1974](#); [Gearing et al. 1991](#); [Dickinson et al. 1996](#); [Heim and Schwarzbauer 2013](#)). Les suivis des niveaux et des tendances dans les sédiments est donc une partie intégrante du système de surveillance global (MED POL Phase III Programme). Cependant, les sédiments ne peuvent être utilisés pour évaluer directement la biodisponibilité des contaminants ([Lee II 1993](#)) comme c'est le cas avec les moules. Par ailleurs en zone littorale, du fait des taux de sédimentation et de mélange de la couche superficielle, on ne peut retourner sur un site donné qu'après cinq à dix ans pour pouvoir mettre en évidence une baisse ou une augmentation de la contamination. Les sédiments de surface ne permettent donc pas une évaluation de l'évolution temporelle précise de la contamination (le premier centimètre superficiel pouvant intégrer plusieurs années, qui de plus ont de grandes chances d'être « mélangées »). Les carottages (dans certaines conditions de dépôt) sont un des seuls moyens de pouvoir retracer l'historique de la contamination.

#### 3.1 Matériels et méthodes

##### 3.1.1 Protocole de prélèvement

Des sédiments ont été collectés sur 21 des stations réparties le long du littoral méditerranéen (Figure 13 et Annexe 1). Ces prélèvements ont été effectués à l'aide du petit carottier Reineck après positionnement précis du navire-support, remontés à bord, où la boîte a été extraite et transportée dans le laboratoire, hors poussière, pour prélèvement de la fraction supérieure (1 cm superficiel, [Amouroux et Claisse 2016](#)). Des sous-échantillons ont été collectés et conservés congelés à -20°C dans l'attente d'être analysés ultérieurement, *i.e.* teneur en eau, granulométrie, contaminants métalliques et organiques, bio-essai.

*NB : 5 réplicats de 0,1 m<sup>2</sup> de sédiments ont également été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen à 25 sites pour étude du benthos de substrat meuble par la STARESO (résultats non présentés).*

##### 3.1.2 Protocole d'analyse

###### 3.1.2.1 Analyses granulométriques

Environ 50 à 100 g de sédiments ont été conservés dans des tubes en polyéthylène stockés au réfrigérateur à + 4 °C jusqu'à traitement. Les sédiments ont une composition variable qui influe sur la teneur en contaminants pour une exposition donnée, notamment sa composante granulométrique. Plus la taille des grains qui composent le sédiment est faible, plus sa surface par unité de masse est grande, et donc plus sa capacité à adsorber les contaminants présents dans le milieu naturel est forte.

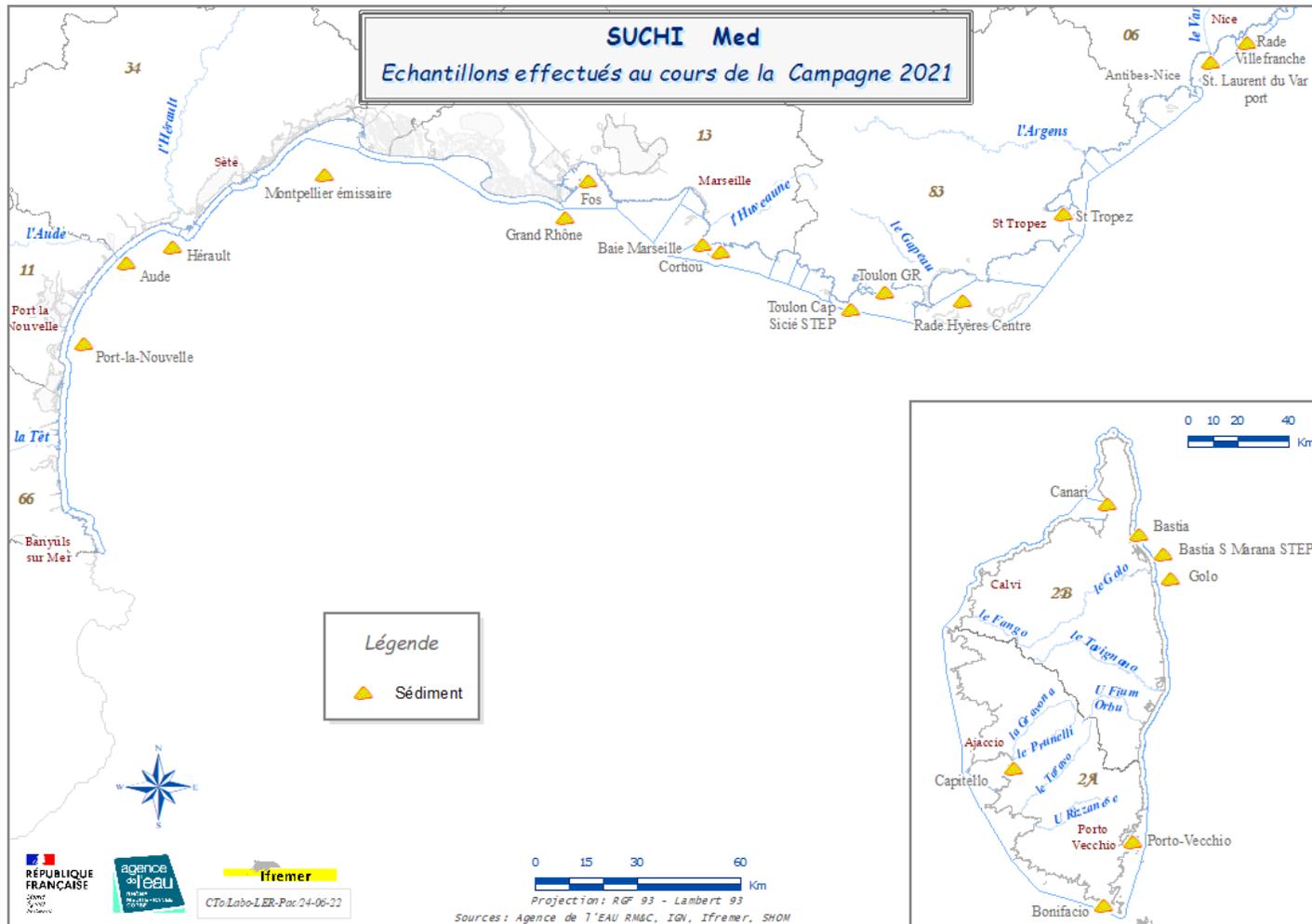


Figure 13. Stations d'échantillonnage des sédiments de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

Les analyses granulométriques ont été effectuées dès le retour de campagne par le laboratoire CARSO-LSEHL par diffraction laser en voie liquide (Mastersizer, Malvern Instruments Ltd.) suivant la méthode NF 13320-1 après séchage et tamisage des échantillons à 2 mm.

### 3.1.2.2 Analyses chimiques des contaminants

Environ 50 à 100 g de sédiments ont été conservés dans des piluliers en verre pour les contaminants organiques et en polypropylène (préalablement traités à l'acide) pour les contaminants métalliques (y compris les TCE), sous forme brute ou lyophilisée, stockés au congélateur à  $-20^{\circ}\text{C}$  jusqu'à traitement.

Les teneurs totales de 13 contaminants métalliques et métalloïdes (Annexe 3) ont été déterminées au Laboratoire Contamination chimique des Écosystèmes Marins de l'Ifremer (CEEM\_unité RBE) suivant une méthode interne qui repose sur une quantification des éléments ciblés par spectrométrie de masse couplée à un plasma induit (ICP-MS, iCAP-Qc ou iCAP-TQ — Thermo Fisher Scientific) après une étape de mise en solution des éléments par minéralisation totale en milieu acide ( $\text{HNO}_3/\text{HCl}/\text{HF}$ ) à chaud ( $130^{\circ}\text{C}$ ). Le Hg a également été quantifié à l'analyseur de mercure total à haute sensibilité— AMA-254 Altec (2014). Pour cette campagne de surveillance 2021, le suivi des contaminants dits « historiques » est renforcé par la recherche de certains contaminants métalliques non traditionnels et appartenant à la famille des TCE (Technology Critical Elements). Ce suivi s'est focalisé plus particulièrement sur les éléments du groupe des terres rares (Ce, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, La, Lu, Nd, Pr, Sm, Tb, Y, Yb) ainsi qu'à titre expérimental sur le Pt.

Les concentrations de 31 contaminants organiques (Annexe 3) ont été quantifiées au Laboratoire d'Étude des Résidus et Contaminants dans les Aliments d'ONIRIS (LABERCA, accrédité COFRAC)

### 3.1.2.3 Analyses écotoxicologiques — REMTOX

Environ 50 à 100g de sédiments ont été conservés dans des tubes en polyéthylène stockés au réfrigérateur à  $+4^{\circ}\text{C}$  jusqu'à traitement. Des bio-essais sur larves d'huîtres ont été réalisés par le laboratoire EUROFINs (méthode AFNOR XP-T-90-382, détails du protocole dans le rapport [Galgani and Baldi 2010](#)). La méthode d'analyse utilisée prend en compte l'effet total des contaminants présents, des interactions entre composés, de leurs biodisponibilités, sans considérer leur nature et leurs concentrations. Le risque environnemental mesuré correspond aux toxicités globales, maximales, lors de remises en suspension, pouvant provoquer des effets sur le recrutement ou les fonctions physiologiques des organismes marins. L'eau de référence pour la réalisation des tests a été prise au large.

## 3.1.3 Traitement des données

### 3.1.3.1 Variations spatiales des concentrations en contaminants

*Comparaison à une valeur guide* : les concentrations en contaminants dans les sédiments ont tout d'abord été comparées aux seuils réglementaires à disposition adoptés par la DCSMM et la commission MEDPOL, *i.e.* ERL, BAC ou EAC (Annexe 3). Pour se faire, les concentrations brutes en contaminants métalliques et organiques ont été normalisées par les cofacteurs aluminium (teneur de 5%) et Carbone Organique Total\_COT (teneur de 2,5%) respectivement.

*Comparaison relative* : comme pour les moules, à chaque station, les données brutes de concentrations en contaminants ont également été reliées à un paramètre suivant un modèle de régression\_ Régression LTS Robuste, *i.e.* Al, Fe, ou fraction fine pour les métaux, et COT ou fraction fine pour les organiques. À partir du modèle défini, un intervalle de prédiction à 95% (IP) a été calculé afin d'obtenir le classement de qualité de la concentration brute en contaminant mesurée (cf. 2.1.3.3. *Variations spatiales et temporelles des concentrations en contaminants*).

## 3.2 Résultats et discussion

### 3.2.1 Composition granulométrique

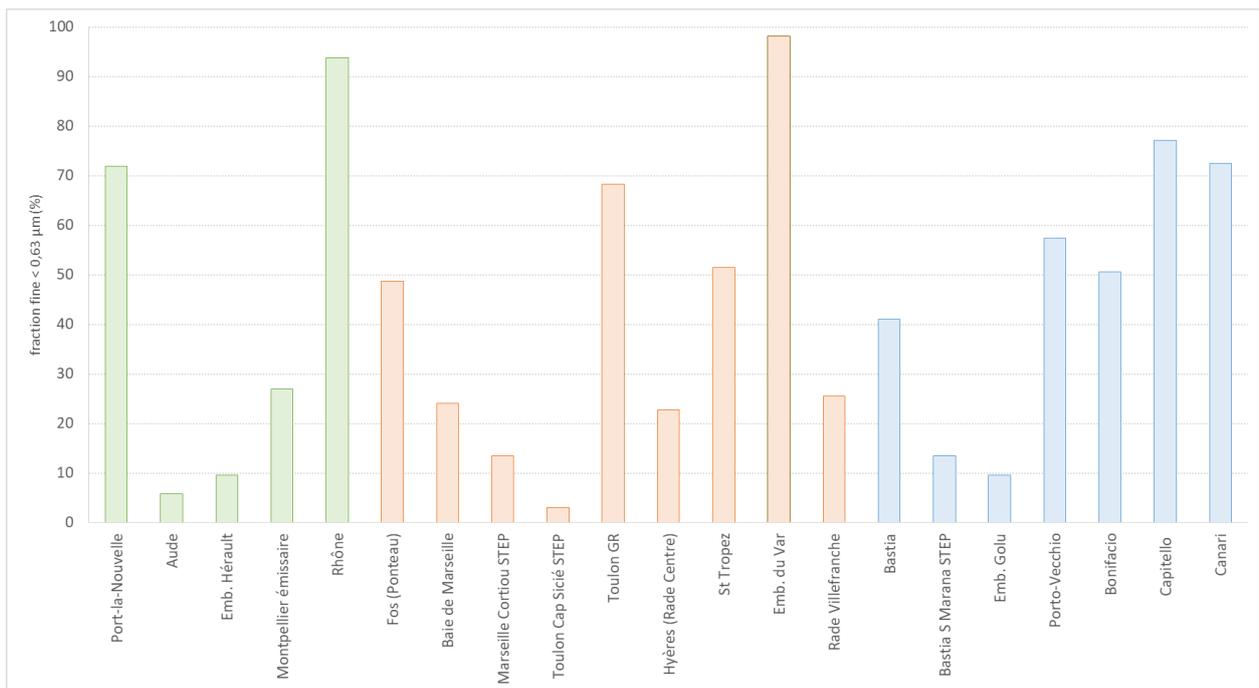
Les sédiments prélevés en 2021, composés par une fraction fine variant de 3 à 98%, peuvent être caractérisés dans une gamme allant des sables purs aux vases pures ([Ibouily 1981](#)), sans schéma de distribution géographique évident (Figure 14).

**En Occitanie**, les sédiments prélevés sont des sables purs (Aude et Hérault) à moyennement envasés (Montpellier émissaire), voire très envasés (Port-La-Nouvelle). Seule la station Aude présente un changement notable de composition par rapport à 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)) avec une diminution de la fraction fine passant de 20% à 6%.

**En PACA**, les embouchures du Rhône et du Var sont caractérisées par des vases pures. Les rades et baies (Fos, Marseille, Toulon, St Tropez, Villefranche) présentent des sédiments moyennement envasés à très envasés. Une zone plus ouverte comme la station du Cap Sicié est composée de sables purs. Par rapport à 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)), des variations notables de la proportion en fraction fine sont à noter aux stations :

- Baie de Marseille avec une fraction fine passant de moins de 10% à 24% ;
- Cortiou avec une diminution de l'envasement passant de 45% à 13% ;
- St Laurent du Var avec un changement de composition radicale marqué par une dominance de la vase (98% en 2021 contre 12% en 2016).

**En Corse**, on peut noter l'absence de vases pures. Les sédiments des stations proches des ports (Bastia, Porto-Vecchio, Bonifacio, Capitello) avec 41 à 77% de fraction fine peuvent être caractérisés comme très envasés. Au large de Bastia (Bastia Sud Marana), le sédiment est composé de sables peu envasés (14% de fraction <63 µm). Par rapport à 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)), seules les stations de Golo et de Canari DC présentent des changements notables de proportion en fraction fine. En 2021, à l'embouchure du Golo, les sédiments sont caractérisés comme des sables purs alors qu'ils étaient composés par 50% de fraction fine en 2016. La station de Canari DC se caractérise par un envasement significatif passant de 30% en 2016 à 72% en 2021.



**Figure 14.** Pourcentage en particules fines (diamètre < 63 µm) dans les sédiments collectés aux sites des trois régions (Occitania, PACA et Corse) lors de la campagne SUCHIMED 2021.

### 3.2.2 Niveaux de contamination

#### 3.2.2.1 Évaluation des composés métalliques et organiques

##### 3.2.2.1.1 Comparaison aux seuils d'interprétation DCSMM

Parmi les contaminants recherchés, la majorité d'entre eux disposent d'une valeur guide d'interprétation au titre de la DCSMM. La comparaison à ces seuils nécessite de normaliser les concentrations mesurées à 5% d'aluminium pour les métaux et à 2,5% de COT pour les contaminants organiques (Tableau 6). L'intégralité des concentrations brutes est fournie dans l'Annexe 8.

**En Occitania, les sédiments à l'embouchure de l'Aude sont marqués en HAP**, notamment en fluoranthène, benzo(a)anthracène, chrysène et phénanthrène alors que leurs concentrations étaient inférieures aux valeurs seuils en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)).

Dans une moindre mesure, le sédiment au droit de **Port La Nouvelle présente des signes de contamination en HAP** (indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène) ainsi qu'en PCB118.

On notera également des **marquages ponctuels en Cr à l'embouchure de l'Hérault** comme en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)) et **Zn au niveau de l'émissaire de la STEP de Montpellier**.

**Tableau 6.** Synthèse des concentrations en contaminants métalliques et organiques détectées dans les sédiments, pour lesquels il existe un seuil d'interprétation. Les valeurs sont normalisées à 5% d'aluminium pour les métaux et à 2,5% de COT pour les composés organiques.

Valeur seuil	Type	METAUX							HAP									PCB							
		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Naphtalène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo[a]anthracène	Chrysène	Benzo[a]pyrène	Indéno[1,2,3-c-d]pyrène	Benzo[ghi]pérylène	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
		ERL	ERL	ERL	ERL	BAC	ERL	ERL	ERL	ERL	ERL	ERL	ERL	ERL	ERL	ERL	BAC	BAC	EAC						
	Valeur	1,2	81	34	0,15	36	47	150	160	240	85	600	665	261	384	430	103	80	1,7	2,7	3	0,6	7,9	40	12
	Unité	mg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps						
Région	Station	norm Al 5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%	norm COT 2,5%											
		mg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps						
Occitanie	Port-la-Nouvelle	0,166	62,3	14,4	0,068	26,3	29,9	87,6	41,1	182	49,4	289	216	164	146	171	125	118	0,408	0,278	0,562	0,856	0,946	1,36	0,664
	Aude	0,114	45,3	5,4	<0,009	23,2	17,8	64,9	31,2	487	87,1	804	465	446	499	408	236	196	0,018	0,013	0,017	0,029	0,034	0,053	0,019
	Emb. Hérault	0,135	155	5,2	<0,012	30,8	21,6	87,9	<4,5	<2,9	0,35	3,1	1,9	1,3	1,4	1,4	1,4	1,6	0,025	0,010	0,017	0,025	0,038	0,056	0,025
	Montpellier émissaire	0,096	66,4	6,8	0,016	28,9	36,0	156	<3,5	2,3	0,48	3,3	2,1	1,4	1,8	1,4	1,6	1,8	0,040	0,022	0,041	0,053	0,077	0,105	0,055
PACA	Rhône	0,176	68,1	23,8	0,068	35,3	23,9	87,7	30,6	70,4	16,4	95,0	73,5	51,5	57,1	57,3	51,3	53,5	1,65	1,85	3,1	2,2	3,7	5,9	3,66
	Fos (Pontheau)	0,118	72,2	10,9	0,078	32,1	24,0	79,9	57,3	107	63,3	260	200	155	142	160	114	109	2,25	1,60	2,2	2,2	2,2	3,9	1,85
	Baie de Marseille	0,361	135	47,3	2,8	41,4	202	244	21,3	74,6	23,2	145	117	82,9	75,7	104	85,7	81,3	0,174	0,200	0,592	0,901	1,63	2,4	1,58
	Marseille Cortiou STEP	0,775	267	212	8,3	60,6	383	520	52,6	179	74,0	340	279	234	224	338	280	280	1,08	1,634	10,1	7,7	23,95	47,7	37,0
	Toulon Cap Sicié STEP	0,007	42,5	6,7	0,016	17,4	6,3	48,4	<29	<18,8	4,4	36,1	20,2	11,4	13,9	8,1	12,1	12,6	0,485	0,266	1,30	1,87	2,5	4,1	2,2
	Toulon GR	0,055	64,6	52,8	2,4	26,9	101	118	173	1077	289	1123	630	273	378	821	610	536	0,043	0,070	0,227	0,350	0,549	0,780	0,461
	Hyères (Rade Centre)	0,098	55,4	13,2	<0,001	19,5	50,8	79,6	<7,9	6,8	1,6	9,6	7,2	4,3	3,7	5,4	7,9	6,9	0,011	0,004	0,012	0,030	0,024	0,056	0,014
	St Tropez	0,081	52,4	33,9	0,050	19,8	31,2	112	8,4	38,7	17,6	101	67,5	39,7	52,3	73,8	52,4	53,4	0,091	0,104	0,321	0,364	0,435	0,686	0,304
	Emb. du Var	0,163	58,0	18,4	0,022	28,1	17,6	72,2	62,3	194	60,7	235	195	137	133	148	109	126	0,230	0,240	0,654	0,496	1,06	1,39	1,04
	Rade Villefranche	0,410	136	73,5	1,9	52,8	245	301	45,2	220	56,5	294	238	150	157	209	159	166	0,065	0,102	0,201	0,280	0,383	0,583	0,211
Corse	Bastia	0,081	237	24,6	0,134	137	17,0	67,9	150	544	323	1331	707	268	384	874	508	603	0,168	0,100	0,167	0,244	0,234	0,289	0,148
	Bastia S Marana STEP	0,055	122	9,7	0,055	58,6	24,6	62,6	<2	<1,3	0,50	2,0	1,8	1,1	0,91	1,4	1,8	1,6	0,003	0,001	0,002	0,007	0,006	0,012	0,005
	Emb. Golu	0,194	179	17,0	0,144	74,6	49,6	93,3	<1,9	<1,2	<0,13	0,46	<0,3	0,21	0,19	0,30	0,7	0,5	0,002	0,000	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001
	Porto-Vecchio	0,098	84,5	26,3	0,095	41,9	32,1	82,2	<1,5	1,7	0,79	3,7	2,7	1,8	1,7	2,0	2,9	2,6	0,012	0,010	0,018	0,029	0,030	0,050	0,017
	Bonifacio	0,337	53,8	165	1,3	19,2	107	165	12,6	80,1	30,8	167	143	98,7	92,3	132	109	112	0,192	0,350	0,906	1,38	1,33	1,89	0,811
	Capitello	0,046	22,0	10,4	0,057	11,0	31,4	83,1	5,2	18,8	11,5	70,3	66,3	42,9	39,7	57,2	48,3	47,8	0,048	0,029	0,103	0,136	0,318	0,426	0,311
	Canari	0,139	2569	43,5	0,058	1112	29,0	119	<4,5	5,1	1,9	10,5	9,4	5,6	5,8	7,2	11,1	9,1	0,033	0,023	0,097	0,193	0,182	0,243	0,067



**En PACA, les sédiments de la zone de l'embouchure du Rhône à Fos-sur-Mer sont caractérisés par des marquages en PCB** (notamment PCB118 et dans une moindre mesure PCB28 et 101). Au niveau des **bassins ouest du GPMM (Grand Port Maritime de Marseille)**, les concentrations en HAP (indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène) dépassent les valeurs seuils confirmant le **marquage en HAP** déjà mis en évidence en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)).

**Au niveau de Marseille, une plus large gamme de contaminants** est présente dans les sédiments à des concentrations supérieures aux valeurs guides, comme les **métaux** (Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn), les **HAP** (indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène) et les **PCB** (de 101 à 180 à Cortiou). Ces signes de contamination sont similaires à ceux mis en évidence en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)).

**Au niveau de Toulon, la grande rade présente également des marquages en métaux (Cu, Hg et Pb) et HAP** (naphtalène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène), mais pas en PCB, comme en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)). Au Cap Sicié, au droit du rejet de la station d'épuration, seul le PCB 118 présente une concentration supérieure à la valeur seuil. **La rade d'Hyères est caractérisée par un marquage en Pb** des sédiments qui n'avaient pas été détecté en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)).

**Les sédiments à l'embouchure du Var sont marqués en HAP** (indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène) alors qu'ils présentaient plutôt des signes de contamination métallique en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)).

La contamination des sédiments de la rade de Villefranche en métaux (Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) et HAP (indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène), relevée en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)) semble être confirmée par les prélèvements de 2021.

**En Corse, les sédiments présentent un marquage en Cr et Ni à quasiment toutes les stations**, exception faite de Bonifacio et Capitello.

Les **signes de contamination en HAP à Bastia**, détectés en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)) semblent se confirmer par les niveaux en phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène relevés en 2021.

**L'embouchure du Golo se caractérise par un marquage en Pb.**

Le **marquage du goulet de Bonifacio en métaux (Cu, Hg, Pb et Zn)** relevé en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)) est confirmé par les prélèvements de 2021, qui montrent en plus des concentrations en HAP (indéno(1,2,3, c-d)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène) supérieures aux valeurs seuils.

La station de **Canari au Cap Corse montre un marquage en Cu** qui n'avait pas été détecté en 2016 ([Bouchoucha et al. 2018](#)).

#### *3.2.2.1.2 Comparaison relative (normalisation graphique)*

Pour les composés ou familles de composés ne disposant pas de seuils d'interprétation, il est proposé une évaluation relative entre les stations (similaire à l'approche RINBIO pour les moules) à travers une normalisation graphique des données, qui permet de classer les concentrations mesurées en 5 classes (Tableau 7). Cela concerne :

- les métaux : Ag, Co, Fe, Mn, V ;
- la somme des 16 HAP pour prendre en compte les 6 composés sans valeur guide ;
- la somme des 7 PCB non-dioxin like pour avoir une vision plus synthétique pour ce type de composés.

**Tableau 7.** Synthèse de la classification par normalisation graphique des contaminants ne disposant pas de valeurs guides.

		Ag	Co	Fe	Mn	V	ΣHAP	ΣPCB
Station		mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps
Occitanie	Port-la-Nouvelle	0,102	6,60	1,9	405	70,1	667	1,52
	Aude	0,035	5,28	1,5	472	46,9	5083	0,173
	Emb. Hérault	0,045	7,24	2,2	723	69,2	23	0,191
	Montpellier émissaire	0,025	12,6	2,7	535	82,7	36	0,547
PACA	Rhône	0,186	11,6	2,8	845	96,1	360	10,3
	Fos (Ponteau)	0,072	5,85	1,9	485	54,5	398	3,36
	Baie de Marseille	0,470	2,05	0,9	182	31,6	1136	7,39
	Marseille Cortiou STEP	0,667	1,07	0	88	17,8	2852	117
	Toulon Cap Sicié STEP	0,038	7,32	3,7	756	107,6	29	1,74
	Toulon GR	0,120	5,36	1,7	213	66,6	13838	4,0
	Hyères (Rade Centre)	0,038	2,21	0,9	156	42,5	44	0,071
	St Tropez	0,269	11,2	3,6	364	104,1	934	2,80
	Emb. du Var	0,103	7,24	2,1	364	72,6	476	1,29
Rade Villefranche	0,045	2,73	0,8	187	29,8	2434	1,79	
Corse	Bastia	0,110	14,2	3,1	488	107	14957	2,30
	Bastia S Marana STEP	0,020	3,91	1,0	197	40,1	42	0,075
	Emb. Golu	0,017	3,19	0,8	212	35,8	17	0,024
	Porto-Vecchio	0,169	4,35	1,6	241	61,8	93	0,481
	Bonifacio	0,203	1,12	1	87	22,2	1915	8,53
	Capitello	0,107	6,47	2,8	438	59,3	644	1,58
	Canari	0,074	39,7	3,6	532	90	94	0,696
Normalisation graphique par		Fraction <63 µm	Al	Al	Al	Al	Fraction <63 µm	Fraction <63 µm

Légende des niveaux :

base	faibles	modérés	élevés	très élevés
------	---------	---------	--------	-------------

Ainsi, **l'embouchure de l'Hérault**, qui présente une valeur de Cr supérieure à la référence, **présente également une concentration en Mn** supérieure au niveau de base, **qualifiée comme faible**.

Les sédiments à proximité de **l'émissaire de la STEP de Montpellier** se caractérisent en plus d'un marquage par le Zn, de **concentrations en Co, Fe et V** supérieures au niveau de base, **qualifiées de faibles**.

**L'argent** contribue à la contamination multimétallique des sédiments prélevés à Marseille et dans le goulet de Bonifacio avec niveaux évalués comme **très élevés (baie de Marseille et Cortiou) et faibles (Bonifacio POSIDO)**.

**À Saint-Tropez**, le sédiment se caractérise par un **marquage en Ag à un niveau modéré** alors qu'il ne présente pas de signes de contamination métallique au regard des seuils par ailleurs.

**À Bastia**, la **concentration en Co** mesurée dans le sédiment est supérieure au niveau de base, avec une valeur **qualifiée de faible**, qui vient s'ajouter au marquage en Cr et Ni déjà relevé.

À **Canari**, le sédiment déjà marqué par le Cr, Cu et Ni présente une **concentration élevée en Co, un niveau modéré en Fe et une valeur faible de V.**

La normalisation graphique de la  $\Sigma$ HAP vient **confirmer les signes de contamination relevés à l’embouchure de l’Aude, Toulon Grande Rade, Bastia avec des niveaux très élevés, à Cortiou avec une concentration élevée, dans la rade de Villefranche à un niveau modéré et dans une moindre mesure dans le goulet de Bonifacio à travers une concentration qualifiée de faible.**

La  $\Sigma$ PCB normalisée par la fraction fine (<63  $\mu$ m) **confirme les marquages détectés à Cortiou où la concentration mesurée peut être qualifiée de très élevée, à l’embouchure du Rhône avec un niveau élevé et dans la Baie de Marseille et le goulet de Bonifacio avec des concentrations classées comme modérées.**

### 3.2.2.2 Évaluation des TCE

Les TCE (Technology Critical Elements ou éléments technologiques critiques) constituent une classe de contaminants émergents qui regroupent plusieurs familles d’éléments tels que ceux du groupe des terres rares (ETR : Ce, Dy, Er, eu, Gd, ho, la, Lu, Nd, Pr, Sm, Tb, Y, Yb), ceux du groupe du platine (EPG : Ir, Os, Pd, Pt, Rh, Ru), ou encore des métaux et métalloïdes dits « non traditionnels » (Nb, ta, Ga, In, Ge, te, Tl et te). Ils sont considérés comme critiques en raison de leurs utilisations croissantes dans l’industrie ; et en raison de leur faible disponibilité mondiale ([Nassar et al. 2015](#)). Le comportement biogéochimique des TCE ainsi que leurs impacts sur les écosystèmes sont encore mal connus. Nous assistons à un intérêt tout particulier pour certains ETR ou EPG en raison de leur utilisation grandissante dans les secteurs des nouvelles technologies. Grâce à leurs propriétés physico-chimiques, ils sont utilisés dans divers secteurs technologiques de pointe tels que l’électronique/télécommunication (*e.g.* écran, batterie, composant), l’industrie pharmaceutique (*e.g.* agents de contraste, adjuvants), la chimie (*e.g.* catalyseurs, pigments), les énergies renouvelables (*e.g.* aimants permanents, anodes sacrificielles, batteries) ou encore le transport automobile et aéronautique (*e.g.* alliages, moteurs électriques, batteries).

Ils sont naturellement présents dans la croûte terrestre et dans l’environnement, mais à l’état de traces. Leurs teneurs dans l’environnement sont généralement comprises entre quelques  $\text{pg.g}^{-1}$  et  $\text{ng.g}^{-1}$  dans les échantillons solides (géologiques ou biotes) et ne dépassent pas quelques dizaines de  $\text{ng.L}^{-1}$  dans les eaux de surface pour les plus abondants ([Mulholand et al. 2011](#)). Des travaux récents ont cependant mis en évidence la perturbation des cycles biogéochimiques naturels de ces éléments par les activités anthropiques ([Nuss et al. 2018](#); [Dang et al. 2021](#)) Toutefois, peu d’information est encore disponible sur les niveaux environnementaux en zones côtières et leur évolution temporelle ([Romero-Freire et al. 2019](#)). Ce manque d’information est principalement lié au défi analytique que constitue l’analyse de ces composés présents pour certains (ex. PGE) à l’état de trace et d’ultra-traces dans des matrices environnementales. Nous avons ainsi proposé d’aborder cette problématique à titre expérimentale par la recherche des terres rares et du Pt dans les échantillons collectés au cours de la campagne SUCHIMED 2021. Les résultats obtenus permettent de dresser un premier diagnostic de la contamination de la zone côtière à partir des 21 échantillons de sédiments de surface prélevés au cours de la campagne. Les Tableau 8 et Tableau 9 présentent respectivement les principales caractéristiques des échantillons analysés et les résultats des analyses.

Tableau 8. Caractéristiques des 21 échantillons de sédiments prélevés lors de la campagne SUCHIMED 2021.

	STATIONS	Code station	Longitude (DD)	Latitude (DD)	Date	Profondeur (m)	Al (%)	COP g(C)/kg	DV50 (µm)
OCCITANIE	Port-la-Nouvelle	PLN	3,10456	42,99462	26/03/2021	33	3,97	9	40
	Aude	AUD	3,25427	43,20509	27/03/2021	12,9	3,48	28	40
	Emb. Hérault	HER	3,41968	43,24566	27/03/2021	16,2	3,05	28	118
	Montpellier émissaire	MON	3,96929	43,42934	29/03/2021	31,5	2,71	40	205
PACA	Rhône	GRH	4,83295	43,30766	30/03/2021	40	5,41	13	167
	Fos (Ponateau)	FOS	4,91906	43,40118	25/03/2021	12,0	3,33	6	68
	Baie de Marseille	BDM	5,32257	43,22838	24/03/2021	46,5	0,73	28	168
	Marseille Cortiou STEP	COR	5,38747	43,20598	23/03/2021	32	0,55	24	319
	Toulon Cap Sicié STEP	TCS	5,84822	43,04708	31/03/2021	15,0	7,95	4	224
	Toulon GR	TGR	5,96982	43,08670	21/03/2021	39	3,74	47	33
	Hyères (Rade Centre)	HRC	6,24752	43,05658	20/03/2021	35,8	1,82	15	227
	St Tropez	STR	6,62278	43,27174	18/03/2021	19	6,89	36	64
	Emb. du Var	SLV	7,17861	43,64920	17/03/2021	37,5	4,46	7	10
	Rade Villefranche	VIL	7,31106	43,69293	17/03/2021	34,5	0,57	29	195
CORSE	Bastia	BAS	9,45848	42,68619	07/04/2021	35,0	5,11	52	87
	Bastia S Marana STEP	BSM	9,57001	42,61001	07/04/2021	45,0	1,96	64	349
	Emb. Golu	GOL	9,59481	42,52307	06/04/2021	41	0,85	76	535
	Porto-Vecchio	POR	9,31562	41,60856	05/04/2021	10	3,36	88	51
	Bonifacio	BON	9,15330	41,38969	05/04/2021	22,5	1,89	39	65
	Capitello	CAP	8,77785	41,89607	04/04/2021	87	6,06	32	30
	Canari	CAN	9,31682	42,80265	01/04/2021	115	2,34	27	28

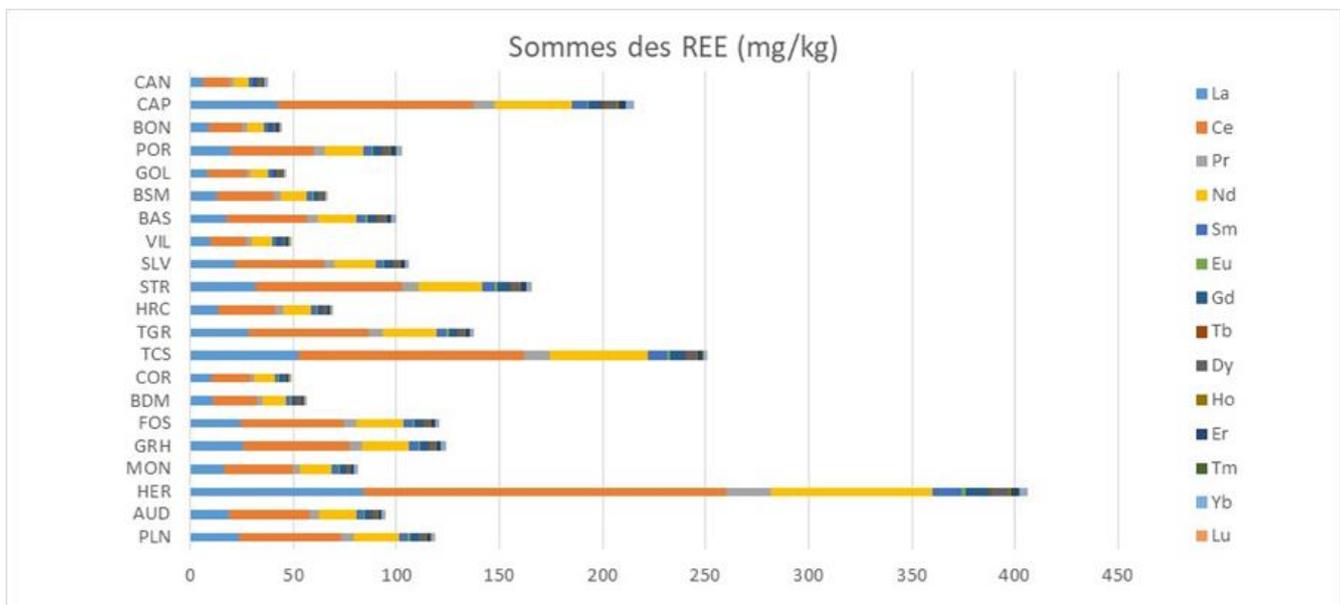
Tableau 9. Concentrations en terres rares (mg/kg) et en Pt (µg/kg) dans les 21 échantillons de sédiments prélevés lors de la campagne SUCHIMED 2021.

		(mg/kg)														(ng/g)
		LREE							HREE							
		La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
OCCITANIE	PLN	24	49	5,8	22	4,4	0,85	3,9	0,53	3,1	0,60	1,7	0,24	1,6	0,24	14,1
	AUD	19	39	4,7	18	3,6	0,76	3,2	0,43	2,5	0,46	1,3	0,18	1,1	0,16	3,3
	HER	84	177	21	78	14	1,9	11	1,43	7,6	1,36	3,6	0,51	3,2	0,47	25,9
	MON	16	33	3,9	15	3,1	0,67	2,8	0,38	2,2	0,41	1,1	0,15	0,93	0,14	0,2
PACA	GRH	26	51	6,1	23	4,5	0,89	3,9	0,54	3,2	0,61	1,7	0,25	1,6	0,24	7,5
	FOS	24	50	6,0	23	4,6	0,83	4,0	0,54	3,1	0,57	1,6	0,22	1,4	0,22	10,1
	BDM	11	21	2,8	11	2,3	0,49	2,3	0,31	1,8	0,34	0,90	0,12	0,73	0,11	0,3
	COR	10	19	2,4	10	1,9	0,38	1,7	0,23	1,4	0,27	0,7	0,10	0,60	0,09	<LD
	TCS	52	109	13	48	9,1	1,7	7,0	0,86	4,5	0,82	2,2	0,31	1,9	0,29	8,6
	TGR	28	58	6,9	26	5,0	0,94	4,2	0,55	3,1	0,58	1,6	0,23	1,5	0,22	13,2
	HRC	14	28	3,5	14	2,7	0,56	2,4	0,32	1,8	0,33	0,9	0,12	0,74	0,11	2,9
	STR	32	70	8,1	31	6,4	1,1	5,6	0,77	4,3	0,80	2,2	0,31	2,0	0,30	18,7
	SLV	22	43	5,2	20	3,9	0,74	3,6	0,51	3,1	0,61	1,7	0,25	1,6	0,23	6,6
	VIL	10	18	2,4	10	2,1	0,44	2,2	0,30	1,7	0,34	0,90	0,12	0,70	0,10	1,3
CORSE	BAS	18	39	4,8	19	4,2	1,0	4,3	0,63	3,9	0,75	2,0	0,28	1,6	0,23	< LD
	BSM	13	27	3,3	13	2,5	0,53	2,3	0,31	1,8	0,33	0,87	0,12	0,71	0,10	< LD
	GOL	8,6	18	2,2	8,8	1,9	0,39	1,9	0,27	1,6	0,32	0,85	0,12	0,70	0,10	< LD
	POR	20	40	5,0	19	4,1	0,58	3,9	0,59	3,7	0,72	2,1	0,31	2,0	0,31	7,1
	BON	9,2	16	2,2	8,4	1,8	0,34	1,8	0,26	1,6	0,33	0,94	0,14	0,89	0,14	2,7
	CAP	42	95	10	37	7,4	1,0	6,6	0,95	5,7	1,12	3,2	0,48	3,1	0,48	17,0
	CAN	6,4	13	1,8	7,2	1,7	0,43	1,8	0,28	1,8	0,37	1,0	0,15	0,92	0,13	2,7

### 3.2.2.2.1 Les terres rares

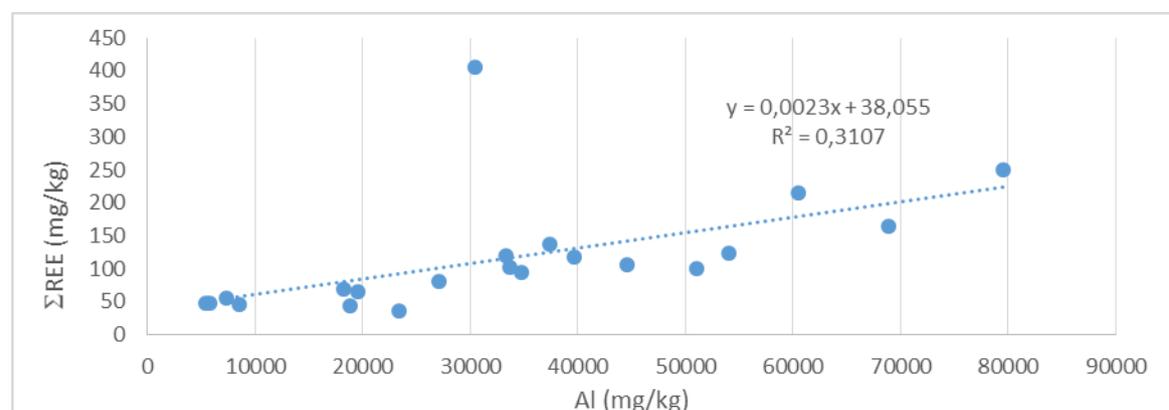
Les éléments du groupe des terres rares (ETR) comprennent 14 éléments chimiques aux propriétés voisines qui font partie du groupe des lanthanides. Leur configuration électronique similaire (remplissage de la sous-couche « 4f ») leur confère des propriétés physico-chimiques analogues. Ils sont majoritairement trivalents (III), à l'exception de Ce et Eu qui possèdent respectivement des états d'oxydation tétra [Ce(IV)] et divalent [Eu(II)]. Ils présentent tous un rayon ionique qui diminue en fonction de l'augmentation de leur nombre atomique (contraction des Lanthanides, de La à Lu). Ils sont en général décomposés en deux groupes dits « légers » ou LREE (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu et Gd) et « lourds » ou HREE (Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb et Lu) selon la nomenclature de l'IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). D'autres classifications introduisent un groupe supplémentaire avec les terres rares intermédiaires (MREE) composé de Sm, Eu et Gd. Ils présentent une faible solubilité et précipitent facilement ou forment des complexes avec les hydroxydes, les carbonates, fluorures, les phosphates ou encore les produits de dégradations de la matière organique (Arienzo et al. 2022). Les LREE ont cependant une plus grande affinité pour les particules, contrairement aux HREE qui ont quant à eux plutôt tendance à former des complexes avec des ligands dissous au sein de la colonne d'eau.

Les REE sont largement distribuées dans la couche terrestre et présentent une concentration moyenne ( $\Sigma$ REE) d'environ 170 mg/kg (150-220 mg/kg en fonction de la nature du fond géochimique). Les éléments les plus légers sont les plus abondants et représentent près de 80% des REE. Les deux éléments les plus abondants sont le Ce et La (respectivement 60 et 30 mg/kg en moyenne) et les deux plus rares sont le Tm et Lu (< 1 mg/kg). Dans l'ensemble l'examen des teneurs et des distributions en REE mesurées à partir des échantillons collectés lors de la campagne SUCHIMED est cohérent avec ces principes généraux de distribution (Figure 15).



**Figure 15.** Concentrations en REE (somme REE en mg/kg) mesurées dans les échantillons collectés lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

On remarque cependant que les échantillons Capitello (CAP), Toulon Cap-Sicié (TCS) et Hérault (HER) présentent des niveaux largement supérieurs aux valeurs moyennes rapportées pour la croûte terrestre (valeurs brutes sans normalisation, ni pondération) ; contrairement aux stations Canari (CAN), Bonifacio (BON), Golo (GOL), Bastia sud (BAS), Cortiou (COR) et Baie de Marseille (BDM) pour lesquelles des valeurs inférieures à la moyenne de la croûte terrestre sont observées. La représentation des teneurs globales en REE en fonction de la teneur en aluminium total montre une corrélation positive suggérant une influence prépondérante des particules riches en aluminosilicate. En général, les teneurs en REE dans les sédiments d'origine terrigènes augmentent lorsque l'on passe des sables, vers les limons aux argiles ([Tranchida et al. 2011](#)). Seul l'échantillon prélevé au niveau de la station HER présente une concentration en REE qui ne peut être corrélée à la teneur en Al mesurée dans l'échantillon (Figure 16). Cette teneur en REE est également largement supérieure à celles rapportées pour les particules des cours d'eau de la Région ([Roussiez et al. 2013](#)).



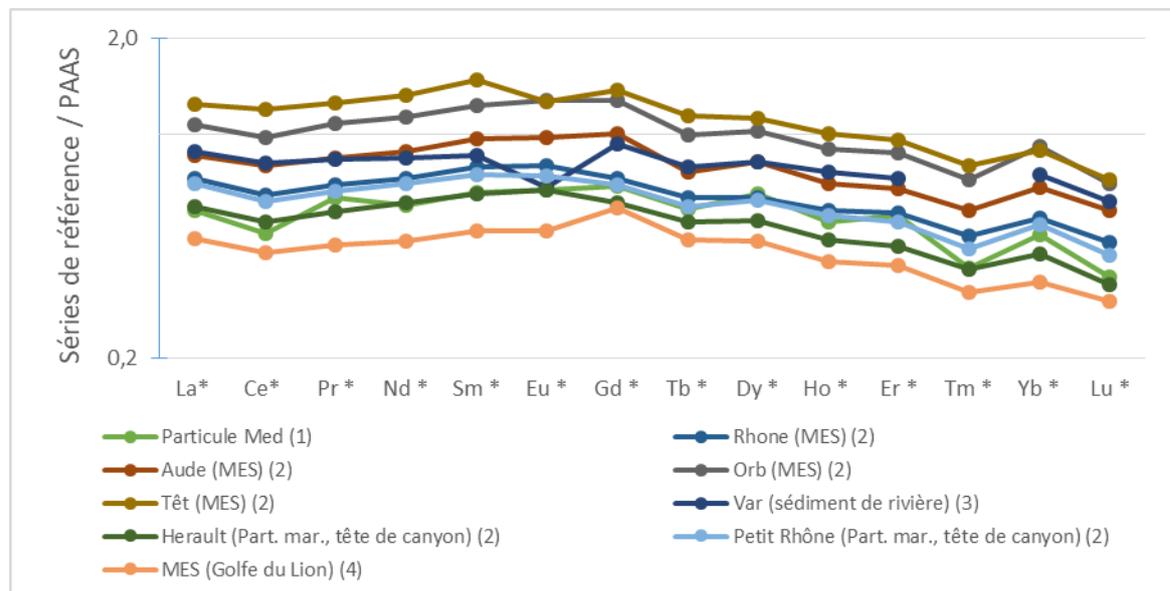
**Figure 16.** Influence de la concentration en Al sur la concentration totale en REE.

Comme évoqué précédemment, la problématique de la contamination des écosystèmes naturels par les TCE et tout particulièrement celles des écosystèmes marins est très récente. Très peu de connaissances sont disponibles concernant leur biodisponibilité, leur bioaccumulation et leur toxicité. Ce manque de connaissances peut en partie expliquer l'absence de réglementation contrôlant leur usage et leurs rejets dans l'environnement. Seuls quelques usages particuliers comme ceux liés aux activités minières font l'objet de normes ([Arienzo et al. 2022](#)). Il est donc extrêmement difficile de confronter les concentrations rapportées à des valeurs seuils ou guide comme pour les autres contaminants métalliques classiquement recherchés dans les sédiments.

La représentation graphique de la composition en terres rares d'un échantillon prend la forme d'une courbe en dents de scie ; car l'abondance naturelle des éléments de numéro atomique « pair » est systématiquement supérieure à celles des éléments de numéro atomique impair qui l'encadrent (effet d'Oddo-Harkins). Afin de faciliter l'interprétation des résultats et comparer des échantillons différents, on normalise les concentrations mesurées par rapport à un « échantillon de référence ». Cette approche est mise en œuvre depuis de nombreuses années afin d'étudier le comportement et la distribution des terres rares le long du continuum terre-mer. Plusieurs auteurs ont également proposé l'utilisation des séries normalisées afin d'identifier ou mettre en évidence l'influence d'une contribution anthropique sur la signature en terre rares. Les travaux

conduits récemment par [Trifuoggi et al. \(2018\)](#) ou encore [Consani and Cutroneo \(2021\)](#) sur des sédiments marins en Méditerranée, illustrent ce type d'approche. Différentes signatures de référence peuvent être utilisées pour la normalisation (en général des chondrites ou des « Shales »). Dans le cadre de cette étude, nous utiliserons la référence « PASS » (Post-Archean Australian Shale) en raison de sa très large utilisation dans la littérature ([Consani and Cutroneo 2021](#)), ce qui permet une comparaison plus facile avec des données issues d'autres études. D'une manière générale, et en l'absence d'apports ou de perturbations extérieures, les terres rares légères (LREE) ont une tendance à s'adsorber sur les particules solides, alors que les éléments intermédiaires et lourds (HREE) ont plutôt tendance à rester en solution. Ainsi lorsque les profils des terres rares sont normalisés, les courbes de distribution sont lissées et suivant la tendance générale de la série utilisée pour la normalisation. Les profils présentent souvent un enrichissement relatif en LREE par rapport aux MREE et HREE, reflété par des rapports La/Yb (rapport REE le plus léger/ REE le plus lourd) supérieurs à 1. Ce type de profil est en général caractéristique de sédiments d'origine terrestre et peuvent également présenter de faibles anomalies en Ce et Eu ([Hu et al. 2019](#)).

La Figure 17 regroupe plusieurs signatures de matières en suspension ou de sédiments marins de surface issues de la littérature scientifique. Elles peuvent être utilisées pour interpréter les signatures mesurées au cours de cette étude. Notons que peu de signatures de référence sont disponibles pour les sites situés en Corse.



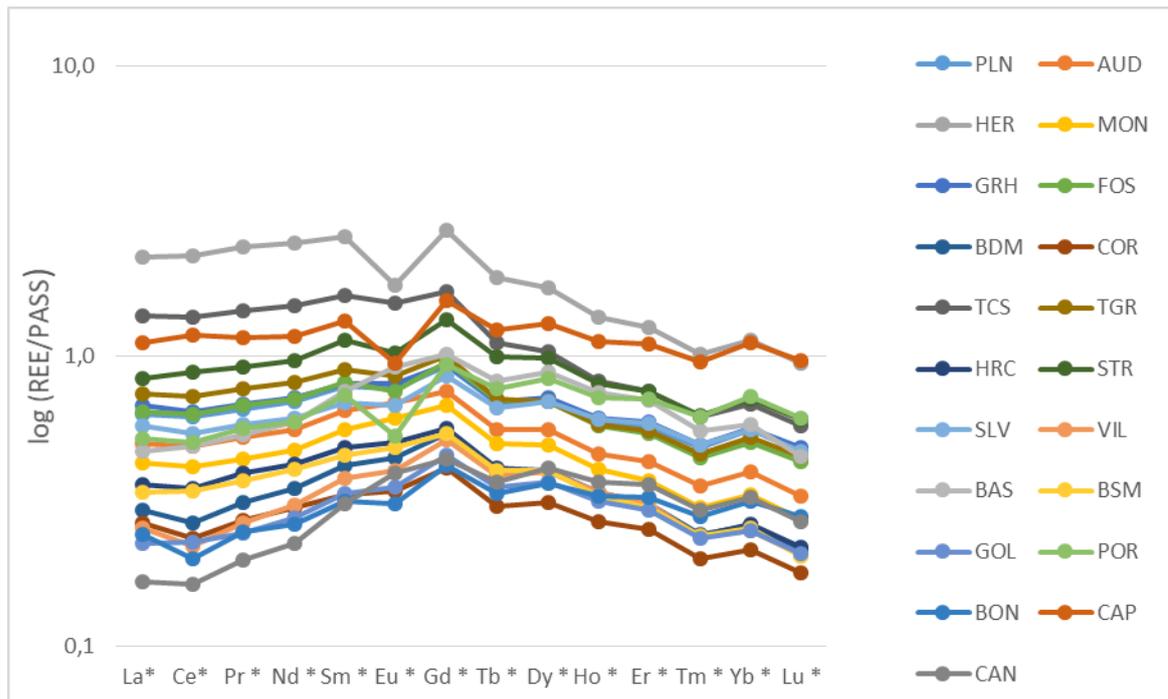
**Figure 17.** Signature de matières en suspension et de sédiments pouvant être utilisés pour l'interprétation de séries SUCHIMED 21 d'après (1) [Strady et al. 2015](#), (2) [Roussiez et al. 2013](#), (3) [Bayon et al. 2015](#) et (4) [Garcia-Solsona et al. 2020](#).

Plusieurs indicateurs seront calculés pour l'exploitation des séries des terres rares, comme les indicateurs permettant d'évaluer les enrichissements ou les appauvrissements pour un groupe de terres rares comme les rapports  $(La/Yb)_N$ ,  $(Sm/Yb)_N$  et  $(Sm/La)_N$  qui permettent de décrire respectivement les abondances relatives LREE/HREE, MREE/HREE et MREE/LREE. D'autres

indicateurs permettent d'évaluer la présence d'anomalie pour un élément spécifique (ex. Ce/Ce\*, Eu/Eu\* ou Gd/Gd). Ces derniers sont calculés à partir de la concentration normalisée pour une terre rare donnée par rapport à la valeur théorique de cet élément obtenue par interpolation à partir des concentrations de ses éléments voisins comme si cet élément ne présentait aucune anomalie. Les enrichissements et les anomalies peuvent être utilisés pour discriminer plusieurs sources de terres rares ou mettre en avant des apports anthropiques.

On peut noter que la plupart des signatures présentées sur la Figure 17 présentent des profils relativement similaires. Elles se caractérisent par un profil relativement plat pour les éléments les plus légers (de La à Gd) avec un appauvrissement plus ou moins marqué pour les éléments les plus lourds, les plus « solubles » (*i.e.*  $(La/Yb)_N > 1$  et  $(Sm/La)_N$  proche de 1). Les signatures des particules du Têt et du Var proposées par [Roussiez et al. \(2013\)](#) se caractérisent également par une anomalie négative de l'euporium ( $Eu/Eu^* = 0,8$ ). La signature des particules marines (Part. Med) présente également une anomalie du cérium négative ( $Ce/Ce^* = 0,8$ ) ([Roussiez et al. 2013](#)). Quelques signatures présentent des anomalies en gadolinium positives ( $Gd/Gd^*$ ) comme les particules du Golfe du Lion. Cependant ces dernières restent relativement modérées ( $Gd/Gd^* < 1,3$ ). Rappelons également que des anomalies positives de l'ordre de 1,1 à 1,2 sont habituellement rapportées pour Gd pour l'eau de mer en Méditerranée ([Garcia-Solsona et al. 2020](#)).

L'examen des séries normalisées obtenues montre que certains profils sont comparables à ceux présentés précédemment et utilisés comme modèles (Figure 18). PLN, HER, GRH, FOS, TGR, STR, SLV et CAP présentent des profils relativement « plats » au niveau des éléments légers et un léger enrichissement des LREE par rapport aux HREE (cf. infra). En règle générale, les profils de ce type (tendance plate associée à un léger enrichissement des formes les plus légères) suggèrent une origine terrigène des REE (apport du bassin versant). AUD, MON, BDM, COR, RHC, BAS, BSM et GOL présentent quant à eux des profils convexes présentant un enrichissement en MREE (de Sm à Dy). TCS, HER et CAN présentent des profils en escalier avec pour TCS et HER un très fort enrichissement des formes légères par rapport aux éléments les plus lourds, contrairement à CAN qui présente un enrichissement fort pour les éléments les plus lourds (cf. infra). On constate également que les stations Hérault (HER), Toulon Cap Sicié (TCS) et Capitello (CAP) présentent des enrichissements généralisés en REE par rapport à la référence PASS (rapports REE/PASS supérieurs à 1 pour l'ensemble des éléments). Une 4<sup>ème</sup> station Saint-Tropez (STR) présente des rapports supérieurs à 1 pour quelques éléments (Sm et Gd). On remarquera que globalement des anomalies positives sont détectées pour Gd pour l'ensemble des séries ( $1,2 < Gd/Gd^* < 1,5$ ). Une valeur de 1,5 est atteinte pour HER en Occitanie, de 1,4 pour POR et CAP en Corse. Les autres stations présentent toutes des valeurs comprises entre 1,2 et 1,3.



**Figure 18.** Séries des REE normalisées au PASS pour les sédiments échantillonnés lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

Les facteurs d'enrichissement  $(La/Yb)_N$  (éléments légers/lourds),  $(Sm/La)_N$  (intermédiaires/léger) et  $(Sm/Yb)_N$  (intermédiaires/lourd) calculés à partir des séries normalisées confortent les observations découlant de l'examen visuel des séries (Tableau 10). Ils permettent d'identifier plusieurs groupes de signatures. Les stations situées en Corse, à l'exception de Bastia S Marana (BSM) et Capitello (CAP), présentent systématiquement des rapports  $(La/Yb)_N$  inférieurs à 1. Le ratio le plus faible  $(La/Yb)_N = 0,5$  est obtenu pour le site de Canari (CAN). Les autres stations situées en PACA et en Occitanie présentent quant à elles des valeurs  $(La/Yb)_N$  supérieures à 1. Une valeur maximale de 2 est obtenue pour la station de TCS. Certaines stations comme Canari (CAN), Porticcio (POR), Golo (GOL), Bastia (BAS), Villefranche sur Mer (VIL) et Baie de Marseille (BDM) se caractérisent également par des enrichissements en REE intermédiaires (MREE : de Sm à Dy) relativement marqués ( $(Sm/La)_N > 1$ ). Enfin, toutes les stations présentent des facteurs d'enrichissement  $(Sm/Yb)_N$  supérieurs à 1 à l'exception des stations CAN et Bonifacio (BON). Notons que les sites HER et TCS présentent des valeurs supérieures à 2 traduisant un fort enrichissement des MREE par rapport au HREE

Des enrichissements en MREE ( $(Sm/La)_N$  et  $(Sm/Yb)_N > 1$ ) peuvent être considérés comme la marque d'un apport en REE (Delgado et al. 2012). Cependant un piégeage préférentiel des terres rares présentes dans la colonne d'eau pendant l'exposition à l'eau de mer peut également conduire à un profil de formes convexe (Consani and Cutroneo 2021).

**Tableau 10.** Indicateurs d'enrichissement et d'anomalie calculés pour les séries de REE

		$\Sigma_{REE}$ mg/kg	$\Sigma_{REE/Al}$ ( $\times 10^7$ )	$\Sigma_{LREE}$ mg/kg	$\Sigma_{HREE}$ mg/kg	$(La/Yb)_N$	$(Sm/La)_N$	$(Sm/Yb)_N$	La/La*	Ce/Ce*	Eu/Eu*	Gd/Gd*
<b>OCCITANIE</b>	PLN	118	3,0	110	8	1,1	1,2	1,4	1,1	1,0	0,9	1,3
	AUD	94	2,7	88	6	1,2	1,3	1,6	1,1	1,0	1,0	1,2
	HER	406	13,3	388	18	1,9	1,2	2,3	1,0	1,0	0,7	1,5
	MON	81	3,0	75	5	1,3	1,3	1,7	1,1	1,0	1,0	1,2
<b>PACA</b>	GRH	124	2,3	115	8	1,2	1,2	1,4	1,1	0,9	0,9	1,2
	FOS	120	3,6	113	8	1,3	1,3	1,6	1,1	1,0	0,9	1,3
	BDM	56	7,7	51	4	1,1	1,4	1,6	1,2	0,9	0,9	1,3
	COR	48	8,8	45	3	1,2	1,3	1,5	1,2	0,9	0,9	1,3
	TCS	251	3,2	240	11	2,0	1,2	2,4	1,0	1,0	0,9	1,3
	TGR	137	3,7	130	8	1,4	1,2	1,7	1,1	1,0	0,9	1,3
	HRC	68	3,8	64	4	1,4	1,3	1,8	1,1	0,9	1,0	1,2
	STR	165	2,4	155	11	1,2	1,3	1,6	1,0	1,0	0,8	1,3
	SLV	106	2,4	98	8	1,0	1,2	1,2	1,1	0,9	0,9	1,3
	VIL	48	8,4	44	4	1,0	1,5	1,5	1,4	0,8	0,9	1,3
<b>CORSE</b>	BAS	100	1,9	90	9	0,8	1,6	1,3	1,1	1,0	1,0	1,2
	BSM	66	3,4	62	4	1,3	1,3	1,8	1,1	1,0	1,0	1,2
	GOL	46	5,4	42	4	0,9	1,5	1,3	1,2	1,0	0,9	1,3
	POR	102	3,0	93	10	0,7	1,4	1,0	1,0	0,9	0,6	1,4
	BON	44	2,3	40	4	0,8	1,3	1,0	1,1	0,8	0,8	1,3
	CAP	215	3,6	200	15	1,0	1,2	1,2	1,0	1,0	0,7	1,4
	CAN	37	1,6	32	5	0,5	1,8	0,9	1,2	0,9	1,1	1,2

L'interprétation des profils des terres rares est particulièrement délicate et nécessite une connaissance approfondie de la géochimie des zones concernées et de leur fonctionnement biogéochimique (profils de référence et contexte géochimique). Cependant les résultats obtenus au cours de cette étude pilote permettent d'identifier des stations présentant des profils en terres rares singuliers suggérant une perturbation anthropique de leur cycle.

Par exemple, les stations en Corse de GOL, BAS et BSM présentent globalement des profils relativement similaires. Ils sont cependant plus marqués au niveau des terres rares intermédiaires pour BAS et BSM que pour GOL. BAS et GOL présentent des indices d'enrichissement  $(La/Yb)_N$ ,  $(Sm/La)_N$  et  $(Sm/Yb)_N$  extrêmement proches, contrairement à Bastia S Marana-STEP (BSM) qui se

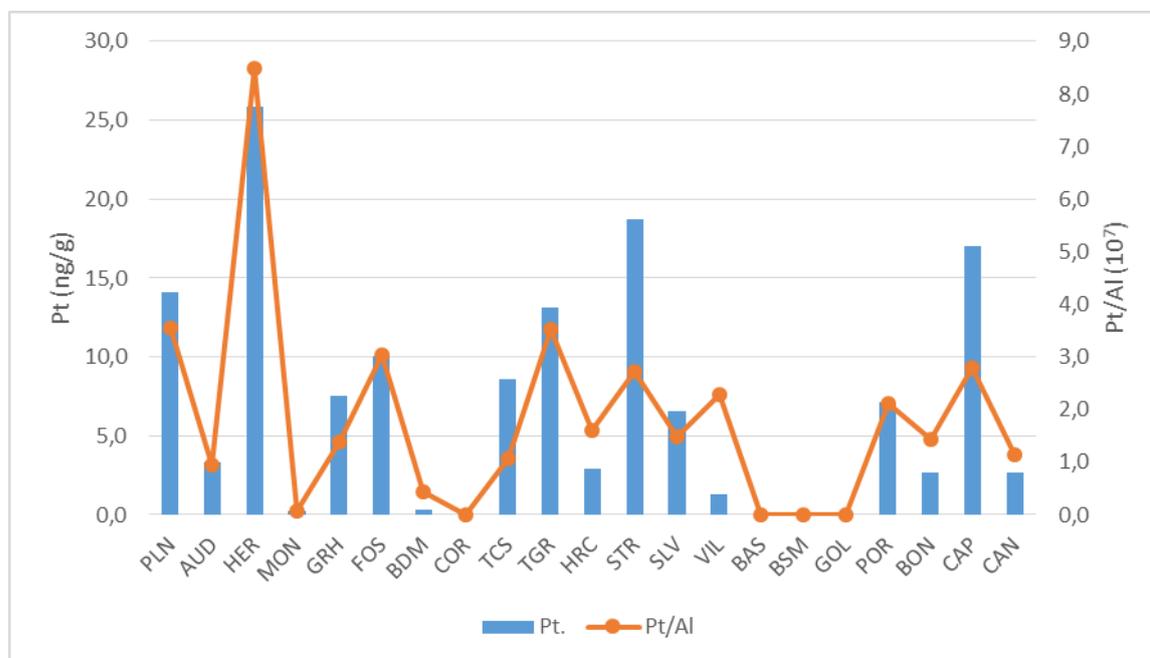
différencie par des indices  $(La/Yb)_N$  et  $(Sm/Yb)_N$  beaucoup plus élevés. L'influence d'un apport en terre rare ne peut être exclue. Au niveau des Bouches-du-Rhône, les stations COR, BDM et FOS présentent également des profils convexes avec des enrichissements  $(Sm/La)_N$  et  $(Sm/Yb)_N$  légèrement supérieurs à ceux de la station GRH. Le profil FOS présente également un épaulement plus marqué en Sm que les autres du même secteur géographique (GRH, BDM et COR). Les indices  $La/La^*$  de COR et BDM sont également légèrement supérieurs à ceux de FOS et GRH. Dans le Var, globalement les stations TCS et TGR présentent des profils en escaliers extrêmement proches et qui se distinguent de ceux des stations HRC et STR par un enrichissement supérieur en LREE et MREE par rapport au HREE. La station TCS présente les indices  $(La/Yb)_N$  et  $(Sm/Yb)_N$  les plus élevés (respectivement 2,0 et 2,4). Ils représentent d'ailleurs les valeurs maximales observées au cours de cette étude. Enfin, en Occitanie les stations AUD et HER présentent des profils convexes avec des enrichissements en  $(Sm/Yb)_N$  supérieurs à 1,6. HER présente la plus grande anomalie négative observée au cours de cette étude. Une telle anomalie n'est d'ailleurs pas retrouvée au niveau des autres stations du même secteur (PLN, AUD et MON).

#### 3.2.2.2 Les Platinoïdes

Les Éléments du Groupe du Platine appelés EGP ou platinoïdes regroupent six éléments métalliques : le ruthénium (Ru), le rhodium (Rh), le palladium (Pd), l'Osmium (Os), l'Iridium (Ir) et le platine (Pt). Ils sont parmi les métaux les plus rares de l'écorce terrestre et font partie des métaux précieux. Leur abondance naturelle est de l'ordre de quelques mg par tonne de minerais, c'est-à-dire cinq fois moins que l'argent ([Labbé et Dupuy 2014](#)). Le Pt est très probablement des EGP le plus utilisé. Ses alliages sont utilisés dans différents secteurs couvrant des domaines extrêmement diversifiés (de la bijouterie à l'industrie aéronautique). De nos jours, l'industrie automobile pour la fabrication des pots catalytiques est sans conteste l'un des plus gros consommateurs de Pt (environ 50% de la demande mondiale, [Johnson Mathey 2019](#)) tout comme pour les TCE, très peu d'informations sont disponibles concernant la distribution du Pt ou bien encore son comportement biogéochimique, tout particulièrement en zone côtière. L'analyse du Pt constitue également un réel challenge analytique en raison de leur très faible abondance et des nombreuses interférences lors de leur détermination. Aujourd'hui les analyses de Pt sont le plus souvent effectuées par analyse voltampérométrique. Citons notamment les travaux d'[Abdou et al. \(2019\)](#) qui ont permis une première évaluation des niveaux de Pt et de leur évolution temporelle dans des carottes sédimentaires au niveau de la Rade de Toulon. Lors de cette étude, nous proposons l'utilisation d'une nouvelle méthodologie analytique afin d'évaluer les teneurs en Pt dans les échantillons collectés à l'aide d'un ICP-MS à triple quadripôles. Des développements sont en cours afin d'étendre la technique à d'autres éléments (dont Pd et Rh).

Les travaux conduits par [Abdou et al. \(2019\)](#) nous permettront de disposer d'une première grille d'interprétation. La normalisation par la teneur en Al est utilisée afin de vérifier l'influence de la variabilité naturelle de la composition du sédiment (Figure 19), et permettra une comparaison plus aisée des niveaux de Pt rencontrés dans les échantillons. Tout comme l'analyse des TCE, la station HER se distingue nettement et présente la concentration en Pt (normalisé et non normalisée) la plus élevée (25,9 ng/g de Pt soit un ratio  $Pt/Al = 8,5$ ). Les stations TGR, FOS, PLN présentent également des teneurs normalisées supérieures à 3 (équivalent respectivement à 13,2, 10,1 et 14 ng/g de Pt). Ces valeurs sont dans l'ensemble du même ordre de grandeur que celles

rapportées par [Abdou et al. \(2019\)](#) pour les horizons les plus récents (correspondant aux années 2000) des carottes collectées dans la rade de Toulon. Les stations CAP, BON, PTV, VIL, SLV, HRC et GRH présente de niveaux intermédiaires, compris entre 1,5 et 3. Les autres stations (CAN, GOL, BSM ; BAS, TCS, BDM, MON et AUD) présente des niveaux normalisés de l'ordre de 1 et inférieurs. Les concentrations pour les stations GOL, BSM, BAS COR étaient même inférieures aux limites de détection de la méthode.



**Figure 19.** Concentration en platine (Pt) dans le sédiment des 21 stations échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021

### 3.2.3 Effets des contaminants

Le test de toxicité sur larves d'huîtres indique que seul le sédiment de la station Canari DC (Corse) avec 2,4% de larves normales présente une écotoxicité avérée. Le sédiment de la rade de Villefranche (PACA) avec moins de 20% de larves anormales semble indiquer une écotoxicité faible. Toutes les autres stations ne présentent pas de signes d'écotoxicité (Figure 20).

La comparaison de ces résultats avec ceux des campagnes précédentes (2009<sup>9</sup>, 2012<sup>10</sup>, 2016<sup>11</sup>) est à mener avec précaution, car plusieurs biais d'analyse et d'interprétation sont possibles, tels que :

- des stratégies spatiales d'échantillonnage différentes entre les campagnes ne permettant pas d'avoir encore de séries temporelles consolidées ;

<sup>9</sup> <https://archimer.ifremer.fr/doc/00028/13930/11101.pdf>

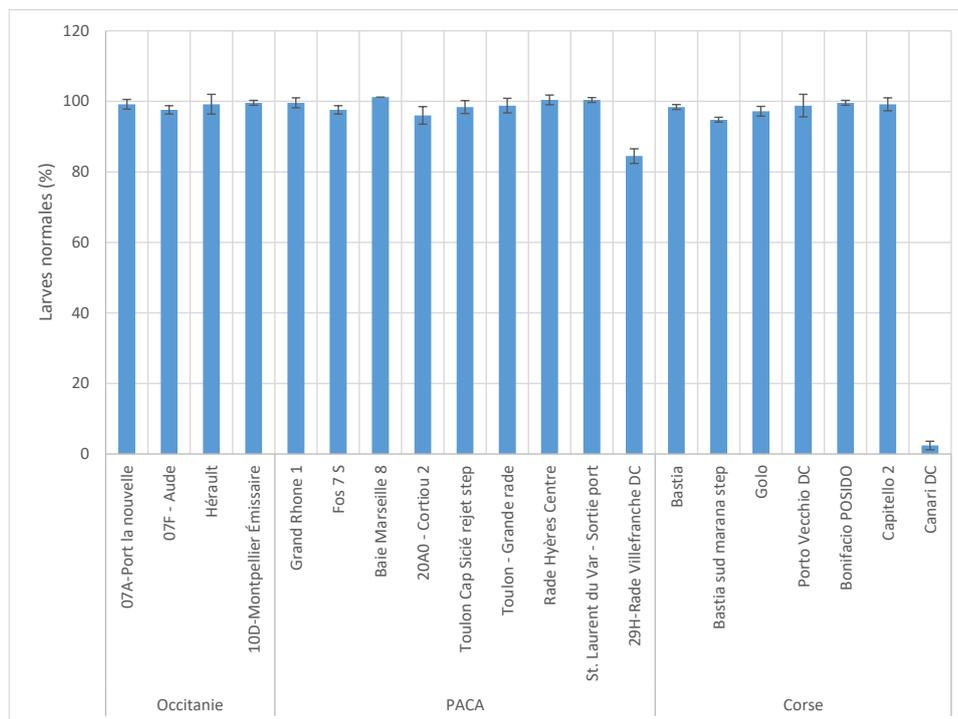
<sup>10</sup> <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00170/28136/26356.pdf>

<sup>11</sup> [Bouchoucha et al. 2018](#)

- des différences méthodologiques d'application du test par les laboratoires ayant eu la charge de ses analyses et sachant que sa réalisation fait l'objet d'une norme depuis 2009 revue en 2015 ;
- une fiabilité des données de 2016 discutable en raison du conditionnement et du stockage des échantillons entre le prélèvement et l'analyse différents des autres campagnes (échantillons non congelés à bord en 2016).

Ainsi sur la base de ce jeu de données encore parcellaire, il semble que la seule tendance claire qui se distingue est la confirmation de la toxicité des sédiments de la station Canari, essentiellement en lien avec l'activité minière du site. Au regard de la signature chimique du sédiment, Canari se distingue des autres stations par des concentrations Cr et Ni qui sont les maximales des valeurs mesurées et par le fait qu'elle soit la seule à présenter un niveau en Co très élevé et un niveau en Fe élevé. Ainsi, ces caractéristiques conduisent à penser que l'écotoxicité avérée de ce sédiment pourrait être liée à ces métaux (Cr, Ni, Co et Fe).

D'une manière générale, l'approche écotoxicologique est plutôt conduite par la combinaison de différents types de tests, appelée batterie. Dans le cas du sédiment, une combinaison de tests sur l'élutriat (*e.g.* test vibrio, embryon oursin, de génotoxicité AMES) et la fraction solide (*e.g.* test sur amphipodes) pourrait apporter un regard plus holistique sur le potentiel écotoxique de cette matrice.



**Figure 20.** Résultats des tests de toxicité sur larves d'huîtres (% de larves normales  $\pm$  écart-type) réalisés sur les sédiments collectés lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen français (régions Occitanie, PACA et Corse).

## 4 Suivi de la contamination dans la chaîne trophique

Il est fondamental de comprendre les processus écologiques qui régissent la structure et le fonctionnement des communautés pour tenter d'assurer la préservation et la gestion durable des écosystèmes. Parmi ces processus essentiels est compté l'ensemble des interactions d'ordre alimentaire entre les êtres vivants d'un écosystème, représenté sous le concept de réseau trophique. Dans le cas des systèmes pélagiques par exemple, les moules et les poissons petits pélagiques sont des espèces clés, assurant directement ou indirectement le transfert de la matière organique du plancton aux plus hauts niveaux trophiques ([Nielsen and Maar 2007](#); [Bănaru et al. 2013](#)). Les réseaux révèlent généralement des interactions trophiques complexes (directes ou indirectes, simultanées ou retardées) et présentant des réponses aux fluctuations de l'environnement souvent non linéaires ([Frontier 1999](#)). Ce sont également des voies de transfert privilégiées des contaminants dans les milieux marins.

Les réseaux de surveillance tels qu'ils étaient conçus précédemment proposaient une analyse des concentrations chimiques dans le biote (*i.e.* les bivalves et les poissons) sans fournir d'image globale du transfert des contaminants à l'échelle de l'ensemble d'un réseau trophique ([Briand et al. 2021](#)). Comme il est impossible de suivre en routine l'intégralité des compartiments de l'ensemble des réseaux à l'échelle de la Méditerranée, les principaux niveaux au sein d'un réseau trophique simple allant du plancton aux petits poissons pélagiques ont été étudiés lors de la campagne SUCHIMED 2021. Le positionnement et le lien trophique des moules par rapport à ce réseau pélagique simplifié a également été estimé.

### 4.1 Matériels et méthodes

#### 4.1.1 Suivi du plancton

##### 4.1.1.1 Protocole de prélèvement

Le suivi du plancton a été opéré sur six stations côtières de la région PACA : Hyères (HPC), Carqueiranne (CAR), Sanary (SAN), La Ciotat (CIO), Calanques (CAL), Marseille (MRS) (Figure 21 et Annexe 1). À chaque station, deux types de prélèvements d'eau de mer ont été effectués :

- à la bouteille Niskin 10 L, 3 à 4 litres pour la chlorophylle *a* et 1 L pour les analyses des sels nutritifs ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SiO}_4^-$ ), environ 0,2 L pour les analyses du pico- et nano-phytoplancton et 10 L (à 3 m de profondeur) pour les analyses de COP et C/N ;
- par des traits de filet horizontaux en subsurface à l'aide d'un filet de 80  $\mu\text{m}$  de maille muni d'un collecteur à son extrémité (fenêtre de 60  $\mu\text{m}$ ) et d'un volucompteur mécanique antiretour. Ce filet conique de type Apstein® d'une longueur de 2,5 m avec une ouverture de 57 cm est monté sur un anneau en acier inoxydable équipé de flotteurs de 5 L afin de le contraindre en subsurface. Le filet est tiré depuis le portique arrière du bateau (50 m derrière le sillage) durant 15 à 20 minutes à vitesse réduite (1,8 nœuds).

Les paramètres physico-chimiques (température, salinité) ont été mesurés à l'aide d'une sonde multiparamétrique (sonde oxy-conductimètre-thermomètre modèle Hydrolab HL7) ou depuis le thermo-salinomètre du navire. Un volume de 3 à 4 L d'eau de mer a également été prélevé pour

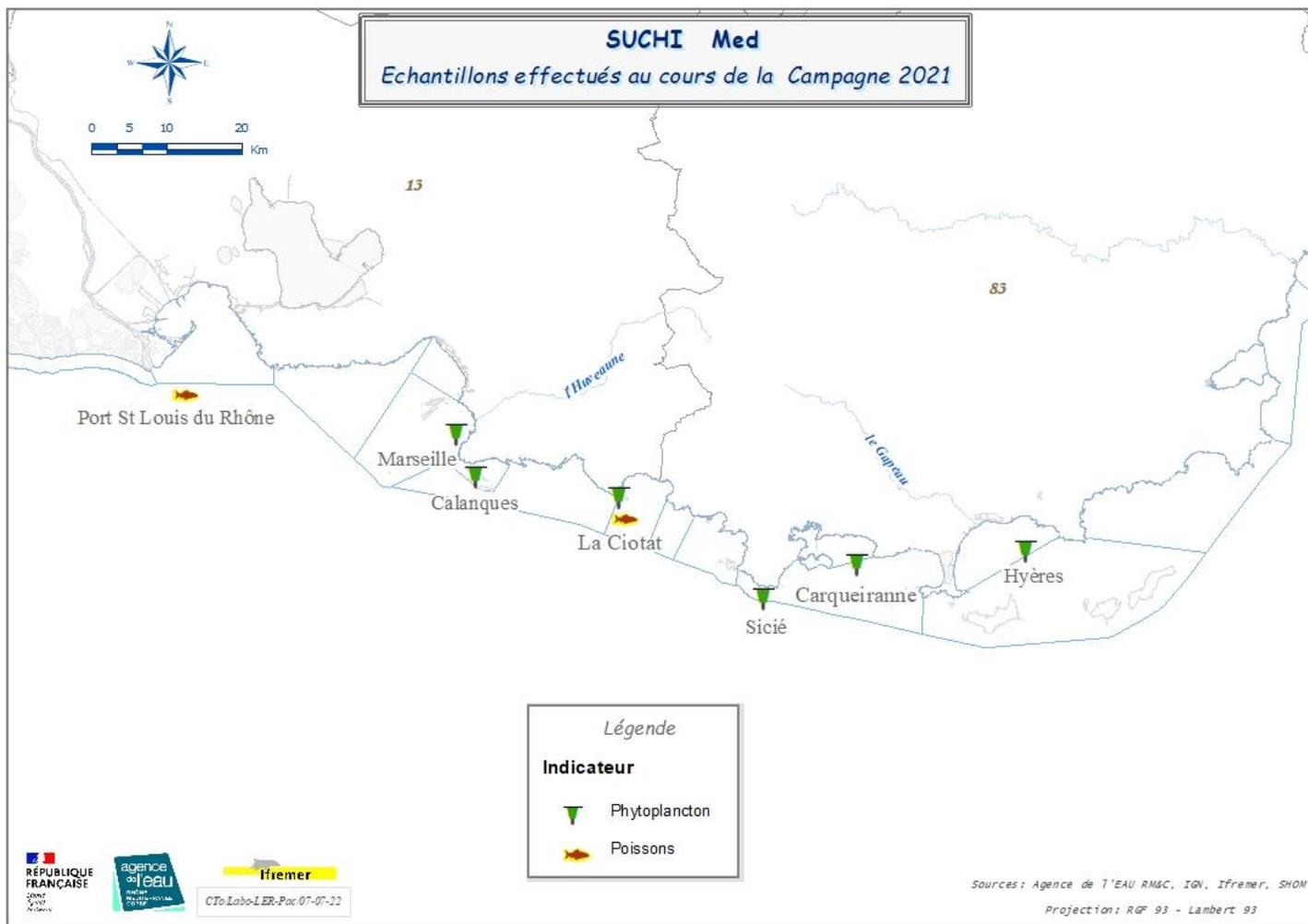


Figure 21. Stations d'échantillonnage du plancton et des poissons de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen.

Les mesures de chlorophylle  $a$  en laboratoire. Les échantillons d'eau de mer ont été filtrés sur des filtres en fibre de verre de type Whatman® GF/F (porosité 0,70  $\mu\text{m}$ ). Les concentrations ont été déterminées par spectrofluorimétrie après extraction à l'acétone ([Aminot et Kérouel 2004](#)).

Après leur collecte, les échantillons d'eau de mer destinés à l'évaluation des teneurs en éléments nutritifs ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) ont été congelés ( $-20^\circ\text{C}$ ), sauf pour le  $\text{SiO}_4^-$  qui a été conservé au frais ( $4^\circ\text{C}$ ) jusqu'à analyse par colorimétrie selon la méthode décrite par [Aminot et Kérouel \(2007\)](#). Les analyses ont été réalisées par la plateforme PACEM<sup>12</sup> du M.I.O.

Les échantillons d'eau de mer destinés à l'évaluation des teneurs en COP et C/N dans la fraction particulaire ont été filtrés sur filtres en fibre de verre de type Whatman® GF/F (porosité 0,70  $\mu\text{m}$ ). Les filtres ont été conservés au congélateur  $-80^\circ\text{C}$  jusqu'à leur analyse par EA-IRMS par la plateforme de spectrochimie isotopique du laboratoire LOV (UMR 7093 IMEV/CNRS/Sorbonne Université). Les filtres destinés à la quantification des teneurs en COP de la fraction particulaire ont été acidifiés à l'HCl 1N avant analyse isotopique (cf. 4.1.1.2.2. *Analyses isotopiques des éléments stables*).

#### 4.1.1.2 Protocole d'analyse

Le plancton a été séparé en plusieurs classes de taille par tamisage successif par voie humide. Cette étape consistait en la séparation des classes  $> 500 \mu\text{m}$ , de 200 à 500  $\mu\text{m}$ , de 100 à 200  $\mu\text{m}$  et de 20 à 100  $\mu\text{m}$  par l'utilisation séquentielle de tamis de différents vides de mailles (500  $\mu\text{m}$ , 200  $\mu\text{m}$ , 100  $\mu\text{m}$  et 20  $\mu\text{m}$ ) en utilisant de l'eau de mer filtrée pour les différents rinçages. Les fractions obtenues ont été récupérées à la surface des tamis puis conservées séparément dans des tubes à centrifuger tarés de 50 millilitres en vue de leurs analyses physico-chimique et taxonomique.

##### 4.1.1.2.1 Caractérisation des communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques

###### ○ Pico- phytoplancton et nano- phytoplancton (taille $< 20 \mu\text{m}$ ) :

La cytométrie en flux a été utilisée pour compter et identifier des groupes taxonomiques pico- et nano- phytoplanctoniques ([Delpy et al. 2018](#)). Cette technique mesure les propriétés optiques des cellules qui sont transportées par un liquide vecteur vers une source lumineuse d'excitation (un rayon laser).

Deux sous-échantillons ont été préparés ; le premier permettant de compter le pico- et nano-phytoplancton ( $> 5 \mu\text{m}$ ) et l'autre filtré à 5  $\mu\text{m}$  pour le comptage des bactéries. Ainsi, 4,5 ml de chaque sous-échantillon ont été fixés avec 45  $\mu\text{l}$  de glutaraldéhyde à 0,25 % et 5  $\mu\text{l}$  d'acide pluronique à 0,01 % en concentration finale. Pour les bactéries, ne possédant pas de fluorochrome naturel, 5  $\mu\text{l}$  du fluorochrome artificiel SyberGreen ont été ajoutés et les tubes ont été mis à l'obscurité durant 20 minutes. Pour le pico- et nano- phytoplancton, 500  $\mu\text{l}$  de sous-échantillon ont été analysés contre 50  $\mu\text{l}$  pour les bactéries.

---

<sup>12</sup> Plateforme Analytique de Chimie des Environnements Marins : <https://www.mio.osupytheas.fr/fr/plateformes-de-recherche/ptf-analytique-de-chimie-des-environnements-marins-pacem>

Un cytomètre Accuri C6 (BD Biosciences®) équipé de deux lasers de 488 et 640 nm couplé au logiciel CFlowPlus (BD Biosciences®) a été utilisé pour les analyses. Pour caractériser les communautés présentes, deux intensités de diffusion de la lumière sont nécessaires : la lumière diffusée vers l'avant (FSC) qui permet de déterminer la taille des particules et la lumière diffusée latéralement (SSC) qui détermine la forme et la structure interne des cellules. Trois intensités de fluorescence induites par le faisceau laser de 488 nm sont mesurées : la fluorescence verte (FL1, 530 nm), la fluorescence orange (FL2, 585 nm) émise par la phycoérythrine et la fluorescence rouge (FL3, >670 nm) émise par la chlorophylle  $\alpha$ .

L'ensemble de ces résultats a ensuite été converti en nombre de cellules.ml<sup>-1</sup> et les données ont été traitées en échelle logarithmique

○ *Micro- phytoplancton et méso- zooplancton (taille > 20  $\mu$ m) :*

Un aliquote de matière humide a été prélevé pour chaque classe de taille puis remis en suspension dans de l'eau de mer filtrée (environ 1 gramme de matière fraîche pour 400 mL d'eau de mer). Les aliquots destinés à la caractérisation des communautés microphytoplanctoniques ont été conservés grâce à l'ajout d'une solution de Lugol acide à 0,3% de concentration finale et ceux employés pour les communautés méso- zooplanctoniques ont été préservés grâce à l'ajout d'une solution de formaldéhyde à 5%.

Le dénombrement des individus phytoplanctoniques a été effectué sous microscope inversé à épifluorescence (Olympus® IMT2) selon la méthode d'[Utermöhl \(1958\)](#). Le comptage des individus zooplanctoniques a été effectué sous loupe binoculaire Leica® M125 selon la méthode Folsom ([McEwen et al. 1954](#)). Les échantillons ont été divisés en deux « sous échantillons » égaux à l'aide d'un diviseur Folsom. Un des deux sous échantillon est récupéré et le second est de nouveau divisé en deux sous échantillons égaux (1/2 ; 1/4 ; 1/8 ; etc.). Le processus a été répété jusqu'à obtenir un sous-échantillon final comportant entre 200 et 400 organismes qui ont été identifiés et dénombrés. Puis, pour chaque taxon, le nombre d'individus identifiés a été rapporté au nombre d'individus par mètres cubes grâce à la formule suivante :  $N = (N_i * X) / V_i$ ,

où N représente le nombre d'individus d'un même groupe taxonomique dans un mètre cube d'eau,  $N_i$  le nombre d'individus dénombrés pour un même groupe taxonomique, X le dénominateur du facteur de dilution et  $V_i$  le volume d'eau filtrée en mètres cubes au moment du prélèvement.

Ces analyses ont été effectuées en interne au LER-PAC et au M.I.O. Les résultats sont présentés en nombre d'individus par mètres cubes pour le zooplancton et en nombre de cellules par litres pour le phytoplancton.

#### 4.1.1.2.2 Analyses isotopiques des éléments stables ( $\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$ )

Après leur collecte, les échantillons de plancton (classes de tailles définies par tamisage), ont été congelés (— 80°C), lyophilisés et broyés manuellement à la spatule, de manière à obtenir une poudre fine et homogène compatible pour toutes les analyses. Pour l'isotopie du carbone ( $\delta^{13}C$ ) et de l'azote ( $\delta^{15}N$ ),  $5 \pm 0,5$  mg ont été pesés dans des capsules en étain. Les analyses ont été réalisées par EA-IRMS à la plateforme de spectrométrie isotopique du laboratoire LOV (UMR 7093 IMEV/CNRS/Sorbonne Université) grâce à un spectromètre de masse (Isoprime 100, Elementar®) couplé à un analyseur élémentaire (VarioPyroCube, Elementar®). Les rapports isotopiques en C et N sont exprimés en relatif par rapport à des standards internationaux selon l'équation suivante :

$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{échantillon}}/R_{\text{standard}}) - 1] * 1000$ ,

où, X =  $^{13}\text{C}$  ou  $^{15}\text{N}$  (en notation  $\delta$  par rapport à des standards internationaux), et R correspond aux rapports isotopiques du C ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) ou de N ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) dans l'échantillon ou les standards de référence internationaux. La mesure de standards internes permet d'estimer une précision des analyses  $< 0,15 \text{ ‰}$  pour les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  obtenues.

Notons que toutes les classes de tailles n'ont pu être analysées faute de matière suffisante, *i.e.* la fraction 5-20 à SAN, CAL et MRS.

#### 4.1.1.2.3 Analyse des contaminants chimiques et organiques

Les analyses de Hg ont été assurées par le LERPAC à l'aide d'un analyseur semi-automatisé de mercure AMA 254 (Altec Ltd.) suivant une adaptation de la procédure décrite par [Cossa \(2002\)](#). Les échantillons de plancton, précédemment lyophilisés et conservés à  $-80^{\circ}\text{C}$ , ont été broyés manuellement à l'aide d'une spatule calcinée de manière à obtenir une poudre fine et homogène. Une masse de 20 à 30 mg d'échantillons a été placée dans une nacelle qui est ensuite calcinée dans un four tubulaire sous flux d' $\text{O}_2$ . Le mercure est volatilisé puis collecté sur piège (amalgame à bas en aval du four). Une fois la combustion terminée, le piège est pyrolysé, toujours sous un courant gazeux, de manière à libérer le Hg qui est ensuite quantifié par absorptionométrie. L'utilisation systématique de matériaux de référence lors des séries d'analyses ainsi que l'analyse d'échantillons en triplicats permet de s'assurer de la qualité des analyses (biais compris entre 15 et 30 % suivant les niveaux de Hg et répétabilité de l'ordre de 5 %). Les concentrations en mercure sont exprimées en  $\text{ng.g}^{-1}$ .

Après avoir prélevé les aliquots des différentes classes de tailles à chaque station nécessaire aux analyses taxonomiques, isotopiques et du Hg, les quantités de matières restantes n'étaient pas suffisantes pour réaliser les analyses de contaminants métalliques et organiques pour chacune des classes de tailles considérées. Un échantillon global constitué des différentes classes de tailles (pool) a donc été reconstitué pour chaque station à partir de la matière restante.

Les analyses d'Ag, Cd, Co, Cu, Fe, Hg Mn, Ni, Pb, V et Zn ont été assurées par le CCEM selon le même protocole que pour les moules (Annexe 3).

Les analyses des PCB NDL et des HAP ont été assurées par le LABERCA selon le même protocole que pour les moules (Annexe 3).

#### 4.1.1.3 Traitement des données

La structure et la biodiversité des communautés planctoniques sont communément caractérisées par différents indicateurs tels que l'abondance et les indices de diversité. L'abondance est définie :

- pour le zooplancton, par le nombre d'individus rapporté à un mètre cube d'eau de mer ;
- pour le micro- phytoplancton, par un nombre de cellules rapporté à un volume de 1 L ;
- pour le pico-, nanoplancton, par un nombre de cellules par millilitre.

La biodiversité des communautés (zoo- et phyto-) planctoniques est caractérisée grâce à l'indice de [Shannon \(1948\)](#) noté H ». Il permet une approche quantitative de la biodiversité et présente l'avantage de considérer les espèces rares dans l'évaluation de la biodiversité. Il a été calculé pour

les communautés méso- zooplanctoniques et micro- phytoplanctoniques grâce à la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \log_2 \left( \frac{N_i}{N} \right)$$

où  $H'$  est l'indice de Shannon,  $N_i$  l'effectif du groupe taxonomique  $i$  et  $N$  le nombre d'individus total.

#### 4.1.2 Suivi des poissons

##### 4.1.2.1 Protocole de prélèvement

Deux espèces de petits pélagiques, l'anchois (*Engraulis encrasicolus*) et le sprat (*Sprattus sprattus*) ont été prélevées sur 2 des stations réparties le long du littoral méditerranéen (Figure 21 et Annexe 1). La collecte s'est faite à l'aide d'un chalut lors de la campagne halieutique PELMED menée par l'IFREMER en été 2021. Les échantillons intacts ont été conservés au congélateur à -20°C jusqu'au retour au laboratoire.

##### 4.1.2.1 Analyses biométriques

Pour chaque spécimen, plusieurs paramètres biométriques ont été mesurés en laboratoire :

- la longueur totale (LT, en mm) ;
- la longueur à la fourche (LF, en mm) ;
- la longueur standard (LS, en mm) ;
- la masse totale (MT, en g) ;
- la masse éviscérée (ME, en g).

Aussi, le sexe a été déterminé puis les chairs ont été conditionnées et conservées au congélateur à -20°C pour des analyses chimiques ultérieures.

##### 4.1.2.2 Analyses isotopiques

La signature trophique des poissons a été déterminée à partir de la mesure des ratios isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  (en ‰) et du rapport C/N dans leur chair. Pour chaque individu, environ 0,5 mg de matière prétraitée (*i.e.* broyage et lyophilisation) et réduite en poudre a été encapsulée pour analyses à l'EA-IRMS. Ces analyses ont été réalisées par le LOV de Sorbonne Université selon le même protocole que celui appliqué pour les moules (*cf.* 2.1.2.2. *Analyses des paramètres environnementaux*).

##### 4.1.2.3 Analyses chimiques des contaminants

Au total, 21 composés ont été dosés dans les chairs de pools de poissons (voir ci-dessous, 4.1.2.4. *Traitement des données*), répartis en deux catégories :

- 14 contaminants métalliques et métalloïdes (Annexe 3) ont été quantifiés au CCEM de l’Ifremer de Nantes via le même protocole d’analyse que celui des moules (cf. 2.1.2.3. *Analyses chimiques des contaminants*) ;
- 7 contaminants organiques (Annexe 3) ont été quantifiés au LABERCA-ONIRIS de Nantes (voir protocole d’analyse cf. 2.1.2.3.).

Les HAP n’ont pas été quantifiés en raison de leur métabolisation par les poissons ([Dipple et al. 1984](#); [Varanasi et al. 1989](#); [Tuvikene 1995](#)).

#### 4.1.2.4 Traitement des données

Pour chaque espèce, 3 pools ont été identifiés en fonction des caractéristiques biométriques communes des individus (LS et ME). Pour se faire, une méthode de regroupement itérative a été utilisée, la classification ascendante hiérarchique (CAH, distance euclidienne) (Annexe 11).

Les MG estimés dans les sprats du Lot 3 étant > 5%, une correction des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  pour les spécimens de ce groupe SS3 a été apportée ([Post et al. 2007](#)).

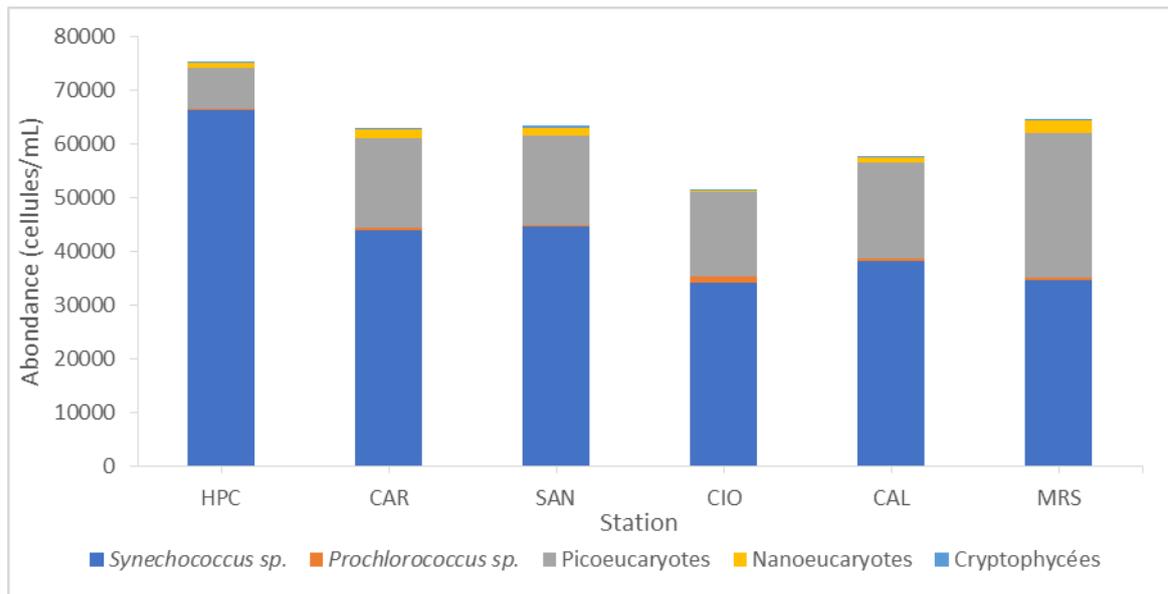
Les variations des ratios isotopiques ( $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ ) ont été comparées à l’aide d’une analyse de variance paramétrique ANOVA suivie d’un post-hoc de Tukey-HSD (p-value < 0,05).

## 4.2 Résultats et discussion

### 4.2.1 Statut trophique et contamination du plancton

#### 4.2.1.1 Caractérisation des communautés planctoniques

Lors de l’analyse de la fraction < 20  $\mu\text{m}$ , 5 groupes taxonomiques pico- et nano-phytoplanktoniques ont été identifiés : *Synechococcus* sp., *Prochlorococcus* sp., picoeucaryotes, nanoeucaryotes et cryptophycées. L’abondance de ces communautés varie entre 75 224 cellules.mL<sup>-1</sup> pour la station HPC et 51 656 cellules.mL<sup>-1</sup> pour la station CIO (HPC > MRS > SAN > CAR > CAL > CIO) (Figure 22). *Synechococcus* sp. domine la communauté (environ 50% à MRS jusqu’à 90% à HPC) à chaque station. Les picoeucaryotes représentent le second groupe le plus abondant (environ 10% à HPC jusqu’à 40% à MRS). Les *Prochlorococcus* sp., nanoeucaryotes et cryptophycées ne représentent qu’une très faible proportion des communautés, pico- et nano-phytoplanktoniques aux stations étudiées.



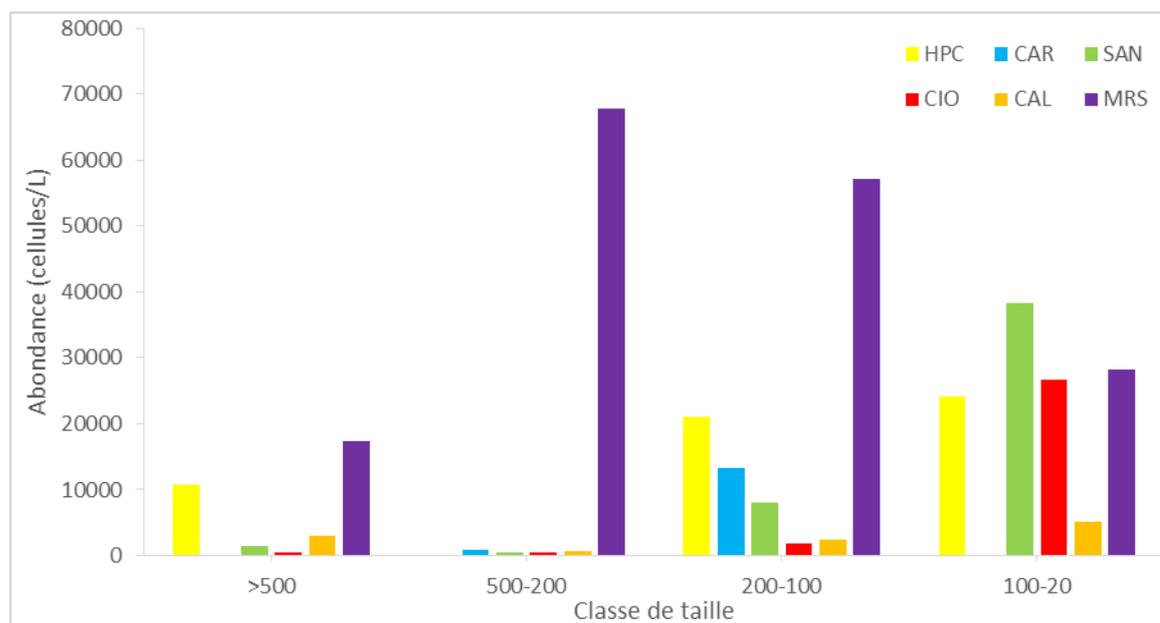
**Figure 22.** Abondances totales (en cell/mL) et relatives (en %) des *Synechococcus sp.*, *Prochlorococcus sp.*, picoeucaryotes, nanoeucaryotes et cryptophycées à chaque station d'échantillonnage du plancton lors de la campagne SUCHIMED 2021.

Lors de l'analyse de la fraction > 20 µm, 47 groupes taxonomiques microphytoplanctoniques différents ont été identifiés sur l'ensemble des stations ; 27 appartiennent à la classe des bacillariophycées, i.e. micro algues unicellulaires planctoniques du type diatomée. Indépendamment, 26 groupes taxonomiques sont identifiés à SAN, environ 20 à MRS et à HPC, alors que seulement 5, 10 et 15 taxons sont observés respectivement à CAR, CAL et CIO (Tableau 11). Seuls 4% de ces taxons sont communs à l'ensemble des stations, 26% étaient communs à au moins la moitié des stations et 55% n'ont été retrouvés qu'à une station spécifique.

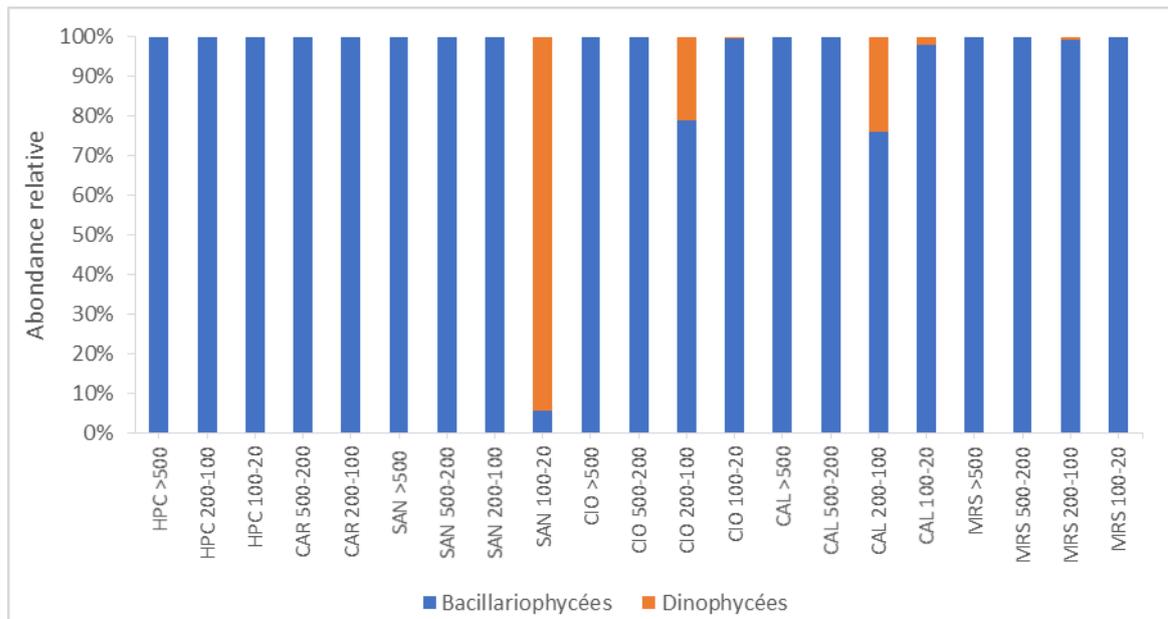
L'abondance totale des communautés phytoplanctoniques varie entre 170 700 cellules L<sup>-1</sup> à SAN et 11 400 cellules.L<sup>-1</sup> à MRS (SAN > HPC > CAL > CIO > CAR > MRS). La classe de taille 100-20 présente l'abondance la plus importante pour toutes les stations, sauf MRS où la fraction la plus représentée est 500-200 suivie des fractions 200-100 et 100-20 (Figure 23). La majorité du phytoplancton prélevé appartient aux deux plus petites classes de tailles (200-100 et 100-20), cependant du phytoplancton est observé dans la fraction supérieure à 500 µm pour HPC et MRS. Du phytoplancton est également observé dans la fraction 500-200 à MRS. Certains genres de phytoplancton (comme *Paralia sp.* et *Thalassionema sp.*) ont la capacité de former des chaînes qui peuvent expliquer leur présence au niveau des classes de taille les plus grosses. La qualité des fractions HPC 500-200 et CAR >500 et 100-20 n'a pas permis leur exploitation.

**Tableau 11.** Résumé des indicateurs taxonomiques, d'abondances et de diversité, ainsi que des principaux paramètres hydrologiques (chlorophylle a et sels nutritifs), pour chaque classe de taille à chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

	ZOOPLANCTON (ensemble des classes)			PHYTOPLANCTON (ensemble des classes)			PICO- NANO (classe < 20 µm)		chl-a (µg.L <sup>-1</sup> )	Sels nutritifs				
	N. gr tax.	Abondance (ind.m <sup>-3</sup> )	H'	N. gr tax	Abondance (celllules.L <sup>-1</sup> )	H'	N. gr tax	Abondance (celllules.mL <sup>-1</sup> )		NH4 (µM)	NO2 — (µM)	NO3 — (µM)	PO4 — (µM)	SiO4 — (µM)
<b>HPC</b>	-	-	-	19	56100	2,54	5	75224	0,43	0,07	0,31	0,91	0,16	3,50
<b>CAR</b>	23	14387	2,94	5	14200	0,68	5	63004	1,11	0,17	0,00	1,01	0,13	1,59
<b>SAN</b>	27	5107	3,38	26	48300	3,69	5	63352	0,38	0,47	0,17	0,63	0,12	1,91
<b>CIO</b>	24	7583	2,33	15	29300	1,65	5	51656	0,6	0,09	0,17	0,56	0,15	1,82
<b>CAL</b>	24	7903	1,89	10	11400	1,95	5	57692	0,25	0,42	0,24	0,91	0,15	2,20
<b>MRS</b>	27	6710	2,44	20	170700	2,05	5	64652	0,39	0,09	0,31	0,84	0,12	2,21



**Figure 23.** Abondance phytoplanctonique (en cell/L) au sein de chaque classe de taille et pour chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

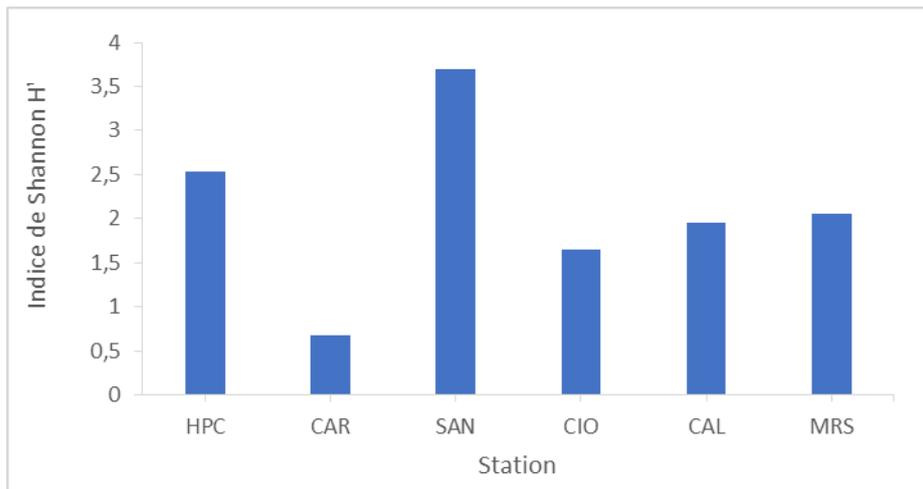


**Figure 24.** Abondance relative des bacillariophycées et dinophycées au sein de chaque classe de taille et pour chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

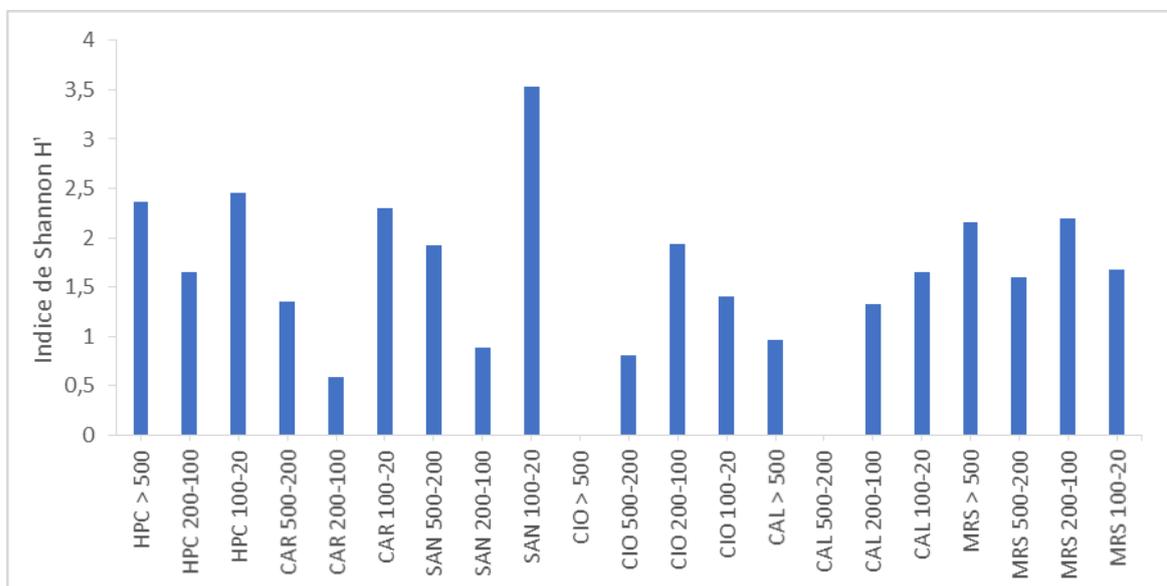
Les différents groupes taxonomiques identifiés ont ensuite été rassemblés en deux grands groupes, les bacillariophycées et les dinophycées (Figure 24). Toutes les stations et toutes les classes de tailles sont largement dominées par les bacillariophycées, représentant 100% de la communauté pour les stations HPC, CAR et MRS et plus de 70% pour les autres. On notera cependant que la fraction 100-20 de SAN est la seule dominée par les dinophycées.

La diversité estimée est maximale au site SAN ( $H' = 3,69$ ) et minimale au site CAR ( $H' = 0,68$ ) (Figure 25). Les sites CIO, CAL et MRS présentent des indices intermédiaires de l'ordre de 2, et le site HPC présente quant lui un indice de 2,5 suggérant une diversité plus élevée.

Les indices de Shannon ( $H$ ) estimés pour chaque classe de taille varient entre 3,53 pour la fraction 100-20 à SAN et 0 pour la fraction >500 à CIO et 500-200 à CAL (Figure 26). Pour ces deux fractions (>500 à CIO et 500-200 à CAL), la diversité est nulle ( $H = 0$ ), car une seule espèce de diatomée, *Coscinodiscus granii*, est présente. Pour les sites HPC, CAR, SAN et CAL les valeurs de cet indice les plus élevées sont obtenues pour la plus petite fraction de taille. Les indices relevés pour le site de MRS diffèrent très largement de ceux observés sur tous les autres sites. Les fractions >500 et 200-100 présentent des indices supérieurs à ceux des fractions 500-200 et 100-20. Concernant le site CIO, l'indice le plus élevé est obtenu pour la fraction 200-100 (Figure 26).



**Figure 25.** Diversité de la communauté phytoplanctonique pour les différentes stations échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021.

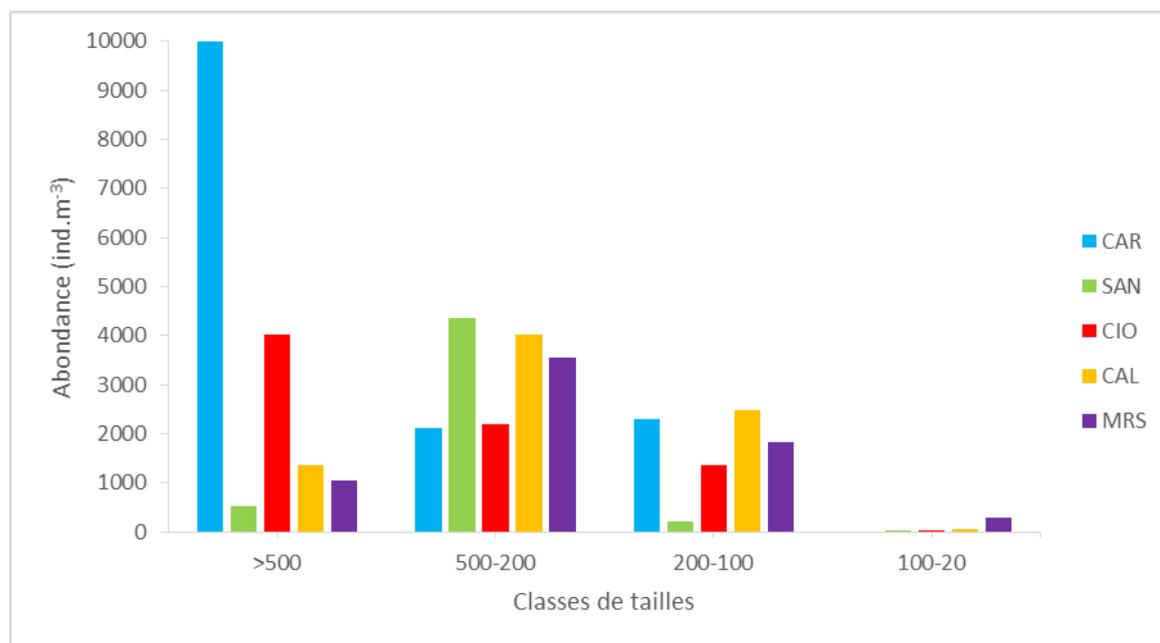


**Figure 26.** Diversité des communautés phytoplanctoniques au sein de chaque classe de taille et pour chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

Lors de l'analyse de la fraction > 20  $\mu\text{m}$ , 40 groupes taxonomiques mésozooplanctoniques différents ont été identifiés sur l'ensemble des stations. 26 d'entre eux appartiennent à l'ordre des copépodes, les autres sont des protistes, des larves de mollusques, des petits gélatineux et autres invertébrés. Un total de 23 taxons a été identifié à la station CAR, 24 à CIO et CAL ainsi que 27 à SAN et MRS. Seuls 28% de ces taxons sont communs à l'ensemble des stations, 60% communs à au moins la moitié des stations et 20% n'ont été retrouvés qu'à une station spécifique. Pour la station HPC, les aliquots destinés à la description des communautés zooplanctoniques n'étaient pas exploitables.

L'abondance totale des communautés zooplanctoniques varie entre 14 387 ind. $\text{m}^{-3}$  à CAR et 5 107 ind. $\text{m}^{-3}$  à SAN (CAR > CAL > CIO > MRS > SAN). Les organismes présents dans la fraction supérieure à 500  $\mu\text{m}$  étaient majoritaires aux stations CAR et CIO. Pour les stations SAN, CAL et MRS la fraction majoritaire est la 500-200  $\mu\text{m}$ . La classe 200-100 est globalement représentée de manière

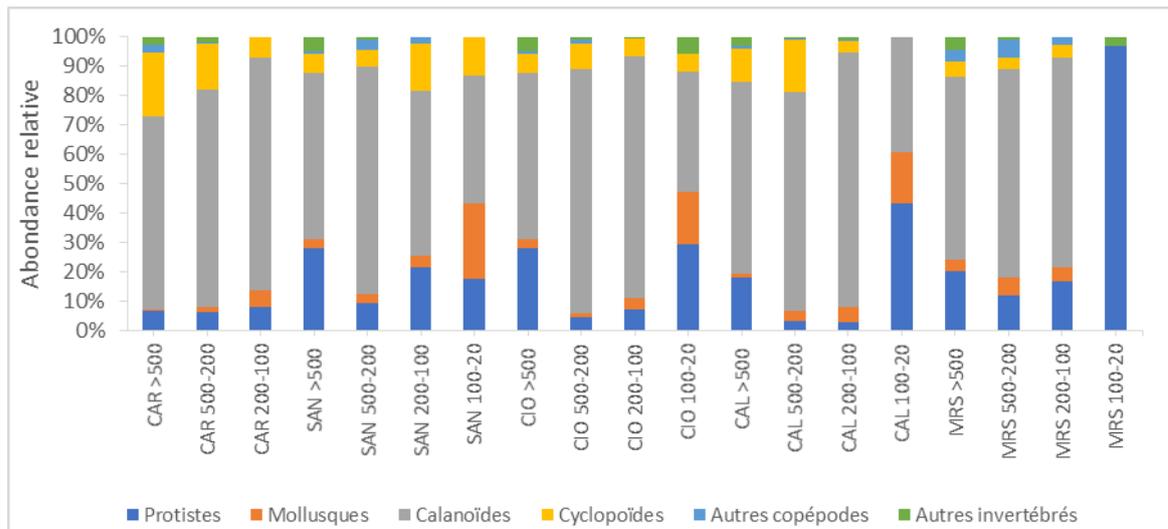
équivalente sur l'ensemble des stations. Exception faite du site SAN, caractérisé par une abondance préférentielle des espèces de taille intermédiaire 500-200, correspondant à des stades de juvéniles de copépodes (Figure 27). Il faut également noter que la majorité du zooplancton prélevé appartenait aux deux plus grandes classes de tailles et que très peu de zooplancton de petite taille était retrouvé parmi les petites tailles. Pour la station CAR, l'aliquote de la fraction 100-20 n'a pas été exploité.



**Figure 27.** Abondance zooplanctonique (en ind./m<sup>3</sup>) au sein de chaque classe de taille et pour chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

Les différents groupes taxonomiques identifiés et composant les différentes classes de taille ont ensuite été rassemblés en 6 groupes : protistes, mollusques, calanoïdes, cyclopoïdes, autres copépodes et autres invertébrés (Figure 28). Pour toutes les stations et pour les classes de tailles > 500, 500-200 et 200-100 les communautés sont largement dominées par les calanoïdes (50% de la communauté ou plus), alors que pour la fraction 100-20 les communautés sont dominées par les protistes et les mollusques.

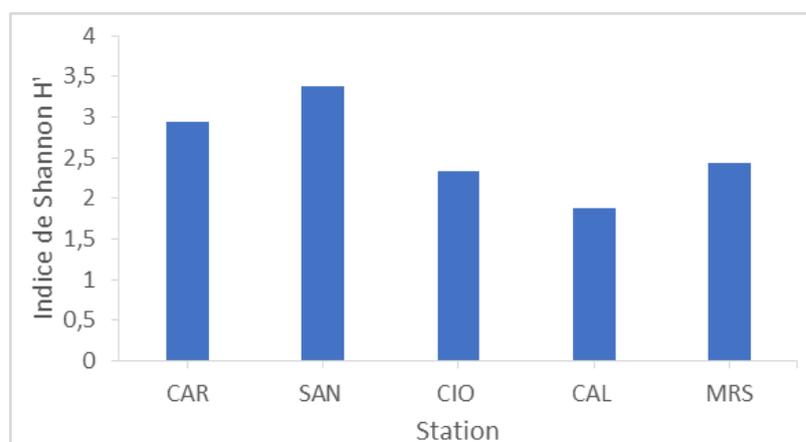
Il est à noter que la station MRS se distingue des autres et se caractérise par la prédominance des protistes (plus de 90% de la communauté). Notons également que les cyclopoïdes et les mollusques sont très peu représentés sur cette même station. La présence de mollusques est également à signaler sur la petite classe de taille (100-20) de manière significative (environ 20%) au niveau des stations SAN, CIO et CAL et est très peu représentée sur les autres fractions. Les mollusques sont également absents sur MRS (Figure 28).



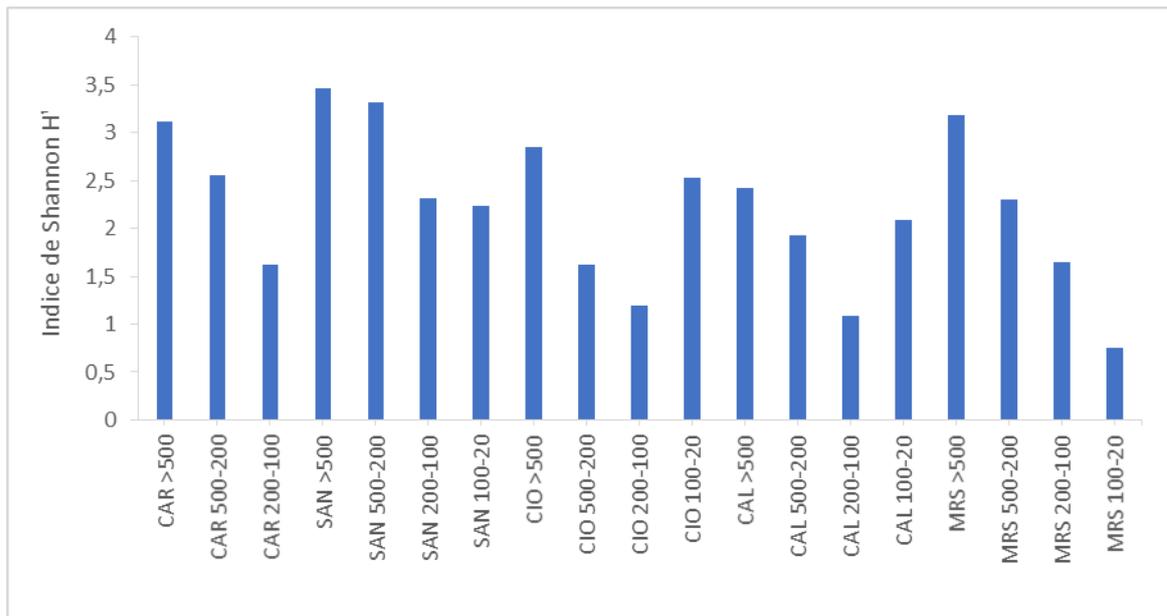
**Figure 28.** Abondance relative des protistes, mollusques, calanoïdes, cyclopoïdes, autres copépodes et autres invertébrés au sein de chaque classe de taille et pour chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

L'indice de Shannon ( $H'$ ) estimé de manière globale sur toutes les classes de tailles de zooplancton d'une même station permet de séparer les différents sites en deux groupes principaux (Figure 29). CAR et SAN présentent des  $H' > 2,5$  et ceux de CIO, CAL et MRS  $< 2,5$ . La valeur de 2,5 pouvant être utilisé comme une valeur « seuil » pour caractériser des systèmes présentant des diversités élevées.

Les indices obtenus pour chaque classe de taille sont compris entre 3,46 pour la fraction  $> 500$  à SAN et 0,77 pour la fraction 100-20 à MRS (Figure 30) ; 3,46 pouvant être interprété comme une diversité élevée et 0,77 très faible (dominance d'un très petit nombre d'espèces). Globalement les indices de diversités les plus élevés sont estimés pour les grandes classes de tailles ( $> 500$ ) et diminuent de façon linéaire avec la diminution de la taille, sauf pour la fraction 100-20 des stations CIO et CAL qui présentent une diversité élevée (supérieure à 2).



**Figure 29.** Diversité de la communauté zooplanctonique pour les différentes stations échantillonnées lors de la campagne SUCHIMED 2021.



**Figure 30.** Diversité des communautés zooplanctoniques au sein de chaque classe de taille et pour chaque station échantillonnée lors de la campagne SUCHIMED 2021.

Pour l'ensemble des sites, les grandes classes de tailles (> 500 et 500-200) sont dominées par les copépodes adultes et juvéniles, les petites classes de tailles (200-100 et 100-20) par le petit phytoplancton, *i.e.* principalement des bacillariophycées, et quelques stades larvaires et juvéniles de copépodes. La plus petite fraction (< 20) est quant à elle majoritairement constituée par du très petit phytoplancton unicellulaire (*Synechococcus* sp.). D'autre part, la présence importante de phytoplancton dans les grandes classes de tailles aux stations de MRS et HPC reste à souligner. Elles sont liées à la morphologie des espèces concernées capable de former de longues chaînes. Ces observations concordent avec celles déjà réalisées dans le cadre de précédents suivis effectués dans la baie de Marseille, où les copépodes et les cladocères dominent les plus grandes fractions (Bănaru et al. 2014; Chen et al. 2019). Les petites classes de tailles sont dominées par les détritiques et les stades juvéniles et larvaires de copépodes ainsi que par la présence abondante de phytoplancton et de larves (mollusques, gastéropodes, annélides, etc.). La fraction la plus petite (2-6  $\mu\text{m}$ ) est dominée par le très petit phytoplancton. D'autres travaux ont montré la dominance des phytoflagellés et des ciliés dans les petites classes de tailles (taille inférieure à 100  $\mu\text{m}$ ) et une prépondérance des diatomées et les ciliés dans la classe 100-200  $\mu\text{m}$  (Rolf 2000). Les plus grandes classes de tailles sont quant à elles dominées par les copépodes (Saiz et al. 2007; Koppelman et al. 2009) qui représentent 45 à 95% de ces classes de tailles en Méditerranée (Champalbert 1996). Des suivis historiques conduits dans la région de Toulon ont permis de décrire que les copépodes est le groupe taxonomique dominant dans les communautés zooplanctoniques (abondance totale moyenne annuelle > 24 000 ind.m<sup>-3</sup> dans Rade de Toulon et > 2 500 ind.m<sup>-3</sup> dans la baie du Niel, *i.e.* Presqu'île de Giens, Jamet et al. 2001; Serranito et al. 2016). L'abondance de la communauté micro- phytoplanctonique pouvant varier entre 7,6 et 168.10<sup>5</sup> cellules.L<sup>-1</sup> (Serranito et al. 2019) et avec une prédominance du genre *Synechococcus* sp. au niveau des communautés pico- et nano-phytoplanctoniques avec une abondance de 15 253 cellules.mL<sup>-1</sup> (Delpy et al. 2018) correspondant à notre classe inférieure à 20  $\mu\text{m}$ .

Concernant la diversité, peu de données utilisant l'indice de Shannon ( $H'$ ) sont aujourd'hui disponibles dans la littérature. Cependant, des travaux conduits au niveau des côtes méditerranéennes espagnoles ([Rodrigo et al. 2003](#)) nous permettent de disposer de quelques valeurs de comparaison. Les indices  $H'$  relevés variaient de 0,9 à 3,7 pour la communauté zooplanctonique (environ 126 espèces considérées). Des valeurs entre 0 et 3 étaient quant à elles rapportées pour les communautés phytoplanctoniques (128 espèces de microalgues considérées). Des valeurs  $H'$  comprises entre 0,96 et 2,61 ont également été rapportées par [Ignatiades et al. \(2009\)](#) pour les communautés phytoplanctoniques pour un transect est-ouest de la Méditerranée. Enfin, pour des sites situés entre les Iles d'Hyères et la Rade de Toulon, [Jamet et al. \(2005\)](#) rapporte des indices compris entre 1,81 et 3,18 pour le phytoplancton et entre 1,7 et 2,88 pour le zooplancton. L'ensemble de ces informations sont globalement cohérentes avec les observations effectuées dans cette étude. Même s'il n'existe pas réellement de grille d'interprétation de l'indice  $H'$ , il est admis que pour un système marin côtier les indices observés varient entre « 0 » pour un système non diversifié à « 5 » pour un système considéré comme très diversifié ([Frontier 1976](#)). Seule la station SAN présente des indicateurs  $H'$  élevés (*i. e.*  $> 2,5$ ) à la fois pour les compartiments zooplanctoniques et phytoplanctoniques. Les stations CIO, CAL et MRS présentent quant à elle des indices  $H'$  intermédiaires (de l'ordre de 2). La station CAR présente un  $H'$  élevé pour le zooplancton ( $> 2,5$ ), mais relativement faible pour le phytoplancton ( $H' < 1$ ). Cette station présente une abondance phytoplanctonique parmi les plus faibles relevées au cours de cette étude (environ 14 000 cellules.L<sup>-1</sup>), mais la plus forte concentration en chl-*a*. Cette observation peut s'expliquer par la très large prédominance des bacillariophycées (microalgues photosynthétiques). Le site HPC présente également un indice  $H'$  élevé pour le compartiment phytoplanctonique. Malheureusement il n'a pas été possible d'effectuer les analyses de zooplancton sur les échantillons de la station HPAC (Tableau 11).

#### 4.2.1.2 Signatures trophiques du plancton

Les analyses isotopiques planctoniques révèlent des valeurs minimales et maximales respectivement comprises entre -22,9 ‰ (CIO) et -17,8 ‰ (HPC) pour le  $\delta^{13}\text{C}$  et 0,9 ‰ (CAL) et 3,7 ‰ (CAR) pour le  $\delta^{15}\text{N}$  (Figure 31 et Annexe 9). Ces valeurs sont globalement du même ordre que celles rapportées dans la littérature dans le cadre d'autres travaux en Méditerranée pour le plancton marin. Ces valeurs en  $\delta^{15}\text{N}$  sont globalement inférieures à celles obtenues dans le cadre du projet SCOTTI 2018 ([Knoery et al. 2019](#)) dans la rade de Toulon (3,6 à 7,5 ‰) et semblent se rapprocher de celles rapportées dans la baie de Marseille par [Bănanaru et al. \(2014\)](#) (2,4 à 3 ‰). Par ailleurs, dans cette étude, les  $\delta^{15}\text{N}$  couvrent 3 ordres de grandeur, soit l'équivalent d'au moins deux niveaux trophiques.

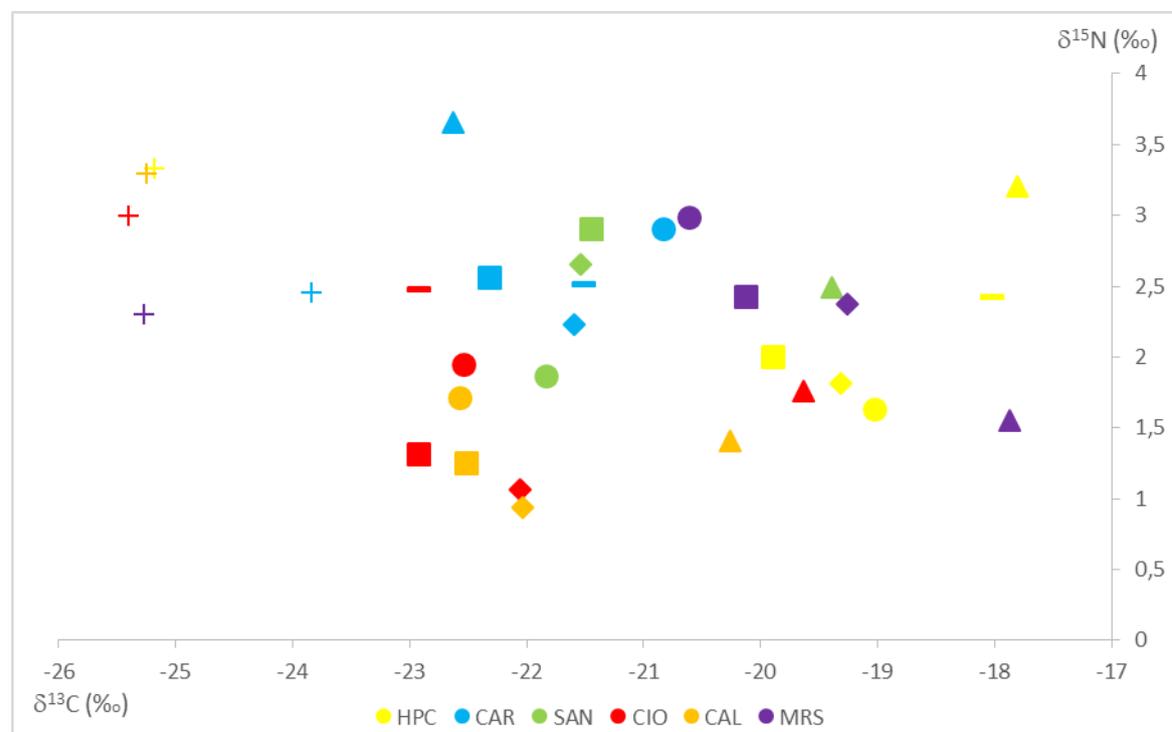
Pour les stations HPC et CAR les classes 20-5 ou 100-20 présentent des signatures en  $\delta^{13}\text{C}$  plus élevées (Figure 31), suggérant une organisation trophique basée sur le recyclage de la matière organique et souligne l'importance de la boucle microbienne ([Pepin and Dower 2007](#)).

Pour les stations CIO, CAL et MRS, la fraction  $> 500 \mu\text{m}$  présente les signatures en  $\delta^{15}\text{N}$  plus élevées que les fractions 500-200 et 200-100 (Figure 31), un résultat cohérent avec l'organisation trophique attendue du plancton ([Bode et al. 2004](#)). L'ensemble des échantillons de la classe 5-20  $\mu\text{m}$  présentent des  $\delta^{15}\text{N}$  particulièrement homogènes et relativement élevées (du même ordre de grandeur que la MOP, Figure 31 et Figure 32). Avec l'augmentation de la classe de taille, les signatures en azote évoluent différemment selon les sites (Figure 31) ; à CIO et CAL les  $\delta^{15}\text{N}$

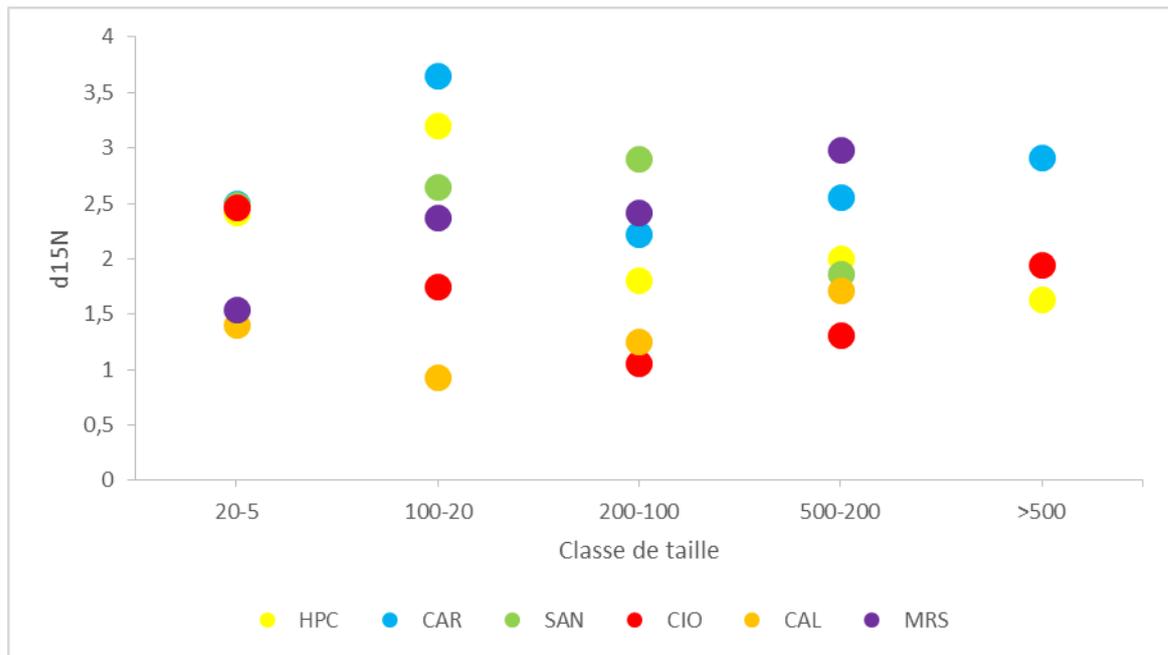
commencent par diminuer entre les plus petites classes de 20-5 à 200-100  $\mu\text{m}$  puis augmentent jusqu'à la classe  $> 500 \mu\text{m}$ , alors qu'à SAN et MRS l'augmentation des  $\delta^{15}\text{N}$  semble quasi-linéaire des classes 100-20 à  $> 500 \mu\text{m}$ . Des travaux complémentaires effectués sur les échantillons de la classe 20-5  $\mu\text{m}$  montrent la présence significative de bactéries (genres non déterminés, Annexe 10) pouvant intervenir dans un mécanisme de reminéralisation de la matière organique, et qui pourrait expliquer les valeurs observées (Annexe 9).

Dans cette étude, la MOP représente l'ensemble des particules organiques, indépendamment de leur nature, présent dans la colonne d'eau lors des prélèvements. Elle révèle des  $\delta^{13}\text{C}$  plus faibles vis-à-vis des différentes classes de plancton (Figure 31). Cette observation montre que la MOP collectée n'est pas constituée exclusivement de plancton, mais intègre également d'autres sources de carbone, probablement d'origine terrigène (*e.g.* le  $\delta^{13}\text{C}$  des plantes terrestres compris entre -10 et -33 ‰ (O'Leary 2008), comme cela a pu être observé par Bănaru et al. (2014) avec des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  de MOP de l'Huveaune et de Cortiou plus faibles qu'en mer à la station SOMLIT (respectivement de -26,25 et -25,50 ‰ contre -23,59 ‰ à SOMLIT).

La MOP des sites HPC, CIO et CAL présente des signatures en  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  relativement homogènes, qui se différencient de celle des sites de CAR et MRS bien plus faibles en  $\delta^{15}\text{N}$  et également plus élevée en  $\delta^{13}\text{C}$  pour CAR. Rappelons toutefois que les données pour la MOP ne sont fournies qu'à titre indicatif, la qualité de la matière étant insuffisante pour permettre une analyse optimale des échantillons collectés.



**Figure 31.** Valeurs en  $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{13}\text{C}$  (en ‰) à chaque station de la matière organique particulaire (MOP, croix) et des différentes classes de taille de plancton, les fractions 20-5 (trait) ; 100-20 (triangle) ; 200-100 (losange) ; 500- 200 (carré) ;  $> 500 \mu\text{m}$  (rond).



**Figure 32.** Variations des teneurs en d15N aux différentes stations et pour chaque classe de taille.

#### 4.2.1.3 Niveaux de contamination

Les concentrations en contaminants métalliques et organiques mesurées dans le plancton lors de la campagne au cours de l'étude sont extrêmement variables, avec des variations pouvant atteindre un facteur x10 pour certains éléments, comme le V (Tableau 12). Les stations CAL et CIO présentent les niveaux de contaminants métalliques et organiques les plus bas, à l'exception des HAP pour CIO (Tableau 12). Rappelons que ces deux stations se caractérisent par les deux plus faibles abondances en phytoplancton (cumul sur l'ensemble des classes de tailles) et des abondances en zooplancton relativement élevées (Figure 23 et Figure 27). À l'inverse les stations HPC et MRS présentent les niveaux de contamination les plus élevés respectivement en métaux et composés organiques (Tableau 12). Ces deux stations se caractérisent également par les abondances en phytoplancton (cumuls de fractions 20—100 et 100 — 200) les plus élevées. MRS fait partie des stations présentant les abondances minimales en zooplancton (Figure 27). Globalement, les stations HPC et MRS présentent l'ensemble des maxima observés pour les contaminants métalliques, à l'exception du Pb dont le maximum est observé à SAN et du Ni qui est retrouvé à CAL. Pour les contaminants organiques, les valeurs observées sont dans l'ensemble du même ordre sur l'ensemble des stations à l'exception de MRS qui présente un niveau de PCB au moins deux fois supérieur à celui des autres stations et de CAL pour les HAP dont le niveau est au moins 4 fois supérieur à celui des autres stations.

Relativement peu de données de référence sont aujourd'hui disponibles pour comparer ces niveaux. Les niveaux en Cd, Pb, Cu, Mn et Zn rapportés dans les communautés zooplanctoniques par de précédents travaux en Méditerranée nord occidental ([Battuello et al. 2016](#)) sont du même ordre que celles détectées lors de cette campagne. Mais les concentrations de cette étude en Fe, As, Cr, Co et Ni sont bien supérieures et celles en V bien inférieures aux données de la littérature ([Battuello et al. 2016](#)). Les teneurs en Cu, Pb, Ni retrouvées à Marseille lors de la campagne SUCHIMED 2021 sont très supérieures, *i.e.* respectivement 3,20x et 6x, à celles mesurées en 2010 et 2011 à l'est du Rhône par [Chouvelon et al. \(2019\)](#). Par contre, la tendance inverse a été observée pour les teneurs en Cd, Zn et Co, respectivement divisées par 3, 2 et 3. Mais valeurs mesurées par [Chouvelon et al. \(2019\)](#) restent tout de même comparables à celles retrouvées pour le Cd et Co aux différentes stations de SUCHIMED 2021. Rappelons cependant que les échantillons de plancton utilisés par [Chouvelon et al. \(2019\)](#) ont été prélevés au large, contrairement à ceux de cette étude qui ont été prélevés en zone côtière. La somme des concentrations en PCB observé à Marseille au cours de cette étude est très inférieure à celle qui avait été mesurée précédemment par [Tiano et al. \(2014\)](#) dans le cadre d'un suivi des communautés zooplanctoniques : 12,18  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. en 2021 vs 14,2 à 88,1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. en 2014. De la même manière, les concentrations en PCB 153 sont également légèrement plus faibles en 2021 (4,45  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. vs 5,5 à 29,1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. en 2014) alors que celles en PCB28 semblent être restées stables (0,60  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. vs 0,1 à 1,2  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. en 2014). De même, les valeurs mesurées en 2021 à Marseille sont très inférieures aux concentrations observées pour les communautés phyto- et zooplanctoniques en 2017 par [Castro-Jimenez et al. \(2021\)](#). Concernant les HAP, les niveaux observés sont dans leur ensemble d'un même ordre de grandeur ( $\Sigma\text{HAP}$  : 250-550  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s.), à l'exception de ClO qui présente un  $\Sigma\text{HAP}$  supérieure à 2 300  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  p.s. principalement composée de Phénanthrène (Phe), Fluoranthène (Flt) et Pyrène (Pyr). Ces derniers composés sont généralement considérés comme des marqueurs de pollution issus de la combustion d'énergie fossile ([Juhász et al. 1997](#)).

**Tableau 12.** Concentration en contaminants métalliques (en mg/kg p.s.) et organiques ( $\mu\text{g/kg}$  p.s.) mesurée dans le plancton lors de la campagne SUCHIMED 2021. Les valeurs surlignées en gris sont données à titre indicatif.

Stations	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Pb	Hg	$\Sigma\text{PCB}$	$\Sigma\text{HAP}$
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	$\mu\text{g/kg}$	$\mu\text{g/kg}$
	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.	P.S.
<b>HPC</b>	34,6	23,5	138,7	12183,6	4,0	16,8	19,5	123,1	21,1	0,1	0,3	13,0	0,03	4,9	383,4
<b>CAR</b>	7,0	7,2	32,7	2762,5	0,9	9,2	11,4	147,5	13,7	0,1	0,6	4,4	0,03	3,6	251,3
<b>SAN</b>	6,7	8,7	65,3	3287,6	1,0	7,0	15,2	114,9	9,1	0,0	0,2	25,7	0,02	5,4	430,1
<b>CIO</b>	4,7	8,7	55,3	3157,8	0,8	8,1	14,6	128,2	12,6	0,0	0,6	8,0	0,08	4,5	2379,1
<b>CAL</b>	4,0	5,5	34,7	1609,5	0,6	20,1	9,4	68,7	11,0	0,0	0,5	4,6	0,08	4,9	341,7
<b>MRS</b>	50,4	21,4	139,1	8508,0	2,1	12,1	18,0	100,6	19,4	0,1	0,2	20,0	0,08	12,2	556,6
<i>Min</i>	4,0	5,5	32,7	1609,5	0,6	7,0	9,4	68,7	9,1	0,0	0,2	4,4	0,02	3,6	251,3
<i>Médiane</i>	6,9	8,7	60,3	3222,7	0,9	10,7	14,9	119,0	13,1	0,0	0,4	10,5	0,03	4,9	406,8
<i>Max</i>	50,4	23,5	139,1	12183,6	4,0	20,1	19,5	147,5	21,1	0,1	0,6	25,7	0,08	12,2	2379,1

## 4.2.2 Statut trophique et contamination des poissons

### 4.2.2.1 Caractérisation des espèces

Les deux espèces de petits pélagiques suivies lors de la campagne SUCHIMED présentent des caractéristiques différentes.

La population de sprats *S. sprattus* échantillonnée à Port Saint Louis du Rhône est principalement constituée d'individus immatures, *i.e.* 84% contre 16% de mâles (Annexe 11). Par comparaison avec l'anchois, les spécimens sont en moyenne significativement plus petits et plus légers (LS de  $73,9 \pm 4,9$  cm et ME de  $4,0 \pm 1,1$  g), mais plus gras (MG de  $5,5 \pm 3,0\%$ ) (Student,  $p < 0,001$ ). La CAH a permis d'identifier 3 groupes de sprats SS1 à SS3 aux tailles, masses et teneurs en matière grasse croissantes (Tableau 13) ; respectivement 69,1 à 79,2 cm, 3,0 à 5,2 g et 3,3 à 8,9%. Ces différences sont significatives (TukeyHSD,  $p < 0,001$ ), sauf entre SS1 et SS2 pour ME et MG ( $p > 0,05$ ).

La population d'anchois *E. encrasicolus* échantillonnée à la Ciotat est quant à elle principalement composée de femelles, *i.e.* 95% à des stades de maturation plus ou moins avancés (Annexe 11). Les spécimens sont en moyenne significativement plus grands et plus gros (LS de  $120,3 \pm 3,3$  cm et ME de  $15,8 \pm 1,4$  g), mais moins gras (MG de  $1,3 \pm 0,3\%$ ) (Student,  $p < 0,001$ ) que les sprats. La CAH a également identifié 3 groupes d'anchois EE1 à EE3 aux LS, ME et MG croissantes (Tableau 13) ; respectivement 114,6 à 123,6 cm, 15,4 à 16,6 g et 0,9 à 1,3%. Ces différences sont significatives (TukeyHSD,  $p < 0,001$ ), hormis entre EE2 et EE3 pour ME et MG ( $p > 0,05$ ).

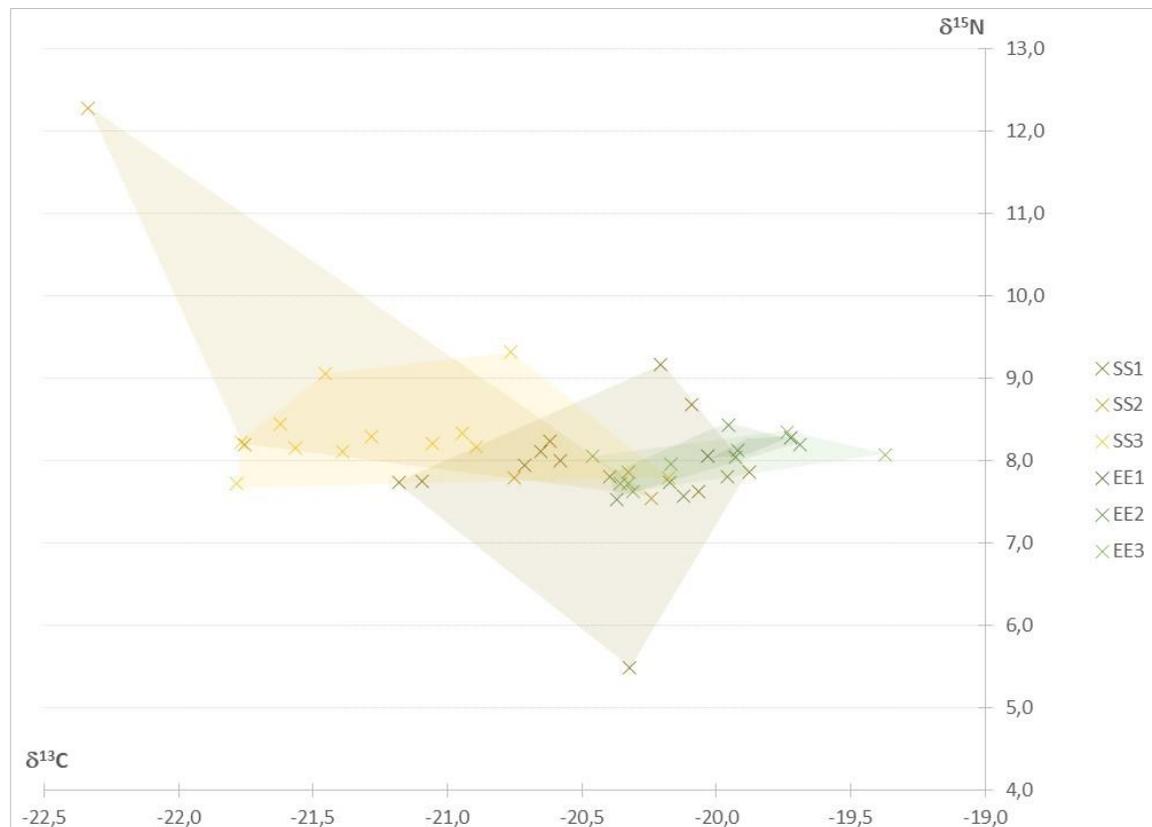
**Tableau 13.** Valeurs des mesures biométriques (LS, ME et MG) et isotopiques ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$  et C/N) obtenues dans les deux espèces de poissons petits pélagiques (le sprat *S. sprattus* et l'anchois *E. encrasicolus*) collectées lors de la campagne SUCHIMED 2021 le long du littoral méditerranéen. LS = Longueur standard, en cm ; ME = Masse éviscérée, en g ; MG = matière grasse, en %.

Espèce	Groupe	Station	LS moy (mm)	ME moy (g)	MG (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C/N
<i>S.s</i>	SS1	PSLR	$69,1 \pm 1,6$	$3,0 \pm 0,3$	3,3	$-20,49 \pm 0,42$	$7,87 \pm 0,91$	$4,17 \pm 0,39$
<i>S.s</i>	SS2	PSLR	$72,5 \pm 1,2$	$3,7 \pm 0,4$	4,3	$-20,93 \pm 0,80$	$8,52 \pm 1,68$	$4,39 \pm 0,35$
<i>S.s</i>	SS3	PSLR	$79,2 \pm 1,9$	$5,2 \pm 0,4$	8,9	$-21,23 \pm 0,48$	$8,31 \pm 0,46$	$6,25 \pm 0,95$
<i>S.s</i>	total	PSLR	$73,9 \pm 4,9$	$4,0 \pm 1,1$	$5,5 \pm 3,0$	$-20,89 \pm 0,62$	$8,19 \pm 1,01$	$5,05 \pm 1,19$
<i>E.e</i>	EE1	CIO	$114,6 \pm 1,5$	$15,4 \pm 1,2$	0,9	$-19,88 \pm 0,22$	$8,16 \pm 0,15$	$3,87 \pm 0,001$
<i>E.e</i>	EE2	CIO	$118,9 \pm 1,5$	$15,7 \pm 0,9$	1,5	$-20,06 \pm 0,23$	$7,91 \pm 0,30$	$3,86 \pm 0,23$
<i>E.e</i>	EE3	CIO	$123,6 \pm 0,9$	$16,6 \pm 1,4$	1,3	$-20,10 \pm 0,40$	$7,93 \pm 0,25$	$3,92 \pm 0,10$
<i>E.e</i>	total	CIO	$120,3 \pm 3,3$	$15,8 \pm 1,4$	$1,3 \pm 0,3$	$-20,06 \pm 0,30$	$7,95 \pm 0,27$	$3,88 \pm 0,17$

### 4.2.2.2 Signatures trophiques des poissons

Les deux espèces de petits pélagiques montrent des signatures isotopiques variables (Figure 33 et Tableau 13). Les sprats révèlent des ratios moyens significativement plus faibles en  $\delta^{13}\text{C}$  ( $-20,89 \pm 0,62$  ‰, ANOVA  $p < 0,001$ ) et un peu plus forts, mais non significativement différents en  $\delta^{15}\text{N}$  ( $8,19 \pm 1,01$  ‰, ANOVA  $p > 0,05$ ), avec des gammes de valeurs beaucoup plus étendues, surtout en carbone ( $\Delta\text{C} = 2,46$  ‰;  $\text{N} = 1,79$  ‰). À l'inverse, les anchois montrent des ratios moyens significativement plus forts en  $\delta^{13}\text{C}$  ( $-20,06 \pm 0,30$  ‰, ANOVA  $p < 0,001$ ) et légèrement plus faibles, mais non significativement différents en  $\delta^{15}\text{N}$  ( $7,95 \pm 0,27$  ‰, ANOVA  $p > 0,05$ ), avec des gammes

de valeurs beaucoup plus restreintes ( $\Delta C = 1,08 \text{ ‰}$ ;  $N = 0,89 \text{ ‰}$ ). Ces résultats vont dans le sens des observations faites précédemment sur ces deux espèces dans le Golfe du Lion ([Le Bourg et al. 2015](#)).



**Figure 33.** Signatures isotopiques en  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  des poissons collectés en zones côtières lors de la campagne SUCHIMED 2021 : sprats *S. sprattus* à Port Saint Louis sur le Rhône (marron), anchois *E. encrasicolus* à La Ciotat (vert). Les gammes de variations des ratios sont indiquées pour les trois groupes de chaque espèce.

Les différences en  $\delta^{13}C$  observées témoignent d'une plus grande mobilité des sprats entre les zones d'alimentation (différentes sources), tandis que les anchois présentent des zones d'alimentation préférées et relativement localisées. En effet, il a été mis en évidence par [Harmelin-Vivien et al. \(2008\)](#) que les sprats peuvent exploiter les réseaux trophiques influencés par le panache du Rhône, libérant des détritiques abaissant la signature en carbone et augmentant celle en azote du phytoplancton et de la matière organique particulaire, comme c'est le cas au site d'échantillonnage Port Saint Louis du Rhône. À l'inverse, les anchois se nourrissent dans des zones plutôt éloignées du Rhône ([Saraux et al. 2014](#)), sous influence plus océanique comme c'est le cas au site d'échantillonnage de la Ciotat.

Les tendances en  $\delta^{15}N$  observées confirment le fait que les sprats semblent être des prédateurs plus généralistes que les anchois ([Le Bourg et al. 2015](#)) ; les sprats se nourrissant d'un spectre de proies de plus grande taille (*i.e.* grands copépodes *Clauso/Paracalanus*, famille des Corycaeidae, *E. acutifrons* et *Microsetella*), et ce quel que soit leur taille, alors que les anchois à l'âge adulte consomment plutôt des diatomées et des copépodes comme les *C. typicus* ([Le Bourg et al. 2015](#)).

Par ailleurs, les ratios C/N obtenus lors de cette étude attestent également de la plus grande condition relative des sprats vis-à-vis des anchois (5,05 vs. 3,88 ‰, ANOVA  $p < 0,001$ ), comme mentionné précédemment par [Le Bourg et al. \(2015\)](#).

Les signatures isotopiques en carbone et en azote des deux espèces se chevauchent partiellement, surtout entre les plus petites tailles des sprats (Figure 33), ce qui suggère une compétition potentielle pour la nourriture et l'espace entre ces deux espèces, comme formulé précédemment dans la littérature ([Saraux et al. 2014](#)). Cette hypothèse devra être attestée ou non par un travail plus approfondi sur le calcul des niches isotopiques de ces deux espèces préférentiellement échantillonnées aux mêmes sites.

Au sein de chaque espèce, des différences isotopiques ont été démontrées entre les groupes aux caractéristiques biométriques distinctes.

Chez les sprats, les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  ne sont significativement distinctes qu'entre les groupes SS1 ( $-20,49 \pm 0,42$  ‰) et SS3 ( $-21,23 \pm 0,48$  ‰) (TukeyHSD,  $p < 0,01$ ). De même pour les ratios C/N significativement différents entre le groupe SS3 et les autres (TukeyHSD,  $p < 0,001$ ). Ces résultats sont appuyés par la mise en évidence de corrélations significativement positives entre les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et la taille ( $r = -0,51$ ), la masse ( $r = -0,59$ ) et la teneur en graisse ( $r = -0,49$ ) des individus, et significativement négatives entre de C/N et les trois paramètres biométriques LS ( $r = 0,81$ ), ME ( $r = 0,88$ ) et MG ( $r = 0,84$ ) (Pearson,  $p < 0,01$ ). En revanche, les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  ne montrent aucune différence significative (ANOVA,  $p > 0,05$ ), comme le confirme l'absence de corrélation entre ce ratio isotopique et les descripteurs biométriques (Pearson,  $p > 0,05$ ). Ce dernier résultat est probablement lié au fait que la population de sprats échantillonnée était majoritairement constituée d'individus immatures, et que par conséquent, la gamme de tailles à disposition n'a pas permis d'observer un lien suffisamment évident. En effet, dans d'autres études ([Turner et al. 1984](#); [Landry et al. 1985](#); [Wu et al. 2004](#)), un lien évident est mis en évidence, entre la croissance des individus et l'augmentation de leur niveau trophique au fur et à mesure qu'ils consomment moins de copépodes omnivores *Oncaea* et davantage de copépodes prédateurs Corycaeidae.

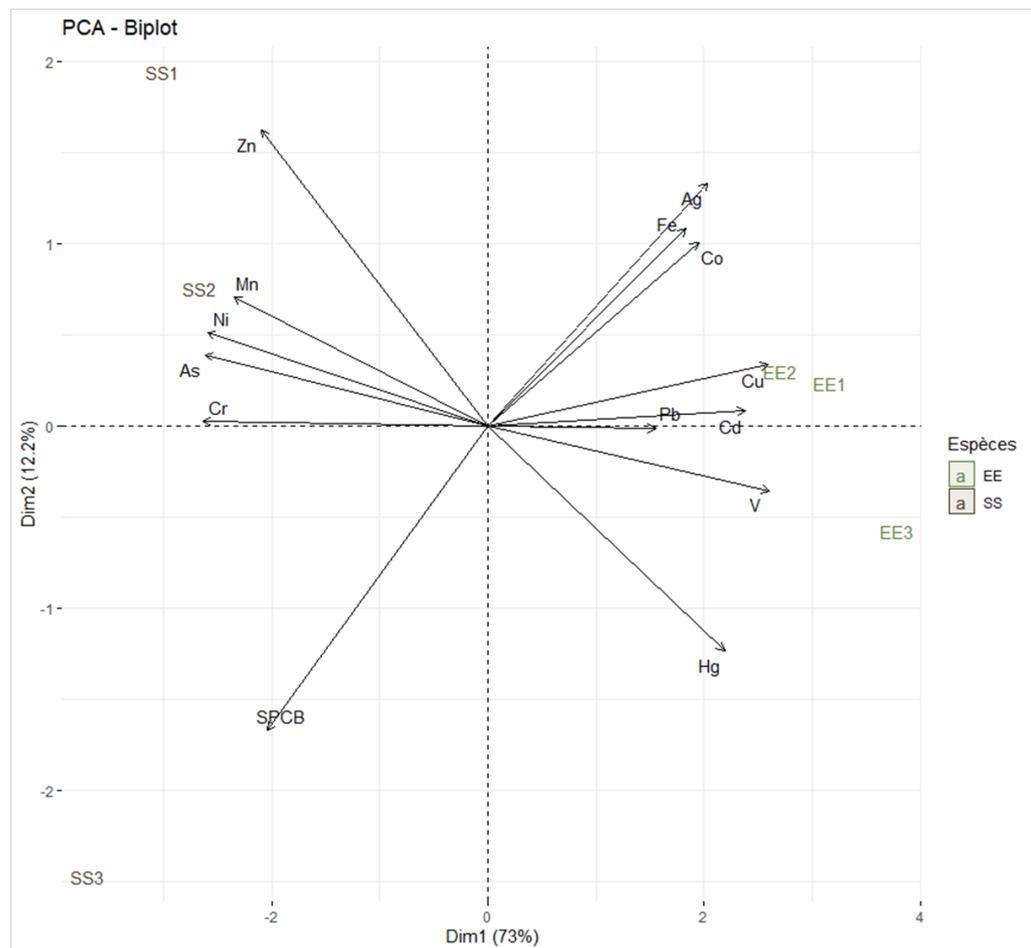
Chez les anchois, aucune différence isotopique (ANOVA,  $p > 0,05$ ) ni corrélation avec les paramètres LS, ME et MG (Pearson,  $p > 0,01$ ) significative n'apparaît entre les trois groupes, ce qui reste cohérent avec la suggestion de [Le Bourg et al. \(2015\)](#) de rares changements ontogéniques lorsque l'espèce se trouve dans un site préférentiel correspondant à sa niche écologique.

#### 4.2.2.3 Niveaux de contamination

Les concentrations obtenues dans les poissons lors de la campagne ont été mesurées sur deux espèces collectées à deux stations différentes. Il s'agit donc ici davantage de souligner les variabilités plutôt que de réaliser une comparaison directe des deux espèces (Tableau 14). Ainsi, les sprats de Port Saint-Louis du Rhône semblent accumuler des niveaux supérieurs en As, Cr, Ni, Mn, Zn et  $\Sigma\text{PCB}$ , comme les moules à cette même station, tandis que les anchois de la Ciotat révèlent des concentrations supérieures en Ag, Cu, Cd, Hg et V (ACP, 85% de la variabilité expliquée, Figure 34). En raison du faible nombre d'échantillons analysés, *i.e.* 3 pools par espèce, ces tendances doivent donc être considérées avec précaution.

Ces niveaux obtenus par exemple pour les anchois sont globalement dans les gammes de valeurs détectées en méditerranée. Ils sont légèrement plus faibles que ceux rapportés pour des spécimens collectés dans le Golfe du Lion plus à l'ouest du Rhône, *i.e.* pour les éléments Ag, Ni, Pb

et Zn ([Chouvelon et al. 2019](#)), mais sont plus hauts que ceux observés autour de l'Italie en mers Tyrrhénienne, Ionienne et Adriatique, *i.e.* pour les éléments Cr, Cu et Ni ([Iamiceli et al. 2015](#)). Les niveaux en Hg semblent quant à eux plutôt conformes aux valeurs déterminées sur l'ensemble de la méditerranée ([Iamiceli et al. 2015](#); [Naccari et al. 2015](#); [Chouvelon et al. 2019](#)).



**Figure 34.** Biplot de l'analyse en composantes principales (ACP) illustrant les patrons de répartition et la contribution des contaminants en fonction des deux espèces de poissons petits pélagiques ; les anchois (EE, en vert) et les sprats (SS, en marron). Les deux premiers axes de dimensions expliquent près de 85% de la variabilité des données et les variables contribuant le plus sont l'As, Cr, Cu, Ni et V pour l'axe 1 et  $\Sigma$ PCB, Zn et Ag pour l'axe 2.

Plusieurs métaux ne semblent pas varier en concentrations en fonction des groupes d'individus de tailles et masses croissantes 1 à 3 (Tableau 14) ; c'est le cas des éléments Ag, Cr et Pb détectés dans les sprats et des éléments As, Cr, Mn, Pb, et Zn dans les anchois. D'autres niveaux semblent diminuer, *i.e.* As, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn chez les sprats ou Ag et Ni chez les anchois.

Enfin, quelques concentrations semblent augmenter avec la taille et la masse des individus ; les éléments Cu, Fe et Hg pour les sprats, Hg et  $\Sigma$ PCB pour les anchois. Dans le cas du Cu et du Fe ces augmentations sont très faibles et trop anecdotiques pour souligner un quelconque effet de la taille des individus sur l'accumulation de ces métaux. Ainsi, seules les augmentations observées en Hg et PCB peuvent suggérer une bioaccumulation claire de ces deux éléments avec l'augmentation en taille des individus, comme cela est d'ailleurs souligné par l'ACP (Figure 34).

**Tableau 14.** Concentration en contaminants métalliques (en mg/kg p.s.) et organiques (µg/kg p.s.) mesurée dans les poissons lors de la campagne SUCHIMED 2021 ; les sprats (*S. sprattus*) à Port Saint Louis du Rhône (PSLR) et les anchois (*E. encrasicolus*) à La Ciotat (CIO). Les valeurs maximales (**en gras**) et minimales (soulignées) sont indiquées, ainsi que les données sous la limite de quantification (en vert) ou non certifiées (en gris).

Espèce	Groupe	Station	Ag	As	5V	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	ΣPCB
			mg/kg p.s.													
S.s	G1	PSLR	0,003	<b>32,84</b>	0,04	0,02	0,05	<b>2,13</b>	3,36	46,01	<u>0,073</u>	<b>3,25</b>	<b>0,58</b>	0,009	<b>91,73</b>	25,429
S.s	G2	PSLR	0,004	31,00	0,04	0,02	0,04	1,89	3,39	41,75	0,091	2,99	0,55	0,016	85,29	31,762
S.s	G3	PSLR	<u>0,001</u>	29,42	0,05	0,02	0,04	<b>2,13</b>	<u>2,62</u>	<u>37,50</u>	0,208	2,76	0,51	<u>0,008</u>	72,36	<b>60,152</b>
S.s	total	PSLR	0,003 ± 0,001	31,09 ± 1,72				2,05 ± 0,14	3,12 ± 0,44	41,75 ± 4,25	0,124 ± 0,073	3,00 ± 0,24	0,55 ± 0,03	0,011 ± 0,005	83,13 ± 9,69	39,11 ± 18,49
E.e	G1	CIO	<b>0,006</b>	14,53	0,15	0,04	0,06	0,65	5,33	43,49	0,239	<u>1,84</u>	0,27	0,014	66,49	16,293
E.e	G2	CIO	0,005	14,60	0,15	0,03	0,05	<u>0,55</u>	5,81	48,74	0,315	2,32	0,25	0,011	70,88	<u>15,274</u>
E.e	G3	CIO	0,004	<u>14,23</u>	0,19	0,03	0,05	0,59	<b>5,85</b>	<b>50,85</b>	<b>0,409</b>	2,31	<u>0,19</u>	<b>0,023</b>	<u>63,57</u>	16,042
E.e	total	CIO	0,005 ± 0,001	14,46 ± 0,20				0,60 ± 0,05	5,66 ± 0,29	47,69 ± 3,79	0,321 ± 0,085	2,16 ± 0,27	0,24 ± 0,04	0,016 ± 0,006	66,98 ± 3,68	15,87 ± 0,53

## 4.2.3 Architecture et contamination du réseau trophique

### 4.2.3.1 Reconstruction du réseau trophique

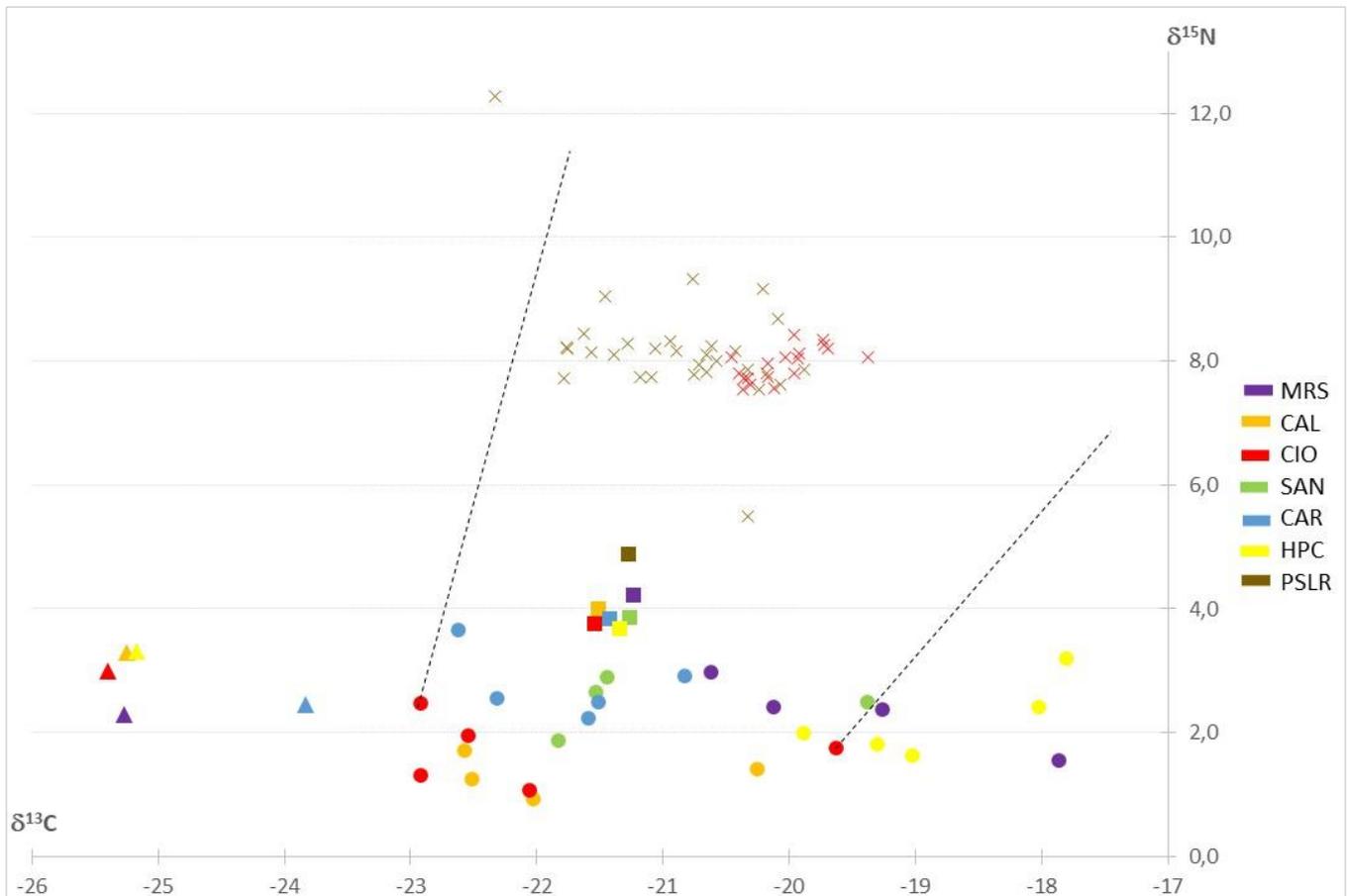
L'analyse des ratios isotopiques du carbone et de l'azote en milieu marin permet :

- de différencier la production benthique de la production pélagique et des apports terrigènes, puisque la composition isotopique naturelle des différents groupes de producteurs primaires montre de grandes variations bien distinctes (e.g. [Fichez et al. 1993](#); [Cresson 2013](#)). Dans les systèmes littoraux, les  $\delta^{13}\text{C}$  de la matière organique particulière attribuée aux apports terrestres sont généralement compris entre -31 et -26 ‰. À l'opposé, la matière organique particulière marine dominée par le phytoplancton montre un  $\delta^{13}\text{C}$  plus enrichi variant de -22 à -19 ‰ ([Ostrom and Fry 1993](#)) ;
- de retracer les relations trophiques entre les organismes en suivant le devenir de la MO le long de la chaîne trophique. En effet, la signature isotopique d'un prédateur dépend directement de la signature isotopique de son alimentation, à un facteur de fractionnement près. Pour le carbone, ce fractionnement est faible (de l'ordre de + 1 ‰), ce qui permet d'utiliser le carbone comme un marqueur de l'origine de la MO dont dépend un consommateur. Pour l'azote, le fractionnement est plus important (de l'ordre de 3 à 4 ‰ par niveau trophique), ce qui permet de l'utiliser comme un proxy du niveau trophique d'un organisme (e.g. [DeNiro and Epstein 1978, 1981](#); [Peterson and Fry 1987](#)).

Ainsi, l'architecture partielle des réseaux trophiques pélagiques du littoral méditerranéen situés entre Marseille et Port Cros a été reconstruite à partir de l'ensemble des données isotopiques obtenues (Figure 35). Cette représentation graphique représente assez fidèlement le profil isotopique des différents compartiments écologiques suivis.

Ainsi, est mise en évidence la grande variabilité spatiale des signatures isotopiques des premiers maillons trophiques, *i.e.* MOS et plancton, tout particulièrement en carbone. Cela est accentué par l'aspect ponctuel de la donnée, puisqu'un seul prélèvement par site et par classe de taille a été réalisé durant la campagne, et par un turn-over plus rapide de la matière azotée chez ces organismes ([Fry and Arnold 1982](#); [Tieszen et al. 1983](#)). Par contraste, les moules immergées et immobiles durant quelques semaines permettent d'obtenir des données plus intégratives, et affichent des signatures relativement proches d'un site à l'autre. À noter également que les moules ont une grande capacité de tri et de sélection de leur nourriture, ce qui peut avoir tendance à uniformiser leur signature isotopique par rapport à celle d'un pool de plancton multispécifique obtenu par tamisage. Les données poissons ne nous permettent pas de comparer les sites entre eux, mais ces prédateurs présentent une variabilité interindividuelle a priori plus grande que les moules, en raison de leur mobilité et surtout pour les espèces les plus migratrices et opportunistes.

Si l'on se base sur un fractionnement isotopique usuel de l'azote, *i.e.* 3 à 4 ‰ par niveau trophique, les résultats semblent bien démontrer que les moules consomment principalement de petites fractions planctoniques (bactéries et phytoplancton, [Asmus et al. 1991](#); [Stabili et al. 2005](#)) tandis que les poissons consomment les plus grandes classes de taille (zooplancton majoritairement et grosses cellules phytoplanctoniques, [Le Bourg et al. 2015](#) et ses références).



**Figure 35.** Réseaux trophiques pélagiques partiels du littoral méditerranéen localisé entre Marseille et Port Cros. Les différents compartiments trophiques suivis aux six sites lors de la campagne SUCHIMED sont représentés : la MOP (triangles), le plancton (ronds), les moules (carrés) et les poissons (croix). En exemple, un couloir de voie de transfert de la matière organique a été tracé ainsi : +1 ‰ en  $\delta^{13}\text{C}$  et +4,5 ‰ en  $\delta^{15}\text{N}$  (ligne gauche) et +2 ‰ en  $\delta^{13}\text{C}$  et +2,5 ‰ en  $\delta^{15}\text{N}$  (d'après [Darnaude et al. 2004](#)). Légende : MRS : Marseille, CAL : Calanques, CIO : La Ciotat, SAN : Sanary, CAR : Carqueiranne, HPC : Hyères-Port Cros et PSLR : Port Saint Louis du Rhône.

Les limites d'un « couloir trophique » ont été établies au site réunissant tous les compartiments trophiques, *i.e.* La Ciotat (CIO), à partir des valeurs moyennes d'enrichissement trophique données dans la littérature (de +1 à +2 ‰ en  $\delta^{13}\text{C}$  et de +2,5 à +4,5 ‰ en  $\delta^{15}\text{N}$ , [Darnaude et al. 2004](#), Figure 35). Cela permet de constater que les différentes plus grandes classes de tailles du plancton, les moules et les anchois échantillonnés à La Ciotat appartiennent bien tous à un même réseau trophique pélagique basé probablement principalement sur la production phytoplanctonique. En revanche, il est évident que la MOP dans le cas présent, très appauvrie en  $^{13}\text{C}$ , est exclue de ce réseau trophique. Il sera donc pertinent à l'avenir de chercher à mieux caractériser cette source de MO.

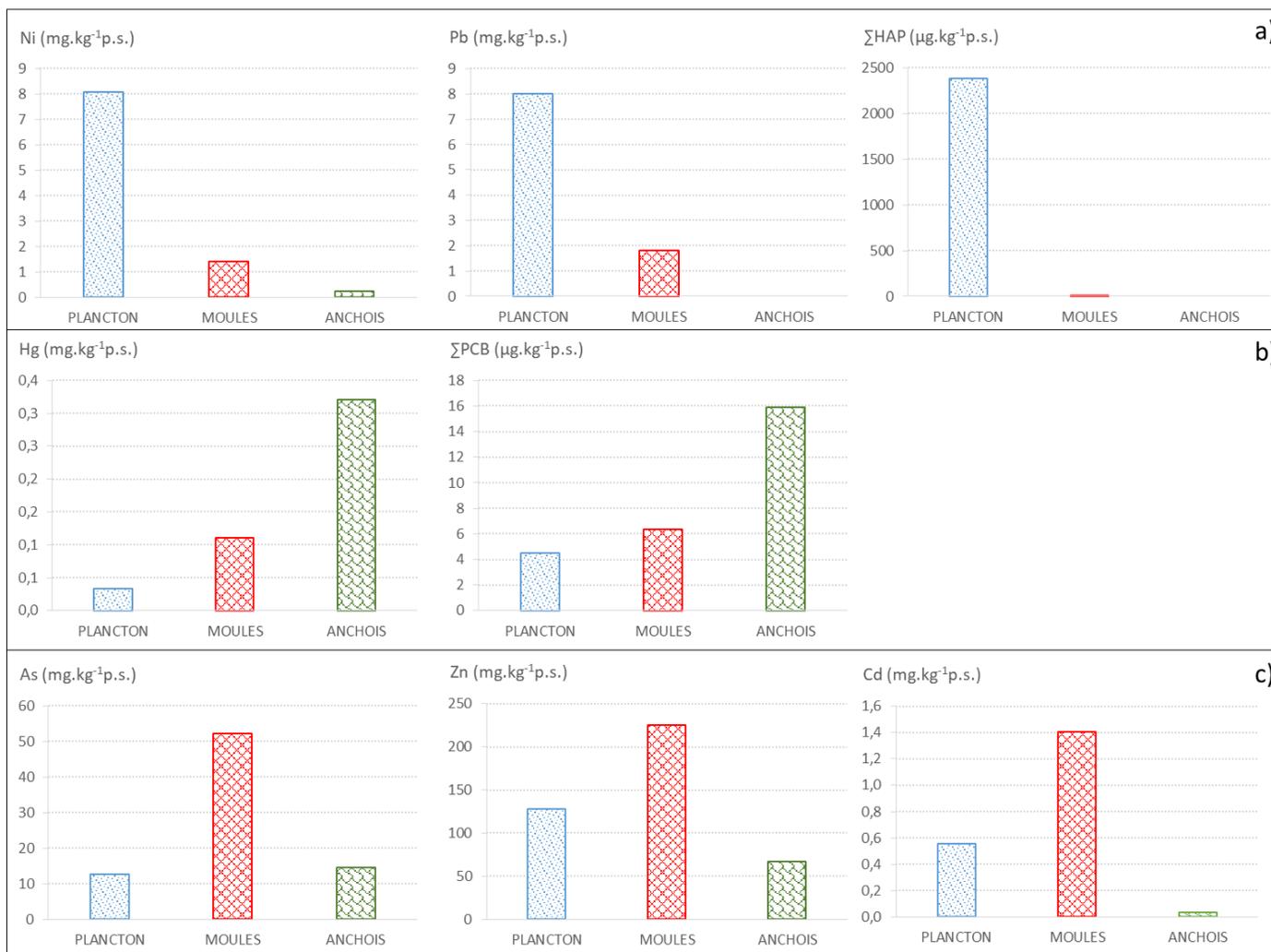
Par ailleurs, l'échantillonnage n'a pas permis de reproduire cette méthode de reconstitution graphique aux cinq autres stations, mais d'après la disposition des classes de plancton et des moules pour les stations Calanques (CAL), Carqueiranne (CAR) et Sanary (SAN), les conclusions sont probablement assez similaires. Les cas des sites Hyères-Port Cros (HPC) et Marseille (MRS),

pour lesquelles le plancton est plus enrichi en  $^{13}\text{C}$  que les moules, posent en revanche question et mérite d'être creusé.

#### 4.2.3.2 Niveaux de contamination

Au cours de la campagne, l'ensemble des maillons écologiques ont été suivis à la station La Ciotat. Les concentrations contaminants métalliques et organiques mesurées le long du réseau trophique pélagique ont été comparées (Figure 36). Les niveaux révèlent des évolutions différentes entre le maillon de la chaîne alimentaire le plus bas, *i.e.* le plancton, et les maillons supérieurs de prédateurs directs, *i.e.* les moules ou les poissons. Soit les concentrations diminuent d'un niveau trophique à l'autre, comme c'est le cas pour les métaux Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, le Pb et les HAP totaux (Figure 36a), suggérant un processus de « biodiminution » le long de la chaîne trophique (*e.g.* [Young et Mearns 1979](#); [Young et al. 1980](#); [Reinfelder et al. 1998](#)). Soit les concentrations augmentent, comme c'est le cas pour le Hg et les PCB totaux (Figure 36b), suggérant un processus de « bioamplification » le long de la chaîne trophique ([Harmelin-Vivien et al. 2012](#)). Dernier cas de figure, les éléments peuvent être particulièrement bioaccumulés par l'un des organismes, comme mis en évidence pour le Zn ou l'As dans les moules (Figure 36c).

Il est toutefois hasardeux de conclure avec certitude à des phénomènes de « biodilution » ou de « bioamplification », puisque seulement deux niveaux trophiques ont été considérés dans cette étude, *i.e.* du plancton aux moules ou du plancton aux poissons. Néanmoins, ce résultat confirme une des conclusions du groupe de travail CONTACT : **le suivi de certains contaminants, notamment ceux qui sont biodiminués le long des réseaux trophiques, mérite d'être suivi dans le plancton.**



**Figure 36.** Concentrations en contaminants métalliques (en mg.kg<sup>-1</sup> p.s.) et organiques (en μg.kg<sup>-1</sup> p.s.) mesurées dans les différents compartiments trophiques, i.e. le plancton total, les moules et les anchois, échantillonnés à La Ciotat. Sont présentés ici des exemples d'éléments dont les profils d'évolution de niveaux le long du réseau trophique sont similaires : a) Ni, Pb et ΣHAP, b) Hg et ΣPCB, c) As, Cd et Zn.

## 5 Suivi de la contamination des microplastiques de subsurface

### 5.1 Introduction

#### 5.1.1 Le contexte microparticules dans le milieu marin

Les plastiques sont des polymères organiques synthétiques qui présentent la particularité d'être à la fois légers, durables et peu coûteux à produire ([Andrady 2017](#)). Cependant, ils constituent des déchets particulièrement persistants du fait de leur grande résistance à la dégradation ([de Sá et al. 2018](#); [Scalenghe 2018](#); [Galgani et al. 2021](#)). Les déchets plastiques, qui se retrouvent dans tous les compartiments du milieu marin ([Alimba and Faggio 2019](#)), sont soumis à une dégradation mécanique et chimique ([Ter Halle et al. 2017](#)) et se fragmentent en de nombreux morceaux de tailles variées hautement persistants dans l'environnement ([Alimba and Faggio 2019](#)). Parmi ces débris, les microplastiques (MPs), définis comme les particules de plastique de taille inférieure à 5 mm ([Arthur et al. 2009](#)), en constituant la fraction la plus abondante ([Eriksen et al. 2014](#)). Il existe deux types de MPs :

- les MPs primaires issus de la production industrielle comme les pellets, les microbilles plastiques dans les cosmétiques et dentifrices ;
- les MPs secondaires issus de la fragmentation des débris plastiques de taille supérieure. Les voies d'introduction de MPs peuvent être nombreuses comme les effluents de Stations de Traitement des Eaux Usées (STEU), les embouchures de fleuves, les sites touristiques, les ports industriels, les activités de pêche ([Thushari and Senevirathna 2020](#)) et sont parfois difficiles à identifier.

Les MPs sont retrouvés en abondance dans tous les compartiments du milieu marin ([Barnes et al. 2009](#); [Andrady 2017](#)). Toutefois, leur forte dépendance aux conditions hydrodynamiques rend l'étude de leur distribution spatio-temporelle et leur quantification au sein des différents compartiments difficiles à réaliser ([Iwasaki et al. 2017](#)). Les MPs représentent aujourd'hui des menaces multiples pour l'économie, la santé humaine et l'environnement marin ([UNEP 2016](#)). Parmi ces menaces existent les risques d'ingestion par les organismes marins ([Ivar do Sul and Costa 2014](#); [de Sá et al. 2018](#)), notamment par des espèces d'intérêt commercial, ce qui peut compromettre les activités économiques qui leur sont associées ([Mancuso et al. 2019](#)). La contamination des ressources halieutiques par les MPs et par les polluants qui leur sont associés constitue également une menace pour la santé humaine ([Van Cauwenberghe and Janssen 2014](#)). Toutes ces menaces font aujourd'hui des MPs une préoccupation majeure pour la communauté scientifique ([Sharma and Chatterjee 2017](#)).

En effet, le comportement et le devenir des MPs, depuis leur introduction dans le milieu jusqu'à leurs transferts entre les différents compartiments biotiques et abiotiques des écosystèmes, sont régis par des processus complexes et parfois encore méconnus. Il est donc indispensable de dresser un bilan de cette contamination, d'évaluer leur occurrence au sein des différents compartiments et d'appréhender les processus qui dictent leur comportement. L'identification des sources, que ce soit à l'échelle mondiale, nationale ou régionale constitue notamment un enjeu majeur si l'on souhaite réduire l'impact des MPs sur l'environnement marin ([Gérigny et al. 2022](#)).

### 5.1.2 Les différents indicateurs utilisés au titre de la DCSMM et des Conventions des Mers Régionales (Barcelone — OSPAR)

Au vu de la contamination du milieu marin par les MPs et les dommages qu'ils peuvent provoquer, la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM) a sélectionné les MPs (également appelés microparticules flottantes) comme un indicateur du critère 2 du descripteur 10 « déchet marin » (D10C2 : microparticules flottantes, UE/2017/848). Le descripteur D10C2 correspond au critère « Composition, quantités et distribution spatiale des microdéchets sur les côtes, à la surface, dans la colonne d'eau et sur les fonds marins ». Ce critère est défini par deux indicateurs, dont l'indicateur « microparticules flottantes » ([Gérigny et al. 2018](#)).

Ainsi, l'atteinte du Bon État Ecologique (BEE) de cet indicateur est définie comme une baisse statistiquement significative de la quantité des MPs par rapport à un niveau de base qui est en cours de définition (Art. 8). Le groupe européen Technical Group Marine Litter (TG ML) pour la DCSMM a débuté des travaux sur la définition de niveaux de base en vue de la définition du critère d'atteinte du Bon État Ecologique et des objectifs de réduction pour les MPs. Des niveaux de base, seuils et tendances pourraient faire l'objet de valeurs mesurées (sur le terrain) pour des catégories particulières de déchets (« microbeads », granulés industriels, etc.), notamment dans le cas d'objectifs de réduction spécifiques. Ces critères (niveaux de base et objectifs de réduction) sont en cours de définition dans le cadre du troisième cycle de la DCSMM pour permettre de mieux évaluer l'atteinte du BEE au cycle quatre. Pour l'évaluation de l'état du critère D10C2 indicateur MPs flottants du troisième cycle DCSMM ([Gérigny et al. 2018](#)), le BEE a été défini comme une baisse significative des quantités de déchets pour l'indicateur considéré. Cette définition du BEE indique que seuls les indicateurs ayant des tendances (pour leurs quantités) allant à la diminution de manière significative (test Mann Kendall, risque  $\alpha$  à 5%) pourront être considérés comme allant vers le BEE. Pour tous les autres cas (aucune tendance significative et tendance significative allant vers l'augmentation), les indicateurs sont considérés comme n'atteignant pas le BEE. L'indicateur D10C2 — microdéchets flottants est également un indicateur EcAp (Approche Écosystémique) pour la région Méditerranée (PNUE/PAM — Convention de Barcelone). En plus de la DCSMM et de la convention de Barcelone au niveau méditerranéen, de nombreux États européens ont intégré la mesure de MPs flottants dans leur Programme de Surveillance.

### 5.1.3 Les campagnes DCE Méditerranée : un support au Programme de Surveillance (PdS — SP4 Microplastiques flottants) de la DCSMM

Dans le cadre de la surveillance de la qualité du milieu marin, en partenariat avec l'AERMC, la problématique des déchets en mer est abordée en Méditerranée depuis 2009 tout d'abord à travers un travail d'état des connaissances comportant notamment l'exploitation des données de macrodéchets, collectées lors des campagnes MEDITS. Les premiers prélèvements ciblant les microplastiques ont été réalisés dès 2012 lors de la campagne RINBIO/DCE.

Avec la mise en place de la DCSMM, la surveillance pour alimenter l'indicateur microdéchets flottants est maintenant décrite au sein du Programme de Surveillance D10 Sous-Programme 6 — Micro déchets flottants. Elle repose sur deux dispositifs, dont les campagnes triennales consacrées à l'évaluation de l'état des eaux côtières. Utiliser ces plateformes dédiées à d'autres suivis pour suivre également les microdéchets en mer, représente une économie de moyens considérable.

Ainsi, en 2021, la campagne SUCHIMED a permis d'effectuer une surveillance renforcée sur 42 stations couvrant la totalité de la façade de Méditerranée occidentale française.

## 5.2 Matériels et méthodes

### 5.2.1 Méthode de prélèvement des microdéchets flottants

Les protocoles utilisés au cours de cette campagne correspondent au protocole recommandé dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM) dont la méthodologie est validée et éprouvée par les experts au niveau européen par le Technical Group of Marine Litter — TG ML (détails dans [Galgani et al. 2013](#)). Les prélèvements de microdéchets flottants ont été réalisés à l'aide d'un filet Manta (ouverture 60 cm). Ce dernier est mis à l'eau en dehors de la zone d'influence du sillage du bateau (tracté entre 150 à 250 m du bateau en fonction des conditions météorologiques à une vitesse 2 nœuds pendant environ 20 minutes selon les conditions de mer). Il permet d'obtenir un échantillon « composite » prélevé sur une surface d'environ 1 000 m<sup>2</sup>. Les métadonnées de chaque prélèvement sont récoltées. Au-delà d'un état de mer de force 4 (sur l'échelle de Beaufort), les prélèvements ne sont plus représentatifs en raison du brassage de la couche de surface et ne sont donc pas effectués. À la fin du prélèvement, le filet Manta est remonté à bord à la verticale, la maille filtrante est rincée depuis l'extérieur à l'eau de mer filtrée pour rassembler dans le collecteur toutes les particules piégées. Le collecteur est démonté et rincé autant que nécessaire avec de l'eau de mer filtrée du site (300 µm) de manière à rassembler toutes les particules dans le fond du collecteur. Son contenu est alors récupéré dans un flacon de 1 L avec les eaux de rinçage. L'échantillon est immédiatement stabilisé pour éviter les développements bactériens par un ajout d'éthanol absolu.

Après leur extraction effectuée par décantation, les MP flottants sont caractérisés visuellement sous loupe binoculaire pour deux classes de taille (supérieure à 5 mm pour les mésoplastiques et inférieure à 5 mm pour les MP). Cette analyse optique comprend un comptage et l'identification de la typologie de chaque particule, à savoir : fragments, fibres, films, pellets et mousses. Puis, les masses des particules sont pesées pour les deux classes de taille.

Les éléments considérés au titre du descripteur D10C2 « microdéchets flottants en surface » dans le cadre de la DCSMM sont les densités de MPs (unités/ha = nombre d'unités de microdéchets par hectare). Afin de compléter les informations, les masses surfaciques sont également étudiées (g/ha = gramme de microdéchets par hectare). Les mésoplastiques (particules supérieures à cinq millimètres) sont pris en compte dans l'analyse, mais ne font pas partie des paramètres retenus pour l'indicateur DCSMM.

### 5.2.2 Méthode de calcul de l'indicateur

Au cours des différentes campagnes (2012, 2015, 2018 et 2021), la durée et le nombre de traits de filet pour les différentes stations collectées n'ont pas toujours été homogènes. Afin d'intercomparer, les différentes observations, il est nécessaire de normaliser les observations (nombre et poids de MPs) obtenues pour chaque trait à la surface échantillonnée par le filet Manta. Cette dernière est estimée à l'aide d'un logiciel SIG, en multipliant la distance du trait par

l'ouverture du filet Manta. Il est ainsi possible d'obtenir pour chaque trait une densité surfacique de MPs flottants (items/ha).

À partir des valeurs calculées par trait, des statistiques simples (c.-à-d. valeur minimale, valeur maximale, moyenne, pourcentage, écart-type et coefficient de variation) sont ensuite calculées. L'un des objectifs est d'identifier les zones potentielles d'accumulation de MPs (hot spots). La représentation spatiale des valeurs permet également de comprendre visuellement le contexte de la zone (ex. proximité des zones urbaines, des fleuves, effet de la bathymétrie), afin de donner une analyse globale pour cet indicateur et essayer d'identifier les sources ou les mécanismes hydrodynamiques à la base des distributions.

Afin d'évaluer l'état de l'indicateur, une analyse de tendance est effectuée sur toutes les données disponibles issues des campagnes en Méditerranée sur la catégorie microdéchets totaux (densité de microplastique) par des tests non paramétriques (corrélation de Kendall et test de Kruskal-Wallis, logiciel R© 4.1.1. Les données de comptage n'étant pas distribuées selon une loi normale et la quantité de données disponibles n'étant pas toujours suffisante pour effectuer des tests paramétriques, des tests non-paramétriques basés sur les rangs plutôt que sur les valeurs ont été utilisés.

Le coefficient de corrélation de Kendall a été calculé à partir des valeurs par trait, pour l'ensemble des campagnes, dans le but d'évaluer la présence d'une tendance monotone sur la période d'évaluation. Si la valeur du coefficient est significativement différente de zéro ( $p$ -value  $< 0.05$ ) alors la tendance est considérée comme significative et le sens de la tendance est déterminé par le signe du coefficient de corrélation. Si la valeur du coefficient n'est pas significativement différente de zéro ( $p$ -value  $\geq 0.05$ ) alors le test ne permet pas de mettre en évidence de tendance et par conséquent l'évolution temporelle des microdéchets ne peut pas être déterminée. Le calcul a été réalisé dans le logiciel R© (V3.2.5) avec la fonction Kendall du package « Kendall » (V2.242). Un test de Kruskal-Wallis est également réalisé, via la fonction `kruskal.test` du logiciel R© (V3.2.5), sur les mêmes valeurs afin de détecter d'éventuels effets annuels.

### 5.2.3 Localisation des stations de prélèvements

Les campagnes sont réalisées tous les trois ans à la même période. Cependant, comme le PdS DCSMM D10C2 tend à optimiser les campagnes existantes ([Gérigny et al. 2018](#)) la stratégie d'échantillonnage respecte les contraintes imposées par les objectifs premiers des campagnes et non ceux de l'indicateur D10C2. En effet, la campagne Suchi med n'a pas pour vocation de répondre directement au besoin de la DCSMM, mais d'apporter une simple contribution. De ce fait, le nombre de prélèvements de MPs peut varier en fonction des conditions météorologiques et les contraintes de la campagne ne permettent pas toujours de revenir sur un site déjà échantillonné. Durant la campagne SUCHIMED 2021, les régions Occitanie, PACA et Corse ont été échantillonnées (Figure 37) au travers d'un suivi de 42 stations. Deux radiales de trois points ont été effectuées au large des fleuves de l'Hérault, du Rhône et du Var avec, pour les deux premiers, les points Radiale 1 (R1) qui correspondent au prélèvement le plus proche des embouchures et les points Radiale 3 (R3) le plus éloigné, le point Radiale 2 (R2) étant intermédiaire. La radiale du Var est inversée. La radiale en face de l'Hérault est perpendiculaire à la côte, alors que celle du Rhône est parallèle le long de la côte (jusqu'à l'entrée du golfe de Fos). Ces stations sont situées dans les départements des Pyrénées-Orientales, de l'Aude, de l'Hérault, des Bouches-du-Rhône, du Var, des Alpes Maritimes et de la Corse.



### 5.3 Résultats microdéchets flottants (microplastiques)

Durant la campagne SUCHIMED 2021, les densités de MPs sont comprises entre 0 et 675 items/ha. Sur la totalité des sites échantillonnés (42 stations), 95,3% sont contaminés par des particules plastiques (Figure 38 et Figure 39). Seules deux stations (Port Vendres et Frontignan) ne sont pas contaminées. La densité moyenne est de 162,15 items/ha ( $\pm 177,32$ ) et indique une grande variabilité entre les différentes stations. La médiane est de 91,21 items/ha. Les masses surfaciques sont comprises entre 0 et 0,48 g/ha, avec une moyenne de 0,06 g/ha ( $\pm 0,09$ ) et une médiane de 0,03 g/ha (Figure 40). Les densités et les masses surfaciques présentent une corrélation entre elles ( $r=0,511$ ,  $p<0,05$ ). Seules cinq stations contiennent des mésoplastiques dont les densités sont comprises entre 10,63 et 28,69 items/ha avec une moyenne de 20,59 items/ha ( $\pm 7,90$ ) et une médiane de 124,55 items/ha.

Les sites qui présentent les densités de MPs (Tableau 15) les plus élevées sont Bonifacio (675,24 items/ha), Rad3 Rhône (610,97 items/ha), Menton (605,70 items/ha), Rad2 Rhône (602,80 items/ha). Les sites les moins impactés sont Port Vendres et Frontignan (0 item/ha), Rogliano (11,76 items/ha), Rad3 émissaire Montpellier (12,55 items/ha), Figari Bruzzi (17,92 items/ha), Rad3 Nice (20,46 items/ha), Fos (21,39 items/ha), Saint-Tropez (21,95 items/ha) et Agde (25,13 items/ha).

À l'exception des sites de Port Vendres et de Frontignan qui ne contiennent aucune particule, les sites de Menton, Bonifacio, Rad2 et 3 Rhône affichent des valeurs importantes (plus de 600 items/ha). Les autres stations présentent des charges en particules considérées comme moyenne par rapport aux valeurs enregistrées durant la campagne SUCHIMED uniquement, variant entre 50 et 400 items/ha. Afin d'identifier les sites à forte concentration (potentielle zone de « hot spot ») et les sites moins contaminés, les densités obtenues durant cette campagne uniquement ont été réparties dans quatre classes de contaminations (inférieures à 50 items/ha ; comprises entre 50 et 150 items/ha ; comprises entre 150 et 400 items/ha et supérieures à 400 items/ha). Cependant il est important de garder à l'esprit qu'il n'existe pas de seuil pour cet indicateur et que ces classes de répartition ont été faites de manière arbitraire et exhaustive et est uniquement valable pour les données de la campagne SUCHIMED 2021.

Parmi les neuf stations situées dans la région Occitanie, seules les stations de Port Vendres et de Frontignan ne contiennent aucune particule. La plus forte densité dans cette région est enregistrée au niveau de la station Port-la-Nouvelle avec une densité de 288 items/ha. À l'exception de la station Port-la-Nouvelle (288 items/ha), les densités dans la région Occitanie varient de 13 items/ha (Rad3 émissaire Montpellier) à 134 items/ha (Rad1 émissaire Montpellier). La radiale effectuée sur l'Hérault indique des valeurs décroissantes de l'embouchure vers le large (R1 = 134 items/ha, R2= 96 items/ha et R3=13 items/ha).

Dans les Bouches-du-Rhône, les stations Rad2 Rhône et Rad3 Rhône affichent des valeurs plus élevées que pour les autres stations du département, avec respectivement 603 et 611 items/ha. Le point de radiale le plus proche de l'embouchure ne correspond pas à la densité de MP la plus élevée. La station Huveaune indique 230 items/ha. Enfin, les cinq autres stations échantillonnées des Bouches-du-Rhône présentent des densités plus faibles de l'ordre de 100 items/ha pour trois d'entre elles (Cortiou, Cassis et Rad1 Rhône), de 65 items/ha pour Carry et de 21 items/ha pour Fos.

**Tableau 15.** Répartition de la contamination de particules plastiques des différents sites de prélèvement durant la campagne SUCHIMED 2021.

Densité de MPs (D)			
Station	items/ha	Station	items/ha
Port-Vendres	0	Port-la-Nouvelle	287,58
Cap d'Agde S	25,13	Huveaune	229,56
Frontignan	0	Marseille Cortiou STEP	154,64
Montpellier émissaire Rad3	12,55	Ile Embiez	232,02
Grau du Roi récifs	31,68	Toulon Cap Sicié STEP	293,74
Fos (Pontau)	21,39	Agay	201,66
Toulon GR	39,63	Nice Rad2	184,09
St Tropez	21,95	Poggio-mezzana	152,28
Antibes-Nice	38,22	Porto-Vecchio	296,66
Nice Rad3	20,46	Santa Giulia	343,56
Rogliano	11,76	Ajaccio	185,92
Bastia	34,92	Saint Florent	218,66
Figari Bruzzi	17,92	Ile Rousse	209,16
Montpellier émissaire Rad1	134,08	Rhône Rad2	602,80
Montpellier émissaire Rad2	85,02	Rhône Rad3	610,97
Stes-Maries	64,68	Menton	605,70
Rhône Rad1	110,19	Bonifacio	675,24
Carry	65,02		
Cassis	88,61		
Hyères O	91,50		
Nice Rad1	81,41		
Villefranche	90,91		
Propriano	93,68		
Fium'Orbu	88,25		
Cargese	56,98		

Code Couleur	Densité en Micoplastiques
	Densité MP < 50 items/ha
	50 < Densité MP < 150 items/ha
	150 < Densité MP < 400 items/ha
	Densité MP > 400 items/ha

Les échantillons prélevés dans le Var ont des densités du même ordre de grandeur que ceux de la région Occitanie, avec une plage de variation allant de 22 items/ha (Saint-Tropez) à 294 items/ha (Cap Sicié). Cependant, contrairement à la région Occitanie qui affiche une valeur maximale de 288 items/ha (Port La Nouvelle), le département du Var a deux stations avec des valeurs supérieures à 200 items/ha (232 items/ha Embiez, 294 items/ha Sicié).

Dans les Alpes Maritimes, la station Menton affiche la plus forte densité du département (606 items/ha). Les stations Rad2 Nice (184 items/ha) et Agay (202 items/ha) ont une densité du même ordre de grandeur que celle de la station Port La Nouvelle. Les quatre stations restantes présentent des valeurs plus faibles en comparaison des autres stations avec des densités qui varient de 20 (Rad3 Nice) à 90 items/ha (Villefranche). Aucune décroissance de concentration n'est constatée sur la radiale effectuée à la sortie de l'embouchure du Var.

En Corse, la station de Bonifacio (675 items/ha) a une valeur du même ordre de grandeur que celle des stations de Menton (606 items/ha — Alpes-Maritimes), Rad2 et Rad3 Rhône (603 et 611 items/ha - Bouches du Rhône). Cette valeur correspond à la densité maximale en Corse, mais aussi à la densité la plus élevée de la campagne SUCHIMED. Cinq stations montrent une densité du même ordre que celle de Port La Nouvelle (Ile Rousse 210 items/ha, Saint Florent 219 items/ha, Ajaccio 186 items/ha, Porto-Vecchio 297 items/ha et Santa Giulia 344 items/ha). Pour finir, les densités des sept autres stations échantillonnées en Corse varient de 12 (Rogliano) à 152 items/ha (Poggio Mezzana).

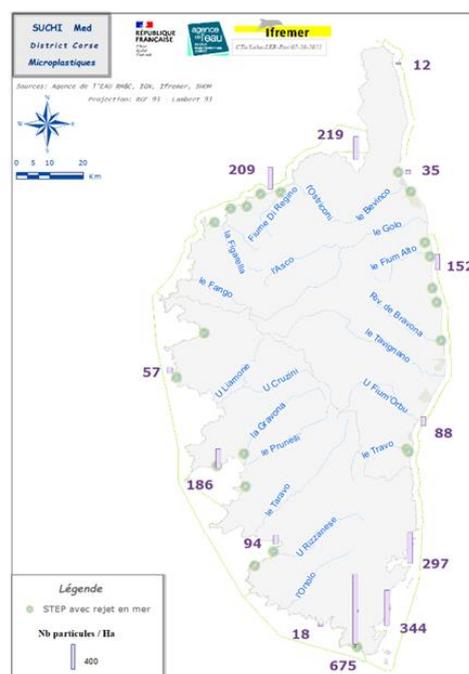
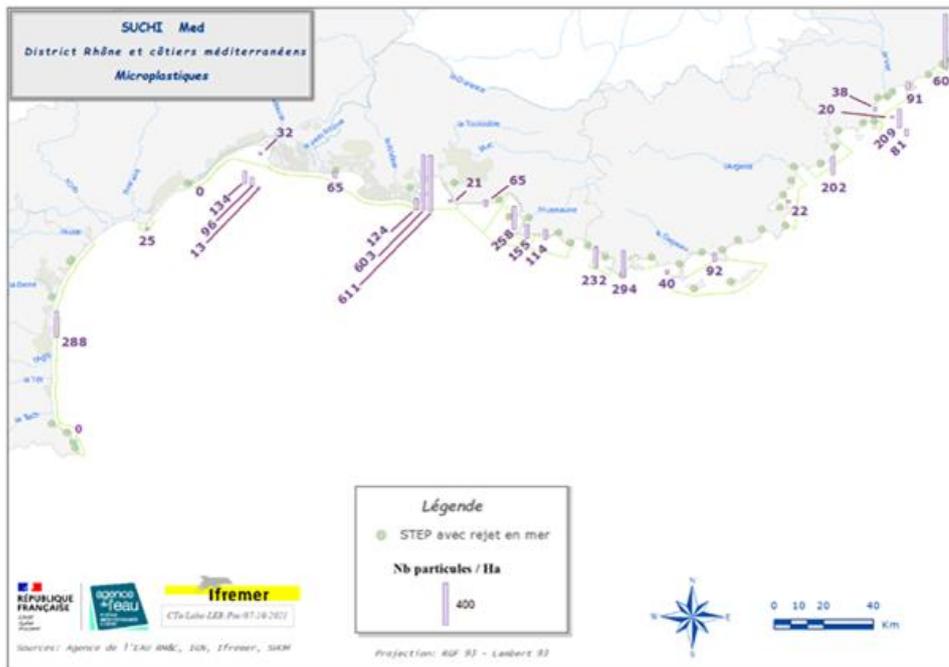


Figure 38. Carte des densités (Nb particules/ha) de MPs flottants durant la campagne SUCHIMED 2021.

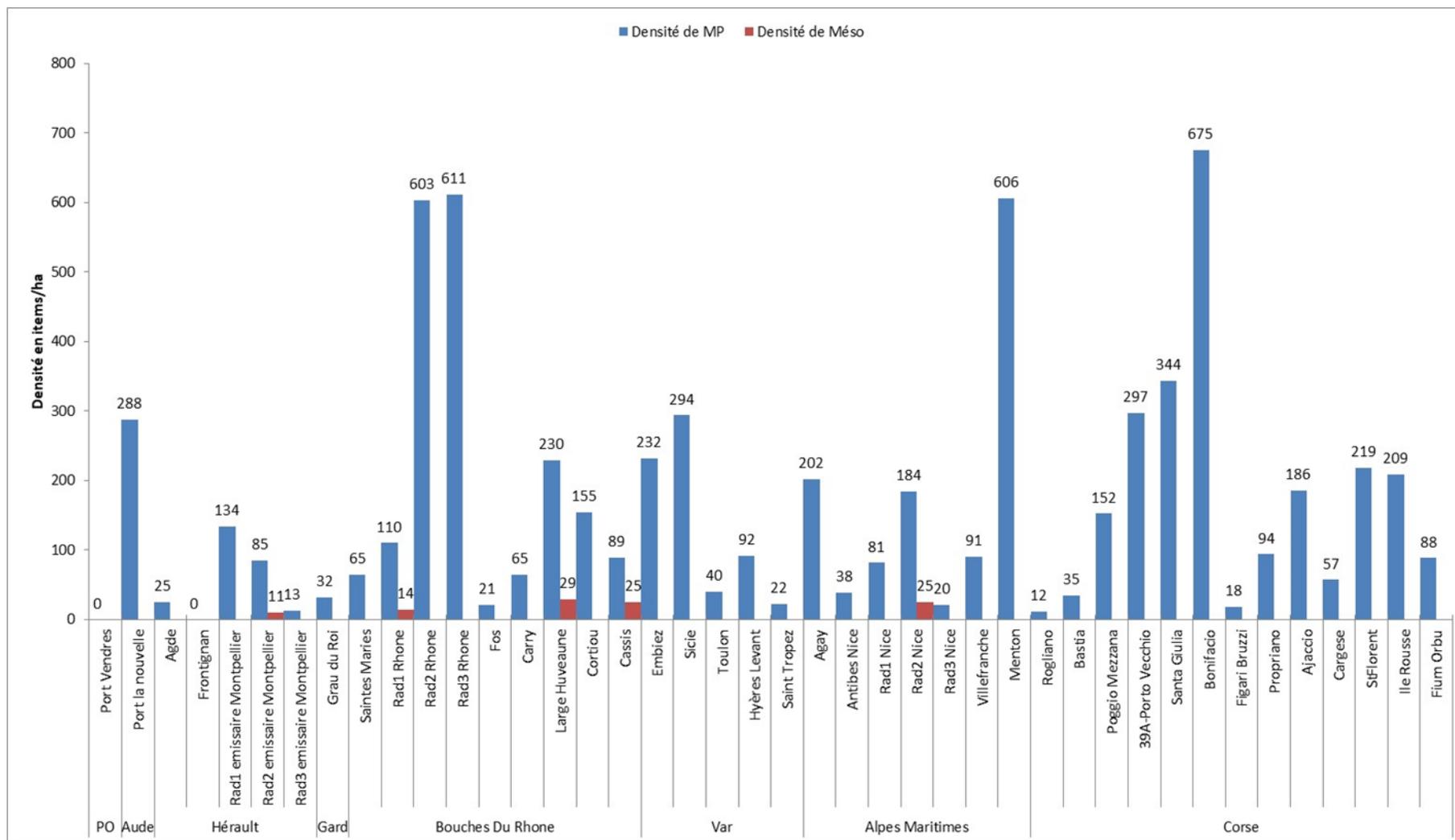


Figure 39. Densités (items/ha) des MPs et mésoplastiques (< 5 mm et >5mm) durant la campagne SUCHIMED 2021 en Méditerranée Nord-Occidentale.

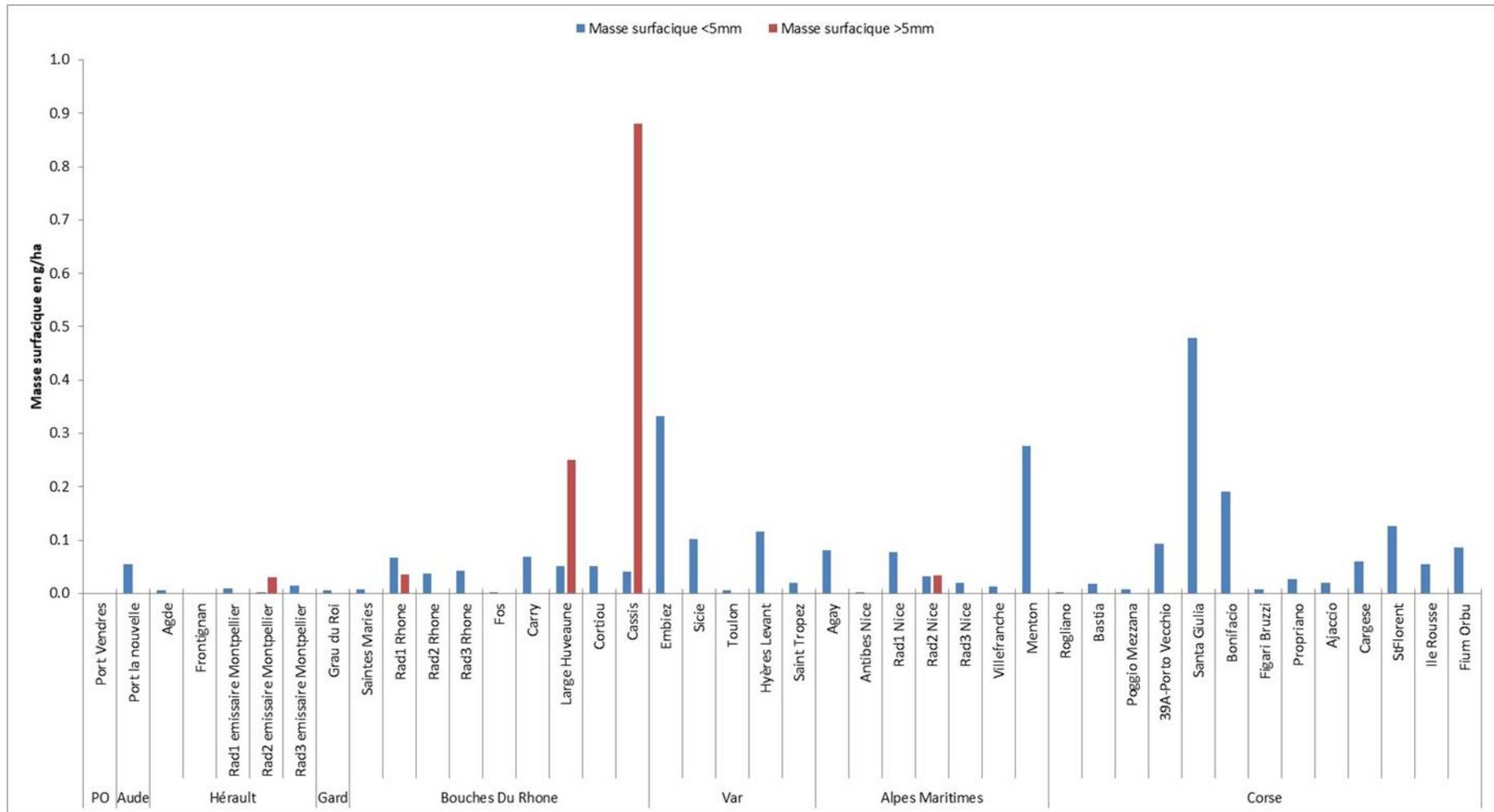
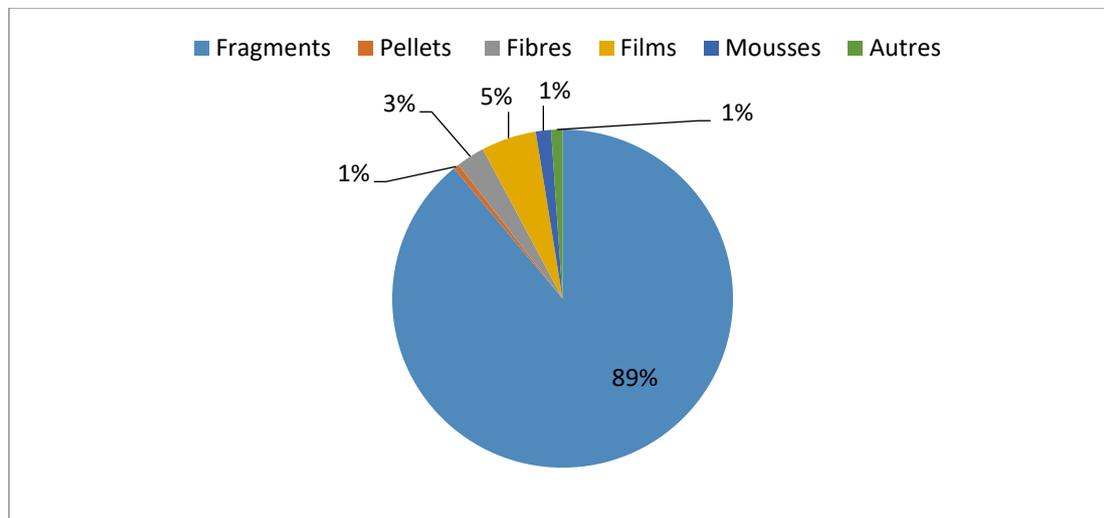


Figure 40. Masses surfaciques (g/ha) des MPs et mésoplastiques (< 5 mm, >5mm et totale) durant la campagne SUCHIMED 2021 en Méditerranée Nord-Occidentale.

### 5.3.1 Analyse des typologies de microplastiques

Sur l'ensemble des prélèvements (Figure 41), 89% des particules sont des fragments, 5% des films et 3% des fibres. Les pellets, les autres (non identifiés) et les mousses représentent chacun 1% de la totalité des échantillons.



**Figure 41.** Pourcentage des typologies de MP pour la totalité des stations échantillonnées durant la campagne SUCHIMED 2021.

Aucune station ne présente les six typologies de MP (Figure 42). Les stations Rad3 Rhône et Santa Giulia sont les seules à dénombrer quatre typologies (fragments, fibres, films, pellets). Les stations Embiez, Propriano et Rad2 Rhône contiennent des fragments, des fibres et des films. Les stations Menton, Agay et Rad1 Nice contiennent des fragments, des films et mousses. Bonifacio présente des fragments, des fibres et des autres, alors que sur Rad1 Rhône des fragments, des films et des autres ont été identifiés. Quinze stations ne présentaient que des MP sous forme de fragments. Quatorze stations ont uniquement deux typologies, dont dix qui ont des fragments et de films, trois stations seulement avaient des fragments et des fibres. Les stations Sicié et Rad2 Nice ont des fragments et des pellets, et des fragments et des films respectivement.

Les stations échantillonnées dans le département des Alpes Maritimes ne présentent pas de fibres (Figure 42) et ce département est le seul dans lequel des mousses sont comptabilisées (pour les stations de Menton, Rad1 Nice et Antibes Nice). Dans la région Occitanie, les stations ont principalement des fragments et présentent sur trois sites des fibres et des films, mais sur un nombre relatif avec respectivement trois et deux unités sur la totalité des prélèvements. Les stations échantillonnées dans le département du Var ne présentent pas de fibre et dénombrent une unique pellet (Sicié). Les départements des Bouches-du-Rhône, de la Haute-Corse et de la Corse-du-Sud affichent les typologies les plus variées. Pour les deux, les fragments sont majoritaires, mais certaines stations présentent des films, des fibres, une pellet (pour chaque département) et des particules autres. Cependant, aucune mousse n'a été trouvée dans ces départements.

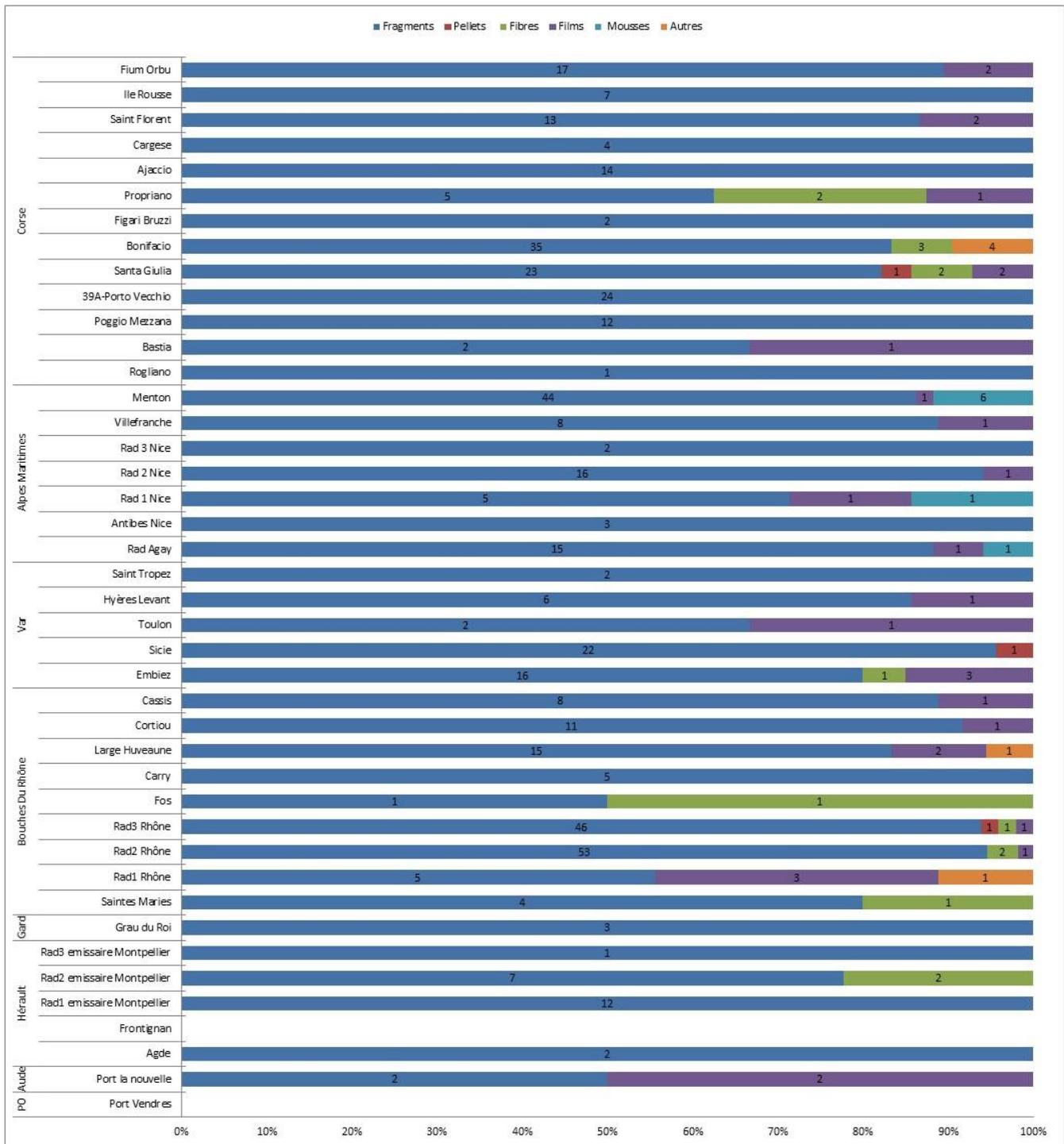


Figure 42. Pourcentage des typologies de MPs pour la totalité des stations échantillonnées durant la campagne SUCHIMED 2021.

### 5.3.2 Analyse de tendance

Les méthodes de calcul et d'évaluation de l'indicateur proposé par la DCSMM sont reprises et adaptées. Le jeu de données microplastiques est utilisé dans sa totalité, soit quatre campagnes (Tableau 16). Seul le paramètre densité de microdéchets (MP dont la taille est comprise entre 300 µm et 5 mm) est pris en compte pour décrire l'atteinte ou non du bon état du paramètre, et la tendance pour les densités de mésoplastique est donnée à titre indicatif.

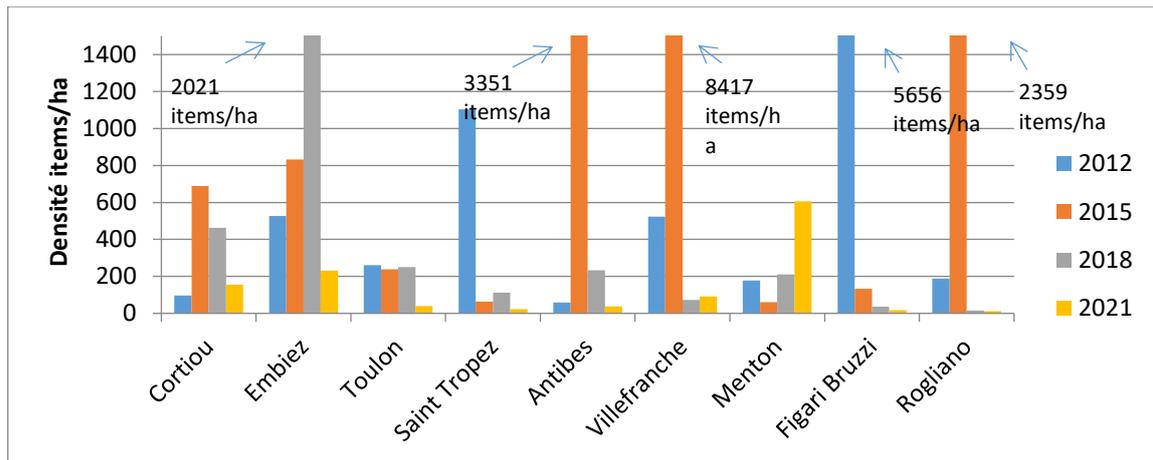
**Tableau 16.** Tendances relatives aux densités de microdéchets flottants pour toutes les données issues des campagnes DCE (2012, 2015, 2018, 2021).

Catégorie	P-value	Tendance	Sens	pvalKW	Effet campagne
Densité microplastiques [0-5]	0.1	Non significative	Diminution	0.02	Effet significatif
Densité mésoplastiques [5-20]	0	Tendance négative	Diminution	0	Effet significatif

Le paramètre tendance pour les densités de microplastiques, s'il était utilisé dans le contexte de la DCSMM, ne pourrait être renseigné (et donnerait un statut « inconnu »). En effet, la tendance est dans le sens de la diminution, mais est non significative. Cependant, un effet campagne est bien identifié et indique des différences de densités entre les campagnes. Cela indique qu'une variabilité est bien présente dans le jeu de données.

### 5.3.3 3.1.6 Analyse préliminaire de l'évolution temporelle des densités de MPs par site : un premier chemin pour évaluer la contamination par les microplastiques

Les densités de MPs sont tracées pour neuf sites et pour chaque année de campagne (Figure 43) afin de faire une étude préliminaire de leur variation temporelle. Les sites de Cortiou, Saint-Tropez, Antibes, Villefranche, Figari et Rogliano affichent une diminution de la contamination, certains durant les trois dernières campagnes (Cortiou, Figari et Saint-Tropez), d'autres sur les deux dernières (Villefranche et Rogliano). Cortiou après une augmentation de la contamination en 2015 affichent des valeurs décroissantes depuis 2015. Toulon affiche une contamination stable, mais élevée les trois dernières campagnes, mais présente une diminution en 2021. Les Embiez, après avoir affiché des valeurs importantes les trois premières années (entre 400 et 1 400 unités/ha), présentait une valeur moindre en 2021 ( $\approx 200$  unités/ha). Seul le site de Figari-Bruzzi présente visuellement des densités décroissantes entre les quatre années de campagnes et d'année en année, ce qui était déjà le cas pour les trois premières campagnes. Cette diminution représente entre chaque année au minimum la moitié de la valeur de densité de l'année précédente, traduisant une évolution positive de la contamination par les MP. Dans ce cas, la contamination initiale observée en 2012 pouvait être soit accidentelle, sinon ponctuelle. Il avait déjà été mentionné ([Gérigny et al. 2019](#)) que cette observation montrait ainsi clairement la nécessité d'obtenir un jeu de donnée robuste (*i.e.* non influencé par une valeur extrême) afin d'évaluer d'une part l'état initial et d'autre part les tendances. Le site de Menton affiche une augmentation des concentrations en MP pour les trois dernières campagnes.



**Figure 43.** Densités (items/ha) des MPs durant les campagnes DCE 2012-2015-2018-2021 en Méditerranée Nord-Occidentale.

En l'absence d'une série temporelle suffisante pour effectuer une analyse des tendances par site, l'étude des variations est effectuée en attribuant une catégorie de couleur (rouge, orange, vert, bleu) à chaque station pour traduire l'évolution de contamination de chaque site (mauvais, moyen, bon, très bon, Tableau 17) : 11% des sites sont classés en rouge, 22% en vert et 66% en bleu. Seul le site de Menton est classé en catégorie rouge/impacté (Tableau 17) indiquant une contamination par les MPs potentiellement permanente et croissante. Cortiou et Villefranche sont classés en vert/bon en raison des fortes concentrations de MP présentes durant les deux premières campagnes, mais diminuant néanmoins les dernières campagnes. Cette catégorie classe ces sites avec des densités de MP qui présentent des variations, mais qui restent relativement stables vers une amélioration sur les dernières années. Enfin, Embiez, Figari-Bruzzi, Antibes, Saint-Tropez, Toulon et Rogliano sont considérés comme des sites bleus/peu impactés et qui affichent des diminutions de la concentration en MP.

Il est important de rappeler que cette analyse ne traduit en aucun cas l'état écologique au terme strict de la DCSMM ([Gérigny et al. 2018](#)) et est donné à titre indicatif.

**Tableau 17.** Comparaison des résultats des quatre campagnes DCE — Analyse préliminaire de l'évolution des densités.

Densité (item/ha)					Évolution 2012-2015	Évolution 2015-2018	Évolution 2018-2021	Évolution 2012-2021	Évolution globale
Stations	2012	2015	2018	2021					
Cortiou	96	689	462	155					
Embiez	526	833	2021	232					
Toulon	261	239	250	40					
Saint-Tropez	1103	64	113	22					
Antibes	58	3351	233	38					
Villefranche	523	8417	72	91					
Menton	177	60	210	606					
Figari Bruzzi	5656	133	37	18					
Rogliano	189	2359	16	12					

Évolution entre deux années		la valeur a plus que doublé
		la valeur a augmenté, mais n'a pas doublé
		la valeur a baissé, mais moins que de moitié
		la valeur a baissé au minimum de moitié
Évolution globale		<b>Mauvais</b>
		<b>Moyen</b>
		<b>Bon</b>
		<b>Très bon</b>

Évolution globale	Mauvais	Au minimum deux évolutions sont classées en rouge indiquant que les valeurs de densité ont doublé entre les années, la troisième évolution est dans la catégorie moyenne. Aucune catégorie « très bon » ne peut être présente. <b>La contamination par les MPs est potentiellement permanente, le site est impacté</b>
	Moyen	Au minimum deux évolutions sont classées en rouge indiquant que les valeurs de densité ont doublé entre les années, la troisième évolution est dans la catégorie « bon » ou « très bon » indiquant que le site peut être parfois moins contaminé par les MP. <b>La contamination par les MPs fluctue, mais le site reste impacté de manière générale</b>
	Bon	Au minimum deux évolutions sont classées en « bon » ou « très bon » état indiquant que les valeurs de densité ont soit diminué, soit diminué de plus de la moitié entre les années. La troisième évolution est dans la catégorie moyenne ou mauvaise. <b>La contamination par les MPs fluctue, mais reste soit constante, soit décroissante, et est considérée comme relativement stable.</b>
	Très bon	Au minimum deux évolutions sont classées « très bon » état. Les valeurs de densité ont diminué de plus de la moitié entre les années. Aucune évolution mauvaise n'est présente, sauf si elle est sur la comparaison des deux années premières années, suivie de deux catégories « très bon ». <b>La contamination par les MPs est potentiellement décroissante, le site présente une amélioration au minimum entre les deux dernières campagnes</b>

## 5.4 Discussion microdéchets

La distribution des MP dépend fortement des facteurs hydrodynamiques et météorologiques (Pabortsava et al. 2020). Durant la campagne SUCHIMED, le courant Liguro-Provençal a bien été identifié (Annexe 12), mais des structures à microéchelle locale peuvent potentiellement être créées et générer des perturbations en provoquant des inversions de courant à une échelle locale ou de petits gyres à toute petite échelle d'espace. Cependant, il n'était pas possible de les observer sur les données MARC MENOR en raison de la résolution du modèle (1 200 m). Néanmoins, les accélérations du courant Liguro-Provençal sont classiquement rencontrées au-delà du plateau continental du Golfe du Lion (accélération à la limite du plateau) à la fois au large de la zone comprise entre Toulon et Marseille et au large de Perpignan. Le courant est plus près des côtes dans les départements du Var et des Alpes-Maritimes en raison d'un plateau continental très étroit.

En Corse, les stations de prélèvement sont essentiellement localisées sur la côte orientale, à l'exception des stations de Canari, d'Ajaccio et des Bouches de Bonifacio. L'hydrodynamisme de la côte orientale durant la période de la campagne, correspond à ce qui est classiquement observé ([Pluquet 2006](#); [Gérigny and Coudray 2013](#); [Angeletti et al. 2020](#)), principalement généré par le courant Ligure orienté nord qui remonte le long de l'Italie. Ce courant se divise en deux branches au large de Ghisonaccia, une partie redescend vers le sud au niveau de la côte orientale sud et la seconde branche est orientée nord, le long de la côte orientale nord, pour passer dans le canal de Corse. Il est donc difficile, même avec la connaissance des conditions hydrodynamiques de la zone, d'identifier les sources et les points d'accumulation des MP. Alors que de nombreuses publications ont traité de la question à l'échelle mondiale, la compréhension de la dynamique des particules doit être affinée à l'échelle régionale, notamment pour évaluer et soutenir les mesures de réduction. Les campagnes DCE sont utilisées pour venir renforcer le Programme de Surveillance (PdS) indicateur microdéchets flottants DCSMM dans la Sous-Region Marine (SRM) Méditerranée Occidentale (MO), mais il contribue également à enrichir les connaissances sur la dynamique des MP au niveau régional.

Les valeurs de densités de MP enregistrées durant la campagne SUCHIMED 2021 varient entre 0 et 675 items/ha avec une valeur moyenne à 162 items/ha. 95% des échantillons étaient contaminés par des MP et des mésoplastiques. Une corrélation entre les densités de MP et leur masse surfacique a été confirmée ce qui a permis de focaliser l'analyse principalement sur les densités et les typologies. Toutes les données de la campagne SUCHIMED présentent une grande variabilité (écart-type élevé), ce qui est classiquement rencontré dans les publications scientifiques ([Gérigny et al. 2022](#)). Comparée aux données rencontrées dans la littérature sur l'Atlantique et la Méditerranée ([Herrera et al. 2020](#)), les valeurs en MPs apparaissent plus élevées qu'en Atlantique, mais sont ce qui est classiquement rencontré pour la région méditerranéenne où les valeurs peuvent aller jusqu'à 36 032 items/ha ([Gérigny et al. 2022](#)) ou 10 000 items.km<sup>2</sup> ([Schmidt et al. 2018](#)) en rade de Marseille en fonction de la période de prélèvement.

En 2015 et 2018, les stations de Corse étaient moins impactées que celles de la région PACA, les résultats présentés ici ne permettent pas de confirmer l'hypothèse qui avait été formulée les années précédentes, à savoir que la Corse pouvait potentiellement être moins impactée.

Concernant les typologies des MP, les Bouches-du-Rhône (notamment avec la station Rhône) et la Corse présentent les profils les plus variés. Les Alpes-Maritimes sont le seul département qui avait des mousses, mais aucune fibre. L'apport le plus important de fibres dans le milieu provient des STation d'ÉPuration des eaux usées (STEP — [Pedrotti et al. 2016](#); [Gérigny et al. 2022](#)). Cependant, l'hydrodynamisme influence fortement la dispersion des MP flottants en surface et peu de fibres ont été trouvées à Cortiou, alors qu'un nombre important avait été observé à cet endroit en 2018. Tout d'abord, le courant Ligure-provençal peut entraîner majoritairement les particules vers l'ouest si elles ne sont pas piégées par des phénomènes à l'échelle locale, par la géomorphologie des côtes, etc. Il pourrait donc être intéressant dans le cadre de recherches complémentaires de coupler les données des campagnes avec un modèle hydrodynamique à grande résolution (100 m) avec un modèle de dispersion individuel (Individual-Based Model - IBM) pour suivre les trajectoires des particules en mode backward et forward pour identifier les apports et sources potentielles, comme cela a déjà été effectué à l'échelle locale de Marseille par exemple dans [Schmidt et al. \(2018\)](#) et [Gérigny et al. \(2022\)](#). Ensuite, ce phénomène peut être également le résultat d'une diminution des fibres relarguées par la STEP suite à la mise en place de système d'abattement. Le site de Fos est peu chargé en particules, ce qui est cohérent, car les zones pétrochimiques ne sont pas génératrices de particules plastiques.

Les stations proches de fleuve, rivière et STEP sont connues pour être des sites avec des concentrations en MP élevées et avaient été identifiées comme telles, cependant ce n'était pas toujours le cas pour les prélèvements effectués durant SUCHIMED 2021 où le Rhône affiche des valeurs importantes à l'inverse de l'Hérault et du Var.

À partir des données disponibles, une analyse préliminaire de l'évolution à l'échelle du site des densités de MP avait été proposée après la campagne 2018 afin d'estimer l'évolution de la contamination. Même si cette analyse était qualitative [classement de l'évolution de la contamination des sites entre quatre typologies d'évolutions (très bonne (bleu), bonne (vert), moyenne (orange), mauvaise (rouge))], et ne permettait pas de faire une véritable analyse de tendance, elle avait permis de faire ressortir des premiers éléments, à savoir pour 2018 : une baisse des sites classés en rouge (de 31% en 2015 à 11% en 2018) et une augmentation des sites classés vert ou bleu (de 50 à 55%) qui indiquent une évolution positive avec une potentielle réduction de la contamination par les densités de MPs. Afin de suivre l'évolution de la contamination par une méthode identique, le même exercice a été ici répété. Il montre que :

- ❖ seul le site de Menton est toujours classé en mauvaise évolution, car les densités de MP récoltées sur le site sont toujours en augmentation ;
- ❖ en bonne évolution les sites des Embiez, de Toulon, de Saint-Tropez, d'Antibes, de Figari Bruzzi et Rogliano ;
- ❖ en très bonne évolution Cortiou et Villefranche.

Ces résultats pourraient être des éléments intéressants pour pousser des recherches supplémentaires et sélectionner des sites de surveillance régulière ou des stations « pérennes » afin de mieux comprendre la dynamique de la contamination au niveau local. Sur ces sites un travail de modélisation plus poussée pourrait être effectué pour mieux identifier les sources. Une fois les sources principales identifiées, la surveillance pourrait permettre de tester et/ou contrôler des mesures de réduction qui pourraient être mises en place. À l'inverse, le site de Cortiou pourrait également être surveillé s'il s'avère avoir été soumis à des méthodes d'abattement afin d'en

mesurer les effets sur le long terme. Enfin, les sites évalués dans la catégorie évolution très bonne (bleu) comme par exemple c'est le cas de Figari-Bruzzi pourraient être un site de surveillance régulière comme zone de référence de non-contamination.

Les MP sont utilisés comme un indicateur du descripteur DCSMM D10 (déchets marins) Critère 2, indicateurs microdéchets flottants. C'est notamment dans ce cadre que les prélèvements au filet Manta sont effectués durant la campagne SUCHIMED. En l'absence de seuil (en cours de définition par le Technical Group of Marine Litter (TG ML), l'atteinte du paramètre « quantité de microdéchets en surface » est définie comme une baisse significative (statistiquement) de la densité de microdéchets totaux (MP). Cette définition du paramètre indique que seuls les indicateurs qui ont une tendance à la diminution de manière significative pourront être considérés comme atteints.

Pour tous les autres cas (aucune tendance significative et tendance significative à l'augmentation), les indicateurs seront considérés comme n'atteignant pas le BEE. Pour l'indicateur « microdéchets flottants », toutes les données disponibles dans la période du cycle d'évaluation en cours (cycle 3) sont considérées pour effectuer les analyses statistiques ([Gérigny et al. 2022](#)).

Les résultats de l'évaluation DCSMM cycle 3 et des campagnes DCE sont identiques (inconnu), mais, il est important de noter que les jeux ne sont pas identiques, que ce soit sur la période ou au niveau spatial (données DCE/SUCHIMED uniquement côtières, données DCSMM côtières et hauturières). Cependant, le travail réalisé sur les données des campagnes est très encourageant, car il a permis de dégager une tendance globale de la contamination au cours des différentes campagnes, d'étudier par une analyse qualitative l'évaluation de la contamination par les MP et par site, de définir des sites potentiels (site de référence, site de surveillance de mesure) pour une surveillance prioritaire avec des objectifs d'augmentation des connaissances des dynamiques régionales. Enfin, les données DCE/SUCHIMED ont permis de démontrer qu'une analyse sur le long terme des mêmes sites pourra clairement renforcer la significativité et la fiabilité des tests statistiques non paramétriques qui déterminent l'état du paramètre, que ce soit dans le cadre de la DCSMM ou de SUCHIMED avec des objectifs de compréhension de dynamique régionale qui pourraient être des éléments intéressants pour les gestionnaires de ces espaces, notamment au niveau de la mise en place de mesure de réduction.

## 6 Conclusion générale

De par sa multidisciplinarité, la campagne SUCHIMED 2021 a permis d'évaluer l'état de la contamination chimique et son évolution en Méditerranée en s'appuyant principalement sur deux matrices :

- ❖ les moules de Méditerranée pour toute la façade, en tant qu'organisme indicateur de la contamination chronique de la colonne d'eau par biomonitoring actif (engagement d'individus provenant d'un même site de production) ;
- ❖ plus ponctuellement, le sédiment en tant que compartiment intégrateur et autre voie de devenir des contaminants dans le milieu naturel.

Les mesures et analyses complémentaires (isotopie et facteurs abiotiques contextuels) menées lors de la campagne de biomonitoring ont permis de préciser le potentiel de bioindication des moules à l'échelle de la façade et d'apporter des éléments de compréhension sur l'état de la contamination. Ainsi,

- à l'ouest du Rhône, la contamination des organismes est sous une influence terrigène prépondérante dans un environnement décrit comme mésotrophe et dont la principale source de nourriture est constituée par le microphytoplancton ;
- à l'est du Rhône, les organismes sont dans un milieu sous influence terrigène et marine, qualifié d'oligo à mésotrophe, avec principale source de nourriture le microphytoplancton ;
- en Corse, les organismes sont sous une influence océanique dominante, dans un milieu oligotrophe plus chaud avec comme source de nourriture principale le piconanoplancton.

Si les moules restent un outil robuste de surveillance, la compréhension du lien entre la contamination dans le milieu et ces organismes bioindicateurs passe par une analyse fine d'une part du régime alimentaire des organismes (sources de matière organique) et d'autre part des facteurs environnementaux extrinsèques. Pour tenir compte de ces différences environnementales entre les écorégions, le croisement statistique des concentrations en contaminants relevées et des facteurs abiotiques contextuels a permis de confirmer que l'indice de condition, sans doute en raison de son pouvoir indicateur de l'état physiologique générale de la moule, reste la variable normalisatrice la plus pertinente pour une comparaison des stations à l'échelle de la façade.

Les principaux résultats de la campagne SUCHIMED 2021 sont les suivants.

### **En Occitanie (ouest du Rhône),**

La zone côtière des Pyrénées-Orientales est caractérisée par la présence chronique de DDT dans la colonne d'eau, sans évolution significative sur les 20 dernières années, mettant en évidence la persistance de ce produit dans le milieu depuis son interdiction en 1971.

La présence de marqueurs terrigènes (e.g. Mn) dans le biote et le sédiment entre les embouchures de l'Aude et de l'Hérault met en évidence l'influence de ces deux fleuves sur le milieu côtier, ce qui a été également confirmé par les analyses isotopiques. Cette influence semble être la source d'un marquage chronique de la masse d'eau en As qui tend à augmenter depuis 20 ans, mais sans atteindre des niveaux préoccupants et d'apport d'éléments critiques technologiques (TCE, terres rares) dans le sédiment.

Une contamination en HAP, absente en 2016, a été mise en évidence lors de cette campagne à l'embouchure de l'Aude s'étendant jusqu'à Port-La-Nouvelle uniquement dans le sédiment. Il est raisonnable de s'interroger sur le rôle potentiel que pourrait jouer l'activité portuaire de Port-La-Nouvelle dont les travaux d'extension et de dragage sur cette contamination. Le marquage du sédiment au droit de Port-La-Nouvelle en TCE (Pt), laisse supposer que cette zone portuaire industrielle pourrait être une source de contaminants émergents.

Le marquage chronique des moules en Zn au niveau de l'émissaire de la STEP de Montpellier est à prendre avec précaution en raison de la régulation de ce métal essentiel par les moules et du possible biais engendré par le fait que les moules de cette station n'étaient pas dans la même phase du stade de reproduction que les autres stations en fin de période d'immersion.

### **En région PACA,**

La zone du Rhône à Marseille est caractérisée par un marquage en PCB de la colonne d'eau, sans évolution significative sur les 20 dernières années, associé à un marquage du sédiment. Ces signes de contamination se retrouvent également dans les réseaux trophiques, notamment dans le plancton et les poissons. Au regard de la distribution spatiale des concentrations mesurées, il semble qu'il existe plusieurs sources potentielles de PCB dans la zone telles que le Rhône, la zone pétrochimique de Fos, l'agglomération marseillaise et le rejet de la STEP de Cortiou.

La zone industrialo-portuaire de Fos montre également un marquage du sédiment en HAP qui n'est pas détecté par le biomonitoring RINBIO peut-être en raison d'une stratégie spatiale mal adaptée.

La station de biomonitoring de Carry-le-Rouet présente une valeur de TBT supérieure à la concentration écologiquement acceptable (EAC) de ce composé proposé par la convention OSPAR. Au regard des autres stations, ce niveau n'est pas si haut et reste relativement faible, mais un suivi de ce composé au cours des prochaines campagnes permettra de vérifier la tendance.

L'agglomération marseillaise est une source de contamination en éléments métalliques des sédiments, sans doute liée à l'activité industrielle historique de la ville. Un marquage des sédiments en HAP a également été mesuré. Ce marquage ne se retrouve pas dans les moules, mais s'observe en partie dans le plancton. Le suivi des TCE (terres rares) à travers le rejet de la STEP met en évidence l'influence directe de la ville et de son activité portuaire.

La rade de Toulon présente un marquage chronique de la colonne d'eau en métaux (Hg, Pb, Cu), PCB, HAP, PBDE et composés organostanniques (TBT) sans tendance temporelle significative sur les 20 dernières années. La concentration en TBT relevée est supérieure au seuil écologiquement

acceptable (EAC) proposé par OSPAR. Les signes de contamination en HAP, métaux sont également détectés dans le sédiment, ainsi qu'un marquage en TCE (terres-rares et platinoïdes). La combinaison des résultats des deux matrices conduit à penser que l'état de contamination est lié aux activités historiques et actuelles de la zone et aux caractéristiques hydrodynamiques et géomorphologiques qui font de la rade un milieu plutôt fermé.

À proximité de Toulon, deux stations présentent un marquage en Pb du sédiment qui n'a pas été détecté dans le biote. Il s'agit de la rade d'Hyères, sans doute en lien avec l'activité minière historique de La Londe les Maures et du Cap Sicié, sans doute en lien avec le rejet de la STEP, qui semble être également une source de TCE (terres rares).

De Fréjus à Menton, le marquage historique du milieu côtier en As met en évidence l'influence d'apports terrigènes par les cours d'eau.

Parmi eux, le fleuve Var est également une source de Cr, Mn et Ni dans la colonne d'eau. Le sédiment à l'embouchure du fleuve ne présente pas de signes d'apport de ces éléments, mais est caractérisé par un marquage en HAP. Cette différence de signatures dans la contamination entre les matrices, interroge sur l'origine de la matière organique ingérée par les moules immergées à cette station.

La baie de Villefranche montre des signes de marquage en métaux (dont le Pb) et HAP dans la colonne d'eau et le sédiment, sans doute en lien avec le trafic maritime et les caractéristiques hydrodynamiques et géomorphologiques de la zone. La contamination en HAP dans le biote tend à diminuer avec le temps. Le sédiment est caractérisé par une écotoxicité faible.

### **En Corse,**

Le bruit de fond géochimique de l'île caractérisé par sa teneur en Cr et Ni influence fortement les résultats d'évaluation de l'état de la contamination chimique que ce soit dans le sédiment ou dans la colonne d'eau, à travers le marquage en Cr de la façade orientale (de l'embouchure du Golo à Porto-Vecchio) et du Cap Corse (de Pino à l'île Rousse).

Les ports de Porto-Vecchio, Bonifacio semblent être les sources d'un marquage chronique de la colonne d'eau en Cu, qui apparaît stable dans le temps. Ce type de contamination est également détecté entre Galéria et Porto. Elle pourrait avoir comme origine le trafic maritime dans cette zone fortement attractive en raison de la présence de la réserve de Scandola et/ou être liée au métabolisme de régulation du Cu par les moules en zone fortement oligotrophe.

Le goulet de Bonifacio présente dans le sédiment des signes de contamination en HAP, en métaux (Hg, Pb, Zn) et dans une moindre mesure en PCB sans doute en lien avec le trafic maritime et la configuration géomorphologique de la zone.

Le littoral bastiais est caractérisé par le marquage du sédiment en HAP, sans doute en lien avec la station de soutage d'hydrocarbures. On observe également un marquage en TCE signe d'un apport anthropique venant de l'agglomération.

L'embouchure du Golo semble être la source d'un marquage en Pb du sédiment, qui n'est pas détecté par le biomonitoring RINBIO, et de TCE (terres rares) comme les fleuves occitans de l'Aude et de l'Hérault.

Outre la contamination en Cr et Ni, le site de Canari, sous l'influence de l'activité d'extraction d'amiante passée, est caractérisé par un marquage en Cu du sédiment qui n'est pas mis en évidence dans le biote et surtout une écotoxicité avérée qui semble être liée aux métaux (potentiellement Cr, Ni, Co et Fe).

## 6.1 Écotoxicité (effet des contaminants)

Puisque tous les composés recherchés ne possèdent pas nécessairement de seuil d'interprétation et puisque la recherche de contaminants ne peut pas être exhaustive, la campagne SUCHIMED 2021 a cherché à affiner le diagnostic de l'état de contamination de la façade à l'aide d'approches écotoxicologiques telles que l'utilisation de biomarqueurs dans les moules et la réalisation d'un bioessai sur le sédiment.

Ainsi, la campagne 2021 a tout d'abord été l'occasion de mettre en évidence la faisabilité technique de la recherche d'effets sur les moules engagées à travers l'étude des biomarqueurs. Malgré le stress généré par la manipulation et la stabulation des moules lors de la phase d'immersion, les biomarqueurs se sont avérés de bons indicateurs des conditions de contamination et de trophiques du milieu dans lesquelles les organismes ont été placés. À travers des signes de stress plus marqués pour les stations du littoral continental comparées à celles de Corse, les marqueurs liés aux lysosomes, moins sensibles aux différences de sources de nourriture, ont montré leur pertinence pour refléter l'état de stress général des organismes, en particulier liés aux contaminants. Au regard des signes de stress relevés au niveau du Rhône, de l'Huveaune et de la petite rade de Toulon, un faisceau d'indices laisse supposer que les PCB auraient un effet marqué sur les lysosomes.

Dans le sédiment, l'utilisation d'un seul type de bioessai a montré ses limites en termes de sensibilité puisque seule la station de Canari a révélé une écotoxicité avérée à partir de tests sur larves d'huîtres. La réalisation d'une batterie de bioessais basés sur l'élutriat et la fraction solide du sédiment pourrait être une piste pour améliorer le diagnostic des effets des niveaux de contamination relevés dans ce compartiment.

## 6.2 Étude des communautés planctoniques

Dans son ensemble, les communautés planctoniques échantillonnées entre Marseille et Toulon se composent :

- pour la plus petite fraction < 20  $\mu\text{m}$ , principalement de cellules phytoplanctoniques, *Synechococcus sp*, et picoeucaryotes dans une moindre mesure ;
- pour la plus grande fraction > 20  $\mu\text{m}$ , majoritairement de cellules phytoplanctoniques bacillariophycées de classe de taille 100-20, et deux grandes classes de tailles de zooplancton majoritaires dominées par les calanoïdes.

Les niveaux de contaminants mesurés dans le plancton apportent une information complémentaire à celle des moules, notamment en HAP, et dans une moindre mesure pour plusieurs métaux (Cu, Ni, Pb), notamment à Marseille.

Dans un contexte d'une surveillance de la contamination chimique à grande échelle, l'utilisation du plancton ne semble pas encore totalement mature. Des questions méthodologiques et d'interprétation des résultats se posent. Néanmoins, le suivi des communautés reste nécessaire

pour la compréhension des processus de transfert vers les moules, et donc une meilleure interprétation des résultats dans cette matrice.

### 6.3 Étude des transferts trophiques

La structure simplifiée des réseaux trophiques pélagiques (planctons aux poissons petits pélagiques) est « classique » :

- les signatures isotopiques des compartiments sont globalement celles attendues ;
- le lien de consommation direct des moules sur les petites classes de tailles de plancton et des poissons sur les plus grandes classes de tailles semble se vérifier.

Au regard des concentrations en contaminants obtenues, le plancton est bien une voie majeure d'intégration des composés, ce qui confirme l'une des conclusions du groupe de travail CONTACT ([Briand et al. 2021](#)). Malgré un nombre de niveaux trophiques échantillonnés encore limité, ces premiers résultats semblent également confirmer la biodiminution de la plupart des éléments métalliques (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, le Pb) et des HAP le long du réseau trophique. À l'inverse, les concentrations en Hg et PCB dans les plus hauts niveaux trophiques de notre étude restent les plus élevées (mais en dessous des seuils sanitaires réglementaires) par phénomène de bioamplification, comme précédemment montré par les études CONTAMED. Enfin, certains organismes pourraient être de meilleurs indicateurs selon les éléments, puisque les moules semblent particulièrement bioaccumuler le Zn ou l'As, ou encore le plancton avec les HAP.

### 6.4 Plastiques

Le suivi des microplastiques lors de la campagne SUCHIMED 2021 a mis en évidence qu'à l'échelle de la façade 95% des échantillons collectés contiennent des plastiques qu'ils soient de taille micro (<5 mm) ou méso (>5 mm).

Les concentrations en microplastiques mesurées se situent dans la gamme de variation des valeurs connues en Méditerranée occidentale. La quasi-totalité de ces plastiques est constituée par des fragments, complétée par des films et fibres et de manière anecdotique par des pellets et mousses.

Les informations encore partielles sur les évolutions temporelles tendent à montrer une réduction de la concentration en microplastiques pour les stations suivies depuis pratiquement 10 ans. Seule la zone de Menton, à la frontière italienne, se différencie par une tendance inverse où la présence de microplastiques est de plus en plus marquée depuis 2012.

Les enjeux de cette problématique sont notamment la définition des sources et leur transport dans le milieu marin. La campagne SUCHIMED 2021 y contribue à travers les résultats des prélèvements réalisés au droit de l'embouchure de trois fleuves, qui ont pu mettre en évidence que les cours d'eau peuvent constituer une source prépondérante de microplastiques, comme l'Hérault, mais leur contribution peut-être plus réduite, comme pour le Rhône ou le Var en fonction des conditions hydrodynamiques et de la présence d'autres sources potentielles dans la même cellule hydrodynamique.

## 6.5 Perspectives d'améliorations

Depuis 2006, l'Ifremer opère des campagnes pluridisciplinaires sur la façade Méditerranée. SUCHIMED 2021 présente néanmoins une particularité : elle est principalement dédiée à la caractérisation de l'état de contamination et à la compréhension des processus afin d'affiner l'interprétation des résultats.

Si ce travail conforte de nouveau l'intérêt d'utiliser les bivalves comme bioindicateurs pour répondre aux questions relatives à la qualité des eaux côtières, il ouvre aussi des perspectives en termes d'évolution.

L'analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote nous permet en particulier de mieux appréhender l'origine de la matière organique nous aidant ainsi à interpréter les résultats obtenus et vérifier le positionnement correct ou non des stations.

À l'issue de cette campagne, les recommandations proposées dans le rapport [Bouchoucha et al \(2021\)](#) restent valables. Cependant, le présent travail a permis d'en faire émerger de nouvelles.

Concernant l'approche de biomonitoring RINBIO :

- une modification de la profondeur d'immersion des stations aux embouchures de fleuve afin de les rapprocher de la surface pour s'assurer de les placer sous l'influence de la masse d'eau douce amenée par le cours d'eau ;
- l'allègement de la surveillance dans le champ moyen en termes de fréquence temporelle et un report vers la surveillance directe de certaines pressions dans une logique de champ proche ;
- la création de nouvelles stations sentinelles proches des sources de contamination, comme la zone industrialo-portuaire de Fos ;
- une réflexion autour de la représentation surfacique des résultats;
- la reconduite de l'analyse de biomarqueurs en ajoutant des stations en champ moyen (e.g. 3, une par écorégion) et en se focalisant sur les lysosomes, voire à tester d'autres types de biomarqueurs (génétiques, enzymatiques spécifiques ou à l'échelle de l'individu) afin d'affiner le diagnostic de la contamination chimique.

## 7 Références bibliographiques

- Abdou, M., Schafer, J., Hu, R., Gil-Diaz, T., Garnier, C., Brach-Papa, C., Chiffolleau, J.F., Charmasson, S., Giner, F., Dutruch, L., Blanc, G., (2019). Platinum in sediments and mussels from the northwestern Mediterranean coast: temporal and spatial aspects. *Chemosphere*, 215, 783-792.
- Alimba, C.G., Faggio, C., (2019). Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68, 61-74.
- Alonso-Hernández, C.M., Tolosa, I., Mesa-Albernas, M., Díaz-Asencio, M., Corcho-Alvarado, J.A., Sánchez-Cabeza, J.A., (2015). Historical trends of organochlorine pesticides in a sediment core from the Gulf of Batabanó, Cuba. *Chemosphere*, 137, 95-100.
- Aminot, A., Kérouel, R., (2004). *Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses*. Editions Quae.
- Aminot, A., Kérouel, R., (2007). *Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines: méthodes en flux continu*. Editions Quae.
- Amouroux, I., Buchet, R., (2021). Étude de l'impact de l'utilisation des nouvelles VGE mollusques pour l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau DCE : comparaison avec les évaluations basées sur les seuils mollusques de l'arrêté 2018. Note interne IFREMER.
- Amouroux, I., Claisse, D., (2016). *AQUAREF-Opérations d'échantillonnage en milieu marin dans le cadre des programmes de surveillance DCE (matrices: eau, sédiment et biote) — Recommandations techniques— Edition 2015*.
- Andrady, A.L., (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119, 12-22.
- Andral, B., Stanisiere, J.Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., Boissery, P., (2004). Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9-10), 704-712.
- Angeletti, L., Castellan, G., Montagna, P., Remia, A., Taviani, M., (2020). The "Corsica Channel Cold-Water Coral Province" (Mediterranean Sea). *Frontiers in Marine Science*, 7, 661.
- Arienzo, M., Ferrara, L., Trifuoggi, M., Toscanesi, M., (2022). Advances in the Fate of Rare Earth Elements, REE in transitional environments: Coast and estuaries. *Water*, 14, 401.
- Arthur, C., Baker, J.E., Bamford, H., (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA - :2509 | National Ocean Service (NOS).* 2009. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509>.
- Asmus, R.M., Asmus, H., (1991). Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton?, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 148, 215-232.
- Ayhan, M.M., Katalay, S., Günal, A.Ç., (2021). How pollution effects the immune systems of invertebrate organisms (*Mytilus galloprovincialis* Lamark, 1819). *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112750.
- Babut, M., Persat, H., Desmet, M., Lopes, C., Mourier, B., Tronczynski, J., (2016). *Les PCB dans le Rhône. PCB, environnement et santé*, edited by: Amiard, J.-C., Meunier, T., and Babut Tec, M., Doc/Lavoisier, Paris, 473-498.
- Bănaru, D., Carlotti, F., Barani, A., Grégori, G., Neffati, N., Harmelin-Vivien, M. (2014). Seasonal variation of stable isotope ratios of size-fractionated zooplankton in the Bay of Marseille (NW Mediterranean Sea). *Journal of plankton research*, 36(1), 145-156.
- Bănaru, D., Mellon-Duval, C., Roos, D., Bigot, J.L., Souplet, A., Jadaud, A., Beaubrun, P., Fromentin, J.M., (2013). Trophic structure in the Gulf of Lions marine ecosystem (north-western Mediterranean Sea) and fishing impacts. *Journal of Marine Systems*, 111, 45-68.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 1985-1998.

- Battuello, M., Brizio, P., Sartor, R. M., Nurra, N., Pessani, D., Abete, M. C., Squadrone, S., (2016). Zooplankton from a North Western Mediterranean area as a model of metal transfer in a marine environment. *Ecological Indicators*, 66, 440-451.
- Bayon, G., Toucanne, S., Skonieczny, C., André, L., Bermell, S., Cheron, S. Dennielou, B., Etoubleau, J., Freslon, N., Gauchery, T., Germain, Y., Jorry, S.J., Menot, G., Monin, L., Ponzevera, E., Rouget, M.L., Tachikawa, K., Barrat, J.A., (2015). Rare earth elements and neodymium isotopes in world river sediments revisited, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 170, 17– 38.
- Benito, D., Ahvo, A., Nuutinen, J., Bilbao, D., Saenz, J., Etxebarria, N., Lekube, X., Izagirre, U., Lehtonen, K.L., Marigómez, I., Zaldibar, B., Soto, M. (2019). Influence of season-depending ecological variables on biomarker baseline levels in mussels (*Mytilus trossulus*) from two Baltic Sea subregions. *Science of the Total Environment*, 689, 1087-1103.
- Benito, D., Niederwanger, M., Izagirre, U., Dallinger, R., Soto, M., (2017). Successive onset of molecular, cellular and tissue-specific responses in midgut gland of *Littorina littorea* exposed to sub-lethal cadmium concentrations. *International Journal of Molecular Sciences*, 18, pp. 1-26.
- Benito, D., Paleček, D., Lekube, X., Izagirre, U., Marigómez, I., Zaldibar, B., Soto, M. (2022). Variability and distribution of parasites, pathologies and their effect on wild mussels (*Mytilus* sp) in different environments along a wide latitudinal span in the Northern Atlantic and Arctic Oceans. *Marine Environmental Research*, 176, 105585.
- Bhaby, S., Belhsen, O.K., Errhif, A., Tojo, N., (2013). Seasonal dynamics of parasites on mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and ecological determinants of the infections in southern alboran area, Morocco. *International Journal of Parasitology Research*, 5(1), 116.
- Bignell, J.P., Dodge, M.J., Feist, S.W., Lyons, B., Martin, P.D., Taylor, N.G.H., Stone, D., Travalent, L., Stentiford, G.D., (2008). Mussel histopathology: effects of season, disease and species. *Aquatic Biology*, 2, 1-15. <https://doi.org/10.3354/ab00031>.
- Bignell, J.P., Stentiford, G.D., Taylor, N.G.H., Lyons, B.P., (2011). Histopathology of mussels (*Mytilus* sp.) from the Tamar estuary, UK. *Marine environmental research*, 72(1-2), 25-32.
- Blaylock, B.L., (2005). *In* : Anderson, B., Peyster, A.D., Gad, S.C., Hakkinen, P.J., Kamrin, M.. *Encyclopedia of toxicology*. Academic Press.
- Bode, A., Alvarez-Ossorio, M.T., Carrera, P., Lorenzo, J., (2004). Reconstruction of trophic pathways between plankton and the North Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) using stable isotopes. *Scientia Marina*, 68(1), 165-178.
- Bouchoucha, M., Tomasino, C., Amouroux, I., Andral, B., Brach-Papa, C., Briand, M., Buchet, R., Delmas, L., Galgani, F., Gonzalez, J.L., Grouhel-Pellouin, A., Mauffret, A., Mille, T., Munaron, D., Ponzevera, E., Wessel, N., Boissery, P., (2021). 20 ans de suivi de la contamination chimique des eaux côtières méditerranéennes. Résultats & perspectives. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00673/78554/>
- Bouchoucha, M., Tomasino, C., Brach-Papa, C. (2018). Rapport de synthèse de la campagne d'évaluation de la qualité chimique des sédiments (ROCCHSED) 2016 en Méditerranée. RST.ODE/UL/LER-PAC/18-07. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00458/56961/>
- Briand, M.J., Brach-Papa, C., Tronczynski, J., Bouchoucha, M., (2021). Action CONTACT : CONTamination des Chaînes Trophiques. Evaluation et optimisation de la surveillance « chimique » en Méditerranée. Rapport Ifremer, ODE/UL/LER-PAC/21-05.
- Bruland, K.W., Bertine, K., Koide, M., Goldberg, E.D., (1974). History of metal pollution in southern California coastal zone. *Environmental Science Technology*, 8, 425–432.
- Buah-Kwofie, A., Humphries, M.S., (2017). The distribution of organochlorine pesticides in sediments from iSimangaliso Wetland Park: ecological risks and implications for conservation in a biodiversity hotspot. *Environmental pollution*, 229, 715-723.
- Cajaraville, M.P., Marigómez, J.A., Angulo, E., (1991). Automated measurement of lysosomal structure alterations in oocytes of mussels exposed to petroleum derived hydrocarbons.

- Castro-Jiménez, J., Bănar, D., Chen, C. T., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Deviller, G., Sempere, R., (2021). Persistent Organic Pollutants Burden, Trophic Magnification and Risk in a Pelagic Food Web from Coastal NW Mediterranean Sea. *Environmental Science & Technology*, 55(14), 9557-9568.
- Champalbert, G., (1996). Characteristics of zooplankton standing stock and communities in the Western Mediterranean Sea: relations to hydrology. *Scientia Marina*, 60(2), 97-113.
- Chen, C.T., Bănar, D., Carlotti, F., Faucheux, M., Harmelin-Vivien, M., (2019). Seasonal variation in biochemical and energy content of size-fractionated zooplankton in the Bay of Marseille (North-Western Mediterranean Sea). *Journal of Marine Systems*, 199, 103223.
- Chevreuil, M., Chesterikoff, A., Létolle, R., (1988). Transport state of PCBs in the river Seine (France). *Revue des sciences de l'eau*, 1(4), 321-337.
- Chouvelon, T., Cresson, P., Bouchouca, M., Brach-Papa, C., Bustamante, P., Crochet, S., Marco-Miralles, F., Thomas, B., Knoery, J., (2018). Oligotrophy as a major driver of mercury bioaccumulation in medium-to high-trophic level consumers: a marine ecosystem-comparative study. *Environmental Pollution*, 233, 844-854.
- Chouvelon, T., Strady, E., Harmelin-Vivien, M., Radakovitch, O., Brach-Papa, C., Crochet, S., Knoery, J., Rozuel, E., Thomas, B., Tronczynski, J., Chiffolleau, J.F., (2019). Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 1013-1030.
- Consani, S., Cutroneo, L., (2021). Baseline on rare earth elements in the marine sediments of a Mediterranean commercial ports as environmental tracers and their relationships with inorganic contaminants. *Marine Pollution Bulletin Volume*, 173, Part A, , 112961.
- Cossa, D., (2002). Dosage du mercure total et du monométhylmercure dans les organismes et les sédiments marins. Editions Quae.
- Cresson, P., (2013). Fonctionnement trophique des récifs artificiels de la baie du Prado (Marseille, France) : origine et devenir de la matière organique. Thèse de doctorat, spécialité Océanographie, Aix Marseille Université, Marseille, France, 287 p.
- Cresson, P., Boudouresque, C., Ruitton, S., Casalot, L., Verlaque, M., Harmelin-Vivien, M., (2019). Seasonal and plant-part isotopic and biochemical variation in *Posidonia oceanica*. *Mediterranean Marine Science*, 20(2), 357-372. doi:http://dx.doi.org/10.12681/mms.18660
- Cuevas, N., Zorita, I., Costa, P.M., Franco, J., Larreta, J., (2015). Development of histopathological indices in the digestive gland and gonad of mussels: integration with contamination levels and effects of confounding factors. *Aquatic toxicology*, 162, 152-164.
- Culling, C.F.A., (1974). Handbook of histopathological and histochemical techniques, third ed. Butterworths, Guildford, 712 pp.
- Dang, D.H., Filella, M., Omanović, D., (2021). Technology-Critical Elements: An Emerging and Vital Resource that Requires more In-depth Investigation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(4), 517–520. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00892-6>
- Danton, E., Kiyamoto, M., Komaru, A., Wada, K.T., Awaii, M., Mathieu, M., (1996). Comparative analysis of storage tissue and insulin-like neurosecretion in diploid and triploid mussels *Mytilus galloprovincialis* Lmk. In relation to their gametogenesis cycle. *Invertebrate Reproduction & Development*, 29, 37–46.
- Darnaude, A.M., Salen-Picard, C., Polunin, N.V.C., Harmelin-Vivien, M.L., (2004). Trophodynamic linkage between river runoff and coastal fishery yield elucidated by stable isotope data in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oecologia*, 138(3): 325- 332.
- de Sá, L.C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T.L., Futter, M.N., (2018.) Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of The Total Environment* 645, 1029-1039.
- Delgado, J., Perez-Lopez, R., Galvan, L., Nieto, J.M., Boski, T., (2012); Enrichment of rare earth elements as environmental tracers of contamination by acid mine drainage in salt marshes : A new perspective. *Marine Pollution Bulletin* 64 179-1808.

- Delpy, F., Serranito, B., Jamet, J.L., Grégori, G., Le Poupon, C., Jamet, D., (2018). Pico-and nanophytoplankton dynamics in two coupled but contrasting coastal bays in the NW Mediterranean Sea (France). *Estuaries and Coasts*, 41(7), 2039-2055.
- DeNiro, M.J., Epstein, S., (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42(5): 495-506.
- DeNiro, M.J., Epstein, S., (1981). Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45(3): 341-351.
- Dickinson, W.W., Dunbar, G.B., McLeod, H., (1996). Heavy metal history from cores in Wellington Harbour, New Zealand. *Environmental Geology*, 27, 59–69.
- Dipple, A., Moschel, R.C., Bigger, C.A.H., (1984). Polynuclear aromatic carcinogens. In: Searle, C.E. (Ed.), *Chemical Carcinogens*, Second ed. American Chemical Society, Washington, DC, pp. 41–163.
- Dumas, C., Ludwig, W., Aubert, D., Eyrolle, F., Raimbault, P., Gueneugues, A., Sotin, C., (2015). Riverine transfer of anthropogenic and natural trace metals to the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). *Applied Geochemistry*, 58, 14-25.
- Eads, A.R., Evans, J.P., Kennington, W.J., (2016). Plasticity of fertilization rates under varying temperature in the broadcast spawning mussel, *Mytilus galloprovincialis*. *Ecology and evolution*, 6(18), 6578-6585.
- El Nemr, A., El-Sadaawy, M.M., (2016). Polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Mediterranean Sea (Egypt). *International Journal of Sediment Research*, 31(1), 44-52.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *Plos One* 9, 1-15.
- Fichez, R., Dennis, P., Fontaine, M.F., Jickells, T.D., (1993). Isotopic and biochemical composition of particulate organic matter in a shallow water estuary (Great Ouse, North Sea, England). *Marine Chemistry*, 43: 263-276.
- Frontier, S., (1976). Étude de la décroissance des valeurs propres dans une analyse en composantes principales: Comparaison avec le modéle du bâton brisé. *Journal of experimental marine Biology and Ecology*, 25(1), 67-75.
- Frontier, S., (1999). *Les écosystèmes*. Presses Universitaires de France, 128 p.
- Galgani, F., Baldi, Y., (2010). Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral du Languedoc Roussillon, du Var et des Alpes Maritimes par un bio essai : Développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments. EST.DOP/LER-PAC. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00028/13930/>
- Fry, B., Arnold, C., (1982). Rapid  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). *Oecologia* 54: 200-204.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., Palatinus, A., Van Franeker, J.A., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J.M., Matiddi, M., Alcaro, L., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H.A., Gago, J., Liebezeit, G., (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter (TSG-ML), in: European Commission, J.R.C., Institute for Environment and Sustainability (Ed.), Luxembourg, p. 124.
- Galgani, F., Stoefen-o Brien, A., Weis, J., Ioakeimidis, C., Schuyler, Q., Rochman, C., Makarenko, I., Griffiths, H., Bondareff, J., Vethaak, D., Keener, P., Sobral, P., Deidun, A., Topouzelis, K., Vlahos, P., Lana, F., Hasselov, M., Arsonina, B., Gérigny, O., Ambulkar, A., Jambeck, J., João Bebianno, M., (2021). Are litter, plastic and microplastic quantities increasing in the ocean? Springer, *Nature journal "Microplastics and nanoplastics* 1, 1-2.
- Garia-Solsona, E., Jeandel, C., (2020). Balancing Rare Earth Elements Distributions in the Northwestern Mediterranean Sea. *Chemical Geology*, 532, 119372.
- Garmendia, L., Soto, M., Vicario, U., Kim, Y., Cajaraville, M.P., Marigómez, I., (2011). Application of a battery of biomarkers in mussel digestive gland to assess long-term effects of the Prestige oil spill in Galicia and

- Bay of Biscay: tissue-level biomarkers and histopathology. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(4), 915-932.
- Gearing, J.N., Buckley, D.E., Smith, J.N., (1991). Hydrocarbon and metal contents in a sediment core from Halifax Harbor - a chronology of contamination. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 2344-2354.
- Gérigny, O., Brun, M., Olsommer, M., Lacroix, C., Tomaniso, C., Beauvais, S., Galgani, F., (2022). Evaluation du descripteur 10 « déchets marins » en France Métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation cycle 3 au titre de la DCSMM.
- Gérigny, O., Brun, M., Tomasino, C., Lacroix, C., Kerambrun, L., Galgani, F., (2018). Évaluation du descripteur 10 « Déchets marins » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00461/57294/>
- Gérigny, O., Coudray, S., (2013). Modélisation de l'emprise BAST — Modèle 100m de la région de BASTIA. Document I : Construction du modèle aspects opérationnels. RST.ODE/LER-PAC/13-13.
- Gérigny, O., Henry, M.Y., Tomansino, C., Galgani, F., (2019). Rapport Indicateur Microplastiques dans le cadre des campagnes Directive Cadre Eau Méditerranée Occidentale (DCE) 2018.
- Gérigny, O., Pedrotti, M.L., El Rakwe, M., Brunner, E., Pavéc, M., Henry, M., Mazeas, F., Maury, J., Garreau, P., Galgani, F., (2022). Characterization of floating microplastic contamination in the bay of Marseille (French Mediterranean Sea) and its impact on zooplankton and mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113353.
- Grousset, F.E., Quétel, C.R., Thomas, B., Donard, O.F.X., Lambert, C.E., Guillard, F., Monaco, A., (1995). Anthropogenic vs. lithogenic origins of trace elements (As, Cd, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Zn) in water column particles: northwestern Mediterranean Sea. *Marine Chemistry*, 48(3-4), 291-310.
- Harmelin-Vivien, M., Bodiguel, X., Charmasson, S., Loizeau, V., Mellon-Duval, C., Tronczyński, J., Cossa, D., (2012). Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 64(5), 974-983.
- Harmelin-Vivien, M., Dierking, J., Bănar, D., Fontaine, M.F., Arlhac, D., (2010). Seasonal variation of stable C and N isotope ratios in the Rhone River inputs to the Mediterranean Sea (2004-2005). *Biogeochemistry* 100(1-3): 139-150.
- Harmelin-Vivien, M., Loizeau, V., Mellon, C., Beker, B., Arlhac, D., Bodiguel, X., Ferraton, F., Hermand, R., Philippon, X., Salen-Picard, C., (2008). Comparison of C and N stable isotope ratios between surface particulate organic matter and microphytoplankton in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 28(15), 1911-1919.
- Harmelin-Vivien, M.L., Cossa, D., Crochet, S., Bănar, D., Letourneur, Y., Mellon-Duval, C., (2009). Difference of mercury bioaccumulation in red mullets from the north-western Mediterranean and Black seas. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 679-685.
- Heim, S., Schwarzbauer, J., (2013). Pollution history revealed by sedimentary records: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 11, 255-270.
- Herlory, O., Briand, M., Bouchouca, M., Derolez, V., Munaron, D., Cimiterra, N., Tomasino, C., Gonzalez, J.L., (2022). Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse — Année 2022. RST.ODE/UL/LER-PAC/XX-XX.
- Herrera, A., Raymond, E., Martínez, I., Álvarez, S., Canning-Clode, J., Gestoso, I., Pham, C.K., Ríos, N., Rodríguez, Y., Gómez, M., (2020). First evaluation of neustonic microplastics in the Macaronesian region, NE Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110999.
- Hu, G., Lin, C., Yang, Q., Yan, Y., Huang, H., Yu, R. Cui, J., Yan, Y., (2019). Distribution and source appointment of rare earth elements in offshore sediments of western Xiamen Bay, Southeast China. *Journal of Geochemical Exploration* 201, 31-39.
- Hunt, B.P., Carlotti, F., Donoso, K., Pagano, M., d'Ortenzio, F., Taillandier, V., Conan, P., (2017). Trophic pathways of phytoplankton size classes through the zooplankton food web over the spring transition

- period in the north-west Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122(8), 6309-6324.
- Iamiceli, A., Ubaldi, A., Lucchetti, D., Brambilla, G., Abate, V., De Felip, E., De Filippis, S.P., Dellatte, E., De Luca, S., Ferri, F., Fochi, I., Fulgenzi, A.R., Iacovella, N., Moret, I., Piazza, R., Roncarati, R., Melotti, P., Fanelli, R., Fattore, E., di Domenico, A., Miniero, R., (2015). Metals in Mediterranean aquatic species. *Marine pollution bulletin*, 94(1-2), 278-283.
- Ibouily, G., (1981) Étude sédimentologique de la rade de Marseille (Bouches-du-Rhône). Université Aix-Marseille. Thèse de doctorat.
- Ignatiades, L., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., Krasakopoulou, E., (2009). Diversification of phytoplankton community structure and related parameters along a large-scale longitudinal east-west transect of the Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research*, 31(4), 411-428.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 185, 352-364.
- Iwasaki, S., Isobe, A., Kako, S.i., Uchida, K., Tokai, T., (2017). Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: A numerical model approach in the Sea of Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 121, 85-96.
- Izagirre, U., Marigómez, I., (2009). Lysosomal enlargement and lysosomal membrane destabilisation in mussel digestive cells measured by an integrative index. *Environmental pollution*, 157(5), 1544-1553.
- Izagirre, U., Ramos, R.R., Marigómez, I., (2008). Natural variability in size and membrane stability of lysosomes in mussel digestive cells: seasonal and tidal zonation. *Marine Ecology Progress Series*, 372, 105-117.
- Jamet, J.L., Bogé, G., Richard, S., Geneys, C., Jamet, D., (2001). The zooplankton community in bays of Toulon area (northwest Mediterranean Sea, France). *Hydrobiologia*, 457(1), 155-165.
- Jamet, J.L., Jean, N., Boge, G., Richard, S., Jamet, D., (2005). Plankton succession and assemblage structure in two neighbouring littoral ecosystems in the north-west Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Research*, 56(1), 69-83.
- Johnson Matthey, (2019) - Platinum - <http://www.platinum.matthey.com/services/marketresearch/market-data-charts-tables>. Johnson Matthey PLC.
- Juhasz, A.L., Britz, M.L., Stanley, G.A., (1997). Degradation of fluoranthene, pyrene, benz [a] anthracene and dibenz [a, h] anthracene by *Burkholderia cepacia*. *Journal of Applied Microbiology*, 83(2), 189-198.
- Kim, Y., Ashton-Alcox, K.A., Powell, E.N., (2006). Gonadal analysis. In: *Histological techniques for marine bivalve molluscs*. NOAA Tech. Mem. NOS NCCOS 27, Silver Spring, pp. 1-10. <https://hdl.handle.net/1834/30810>
- Knoery, J., Briant, N., Chouvelon, T., Ponzevera, E., Brach-Papa, C., Brochen, M., Bruzac, S., Crochet, S., de Vogüe, B., Mirallès, F., Ravel, C., Sireau, T., Thomas, B., (2019). SCOTTI (2018-2019) : Étude des Sources des Contaminants et de leurs Transferts vers le réseau Trophique par des Traceurs Innovants — Rapport final ; 37pp.
- Koppelman, R., Böttger-Schnack, R., Möbius, J., Weikert, H., (2009). Trophic relationships of zooplankton in the eastern Mediterranean based on stable isotope measurements. *Journal of Plankton Research*, 31(6), 669-686.
- Labbé, J.F., Dupuy, J.J., (2014). Panorama mondial 2012 du marché des platinoïdes. Rapport public. BRGM/RP-63169-FR, 215 p., 78 fig., 42 tab.
- Landry, M.R., Lehner-Fournier, J.M., Fagerness, V.L., (1985). Predatory feeding behavior of the marine cyclopoid copepod *Corycaeus anglicus*. *Marine Biology*, 85, 163-169.
- Le Bourg, B., Bănar, D., Saraux, C., Nowaczyk, A., Le Luherne, E., Jadaud, A., Bigot, J.L., Richard, P. (2015). Trophic niche overlap of sprat and commercial small pelagic teleosts in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research*, 103, 138-146.
- Lee II, H., (1993). A clam's eye view of the bioavailability of sediment-associated pollutants. In: Baker, R. (Ed.), *Organic Substances and Sediments in Water*. Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp. 73-93.

- Liber, Y., Mourier, B., Marchand, P., Bichon, E., Perrodin, Y., Bedell, J.P., (2019). Past and recent state of sediment contamination by persistent organic pollutants (POPs) in the Rhône River: Overview of ecotoxicological implications. *Science of the Total Environment*, 646, 1037-1046.
- Lipiatou, E., Saliot, A., (1991). Fluxes and transport of anthropogenic and natural polycyclic aromatic hydrocarbons in the western Mediterranean Sea. *Marine chemistry*, 32(1), 51-71.
- Lowe, D.M., Moore, M.N., Clarke, K.R., (1981). Effects of oil in the digestive cells in mussels: quantitative alterations in cellular and lysosomal structure. *Aquatic Toxicology*, 1: 213-226.
- Mancuso, M., Savoca, S., Bottari, T., (2019). First record of microplastics ingestion by European hake *Merluccius merluccius* from the Tyrrhenian Sicilian coast (Central Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biology* 94, 517-519.
- Marigómez, I., Garmendia, L., Soto, M., Orbea, A., Izagirre, U., Cajaraville, M.P., (2013). Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: a comparative study after the Prestige oil spill "Mussel Watch". *Ecotoxicology*, 22(3), 486-505.
- Marigómez, I., Soto, M., Cancio, I., Orbea, A., Garmendia, L., Cajaraville, M.P., (2006). Cell and tissue biomarkers in mussel, and histopathology in hake and anchovy from Bay of Biscay after the prestige oil spill (Monitoring Campaign 2003). *Marine Pollution Bulletin*, 53, pp. 287-304.
- Martin, J.M., Elbaz-Poulichet, F., Guieu, C., Loÿe-Pilot, M.D., Han, G., (1989). River versus atmospheric input of material to the Mediterranean Sea: an overview. *Marine Chemistry*, 28(1-3), 159-182.
- Martínez-Gómez, C., Bignell, J., Lowe, D., (2015). Lysosomal membrane stability in mussels. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, 56, 41.
- McEwen, G.F., Johnson, M.W., Folsom, T.R., (1954). A statistical analysis of the performance of the Folsom plankton sample splitter, based upon test observations. *Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Serie A*, 7(1), 502-527.
- Melwani, A.R., Gregorio, D., Jin, Y., Stephenson, M., Ichikawa, G., Siegel, Crane, D., Lauenstein, G., Davis, J.A., (2014). Mussel watch update: long-term trends in selected contaminants from coastal California, 1977–2010. *Marine pollution bulletin*, 81(2), 291-302.
- Millet, B., Pairaud, I., Bănar, D., Pinazo, C., Pagès, R., Guiart, P., (2018). Unexpected spatial impact of treatment plant discharges induced by episodic hydrodynamic events: modelling lagrangian transport of fine particles by Northern Current intrusions in the bay of Marseille (France). *PLoS ONE*, 13(4):1-25. e0195257. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195257>
- Minas, M., Minas, H.J., (1989). Primary production in the Gulf of Lions with considerations to the Rhone River inputs. *Water pollution research reports*, 13(5), 112-125.
- Monteiro, L.R., Isidro, E.J., Lopes, H.D., (1991). Mercury content in relation to sex, size, age and growth in two scorpionfish (*Helicolenus dactylopterus* and *Pontinus kuhlii*) from Azorean waters. *Water Air and Soil Pollution*, 56(1): 359-367.
- Monteiro, L.R., Porteiro, F.M., Gonçalves, J.M., (1992). Inter- and intra-specific variation of mercury levels in muscle of cephalopods from the Azores. *Archipelago*, 10: 13-22.
- Moukrim, A., Id Halla, M., Kaaya, A., Bouhaimi, A., Benomar, S., Mathieu, M., (2008). Pattern of reserve storage of the two mussel species *Perna perna* and *Mytilus galloprovincialis* living on Moroccan coasts: annual variation and effect of pollution. *Iberus*, 26(1), 17-28.
- Mulholland, R., Turner, A., (2011). Accumulation of Platinum group elements by marine gastropod *Littorina littorea*. *Environmental Pollution*, 159: 977-982.
- Naccari, C., Cicero, N., Ferrantelli, V., Giangrosso, G., Vella, A., Macaluso, A., Naccari, F., Dugo, G., (2015). Toxic metals in pelagic, benthic and demersal fish species from Mediterranean FAO zone 37. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 95(5), 567-573.
- Nassar, N.T., Graedel, T.E, Harper, E.M., (2015). By-product metals are technologically essential but have problematic supply. *Science Advance* 1 (3), e1400180 (DOI: 10.1126/sciadv.1400180).
- Nielsen, T.G., Maar, M., (2007). Effects of a blue mussel *Mytilus edulis* bed on vertical distribution and composition of the pelagic food web. *Marine Ecology Progress Series*, 339, 185-198.

- Nuss, P., Blengini, G.A., (2018). Towards better monitoring of technology critical elements in Europe: Coupling of natural and anthropogenic cycles. *Science of the Total Environment* 613-614: 569-578.
- O'Connor, T.P., Lauenstein, G.G., (2005). Status and trends of copper concentrations in mussels and oysters in the USA. *Marine Chemistry*, 97, 49–59.
- O'Leary, M.H., (1988). Carbon isotopes in photosynthesis. *Bioscience*, 38(5), 328-336.
- Ortiz-Zarragoitia, M., Garmendia, L., Barbero, M. C., Serrano, T., Marigómez, I., Cajaraville, M.P., (2011). Effects of the fuel oil spilled by the Prestige tanker on reproduction parameters of wild mussel populations. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(1), 84-94.
- Ostrom, P.H., Fry, B., (1993). Sources and cycling of organic matter within modern and prehistoric food webs. In: *Organic geochemistry*, Springer US, 785-798.
- Pabortsava, K., Lampitt, R.S., (2020). High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature Communications*, 11, 4073.
- Pedrotti, M.L., Petit, S., Elineau, A., Bruzard, S., Crebassa, J.C., Dumontet, B., Martí, E., Gorsky, G., Cózar, A., (2016). Changes in the Floating Plastic Pollution of the Mediterranean Sea in Relation to the Distance to Land. *Plos One* 11, e0161581.
- Pepin, P., Dower, J.F., (2007). Variability in the trophic position of larval fish in a coastal pelagic ecosystem based on stable isotope analysis. *Journal of Plankton Research*, 29(8), 727-737.
- Peterson, B.J., Fry, B., (1987). Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 293-320.
- Pieters, H., Kluytmans, J.H., Zandee, D.I., Cadee, G.C., (1980). Tissue composition and reproduction of *Mytilus edulis* in relation to food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 14(3-4), 349-361.
- Pluquet, F., (2006). Évolution récente et sédimentaire des plates formes continentales de la Corse. *Sciences de la terre et de l'Univers Université de Corse— Pascal Paoli* : 300.
- Post, D.M., Layman, C.A., Arrington, D.A., Takimoto, G., Quattrochi, J., Montana, C.G. (2007). Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152(1), 179-189.
- Rau, G.H., Teyssie, J.L., Rassoulzadegan, F., Fowler, S.W., (1990).  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  variations among size-fractionated marine particles: implications for their origin and trophic relationships *Marine Ecology-Progress Series*, 59:33-38.
- Reinfelder, J.R., Fisher, N.S., Luoma, S.N., Nichols, J.W., Wang, W.X., (1998). Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. *Science of the Total Environment*, 219: 117-135.
- Riera, P., (2007). Trophic subsidies of *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis* and *Crepidula fornicata* in the Bay of Mont Saint Michel (France): A  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72, 33–41.
- Robledo, J.A., Caceres-Martinez, J., Sluys, R., Figueras Huerta, A., (1994). The parasitic turbellarian *Urastoma cyprinae* (Platyhelminthes: Urastomidae) from blue mussel *Mytilus galloprovincialis* in Spain: occurrence and pathology. *Diseases of Aquatic Organisms*, 18: 203-210.
- Rodrigo, M.A., Rojo, C., Armengol, X., (2003). Plankton biodiversity in a landscape of shallow water bodies (Mediterranean coast, Spain). *Hydrobiologia*, 506(1), 317-326.
- Rolff, C., (2000). Seasonal variation in  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  of size-fractionated plankton at a coastal station in the northern Baltic proper. *Marine Ecology Progress Series*, 203, 47-65.
- Romero-Freire, A., Joonas, E., Muna, M., Cossu-Leguille, C., Vignati, D.A.L., Giamberini, L., (2019). Assessment of the toxic effects of mixtures of three lanthanides. *Science of the Total Environment*. 661, 276–284.
- Roussiez, V., Aubert, D., Heusner, S., (2013). Continental sources of particles escaping the Gulf of Lion evidenced by rare earth elements: Flood vs. normal conditions. *Marine Chemistry* 153, 31-38.
- Saiz, E., Calbet, A., Atienza, D., Alcaraz, M., (2007). Feeding and production of zooplankton in the Catalan Sea (NW Mediterranean). *Progress in Oceanography*, 74(2-3), 313-328.

- Saraux, C., Fromentin, J.M., Bigot, J.L., Bourdeix, J.H., Morfin, M., Roos, D., Van Beveren, E., Bez, N., (2014). Spatial structure and distribution of small pelagic fish in the northwestern Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 9, e111211.
- Scalenghe, R., (2018). Resource or waste? A perspective of plastics degradation in soil with a focus on end-of-life options. *Heliyon* 4, e00941.
- Schmidt, N., Thibault, D., Galgani, F., Paluselli, A., Sempéré, R., (2018). Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, 163, 214-220.
- Schreier, J., (1984). Abestos fibres and associated trace metal toxicity in stream water. In: 11th Annual Aquatic Toxicity Workshop, Richmond (BC), Canada, 13–15 November 1984.
- Serranito, B., Aubert, A., Stemmann, L., Rossi, N., Jamet, J.L., (2016). Proposition of indicators of anthropogenic pressure in the Bay of Toulon (Mediterranean Sea) based on zooplankton time-series. *Continental Shelf Research*, 121, 3-12.
- Serranito, B., Jamet, J.L., Rossi, N., Jamet, D., (2019). Decadal shifts of coastal microphytoplankton communities in a semi-enclosed bay of NW Mediterranean Sea subjected to multiple stresses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 224, 171-186.
- Shannon, C.E., (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.
- Sharma, S., Chatterjee, S., (2017). Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. *Environmental science and pollution research international* 24, 21530-21547.
- Smolarz, K., Hallmann, A., Zabrzeńska, S., Pietrasik, A., (2017). Elevated gonadal atresia as biomarker of endocrine disruptors: field and experimental studies using *Mytilus trossulus* (L.) and 17-alpha ethinylestradiol (EE2). *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 58-67.
- Stabili, L., Acquaviva, M.I., Cavallo, R.A., (2005). *Mytilus galloprovincialis* filter feeding on the bacterial community in a Mediterranean coastal area (Northern Ionian Sea, Italy). *Water Research*, 39(2-3), 469-477.
- Stephenson, M.D., Leonard, G.H., (1994). Evidence for the decline of silver and lead and the increase of copper from 1977 to 1990 in the coastal marine waters of California. *Marine Pollution Bulletin*, 28, 148–153.
- Strady, E., Kim, I., Radakovitch, O., Kim, G., (2015). Rare earth element distributions and fractionation in plankton from the northwestern Mediterranean Sea. *Chemosphere* 119, 72-82.
- Strandberg, B., Bavel, B.V., Bergvist, P.A., Bronman, D., Ishaq, R., Naf, C., Petterson, H., Rappe, C., (1998). Occurrence, sedimentation, and spatial variations of organochlorine contaminants in settling particulate matter and sediments in the northern part of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 32: 1754–1759.
- Syakti, A.D., Asia, L., Kanzari, F., Umasangadji, H., Malleret, L., Ternois, Y., Mille, G., Doumenq, P., (2012). Distribution of organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in marine sediments directly exposed to wastewater from Cortiou, Marseille. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1524-1535.
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Martignac, M., Mingotaud, A.F., Boyron, O., Perez, E., (2017). To what extent are microplastics from the open ocean weathered? *Environmental Pollution* 227, 167-174.
- Tessier, E., (2012). Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité (Doctoral dissertation, Université de Toulon).
- Tessier, E., Garnier, C., Mullet, J.U., Lenoble, V., Arnaud, M., Raynaud, M., Mounier, S., (2011). Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). *Marine Pollution Bulletin*, 62: 2075-2086.
- Thushari, G.G.N., Senevirathna, J.D.M., (2020). Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*. 2020 Aug 27;6(8):e04709. doi: 10.1016/j.heliyon.2020.e04709. PMID: 32923712; PMCID: PMC7475234.

- Tiano, M., Tronczyński, J., Harmelin-Vivien, M., Tixier, C., Carlotti, F., (2014). PCB concentrations in plankton size classes, a temporal study in Marseille Bay, Western Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 89(1-2), 331-339.
- Tieszen, L.L., Boutton, T.W., Tesdahl, K.G., Slade, N.A., (1983). Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for  $\delta^{13}\text{C}$  analysis of diet. *Oecologia* 57: 32-37.
- Tolosa, I., Readman, J.W., Fowler, S.W., Villeneuve, J.P., Dachs, J., Bayona, J.M., Albaiges, J., (1997). PCBs in the western Mediterranean. Temporal trends and mass balance assessment. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 44(3-4), 907-928.
- Tranchida, G., Oliveri, E., Angelone, M., Bellanca, A., Censi, P., D'Elia, M., Neri, R., Placenti, F., Sprovieri, M., Mazzola, S., (2011). Distribution of rare earth elements in marine sediments from the Strait of Sicily (western Mediterranean Sea): evidence of phosphogypsum waste contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 182-191.
- Trifuoggi, M., Donadio, C., Ferrara, L., Stanislao, C., Toscanesi, M., Arienzo, M., (2018). Levels of pollution of rare earth elements in the surface sediments from the Gulf of Pozzuoli (Campania, Italy). *Marine pollution bulletin*, 136, 374-384.
- Turner, J.T., Tester, P.A., Conley, W.J., (1984). Zooplankton feeding ecology: predation by the marine cyclopoid copepod *Corycaeus amazonicus* F. Dahl upon natural prey. *Marine Biology and Ecology*, 84, 191-202.
- Tuvikene, A., (1995). Responses of fish to polycyclic aromatic-hydrocarbons (PAHs). *Annales Zoologici Fennici* 32, 295-309.
- Umasangaji, H., (2018). Contamination des calanques par les micropolluants organiques (Cortiou) zone côtière de Marseille, France (Doctoral dissertation, Aix-Marseille).
- UNEP, (2016). *Marine Plastic Debris and Microplastics - Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change*. United Nations Environment Program, Nairobi.
- Utermöhl, H., (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38.
- Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 193, 65-70.
- Varanasi, U., Stein, J.E., Nishimoto, M., (1989). Biotransformation and disposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in fish. In: *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment* (U. Varanasi, ed.), pp. 93-149. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Wafo, E., Abou, L., Nicolay, A., Boissery, P., Garnier, C., Portugal, H., (2017). Historical Trends of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Sediments of Toulon Bay (South of France). *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 5(6), 150-158.
- Wu, C.H., Hwang, J.S., Yang, J.S., (2004). Diets of three copepods (Poecilostomatoida) in the Southern Taiwan Strait. *Zool. Stud.* 43, 388-392.
- Young, D.R., Mearns, A.J., (1979). Pollutant flow through food webs. Annual Report for the Year 1978. In: Bascom W. (Ed.), *Coastal Water Research Project*. Southern California Coastal Water Research Project, El Segundo, 185-202.
- Young, D.R., Mearns, A.J., Jan T.K., Heesen T.C., Moore M.D., Eganhouse R.P., Hershelman G.P., Gossett R.W. (1980). Trophic structure and pollutant concentrations in marine ecosystems of southern California. *CalCOFI Rep.* XXI, 197-206.

## 8 Annexes

Annexe 1. Liste des stations échantillonnées et des prélèvements réalisés au cours de la campagne SUCHIMED 2021.

	Station	Code Station	Longitude	Latitude	Bathymétrie (m)	Date pose	Date relève	MOULES	SEDIMENTS	PLANCTONS	POISSONS	MICROPLASTIQUES SED	MICROPLASTIQUES EAU	
Stations OUEST RHONE	Banyuls	01A03-Banyuls2	3,16482	42,46250	20,8	26/03/2021	23/06/2021	✓						
	Port-Vendres	01B-Port Vendres	3,12054	42,52195	21,4	26/03/2021	23/06/2021	✓					✓*	
	Argelès	02A0-Argelès	3,06654	42,56685	21,7	26/03/2021	23/06/2021	✓						
	Canet plage	02B-Canet plage	3,06254	42,72295	19,3	26/03/2021	23/06/2021	✓						
	Port-la-Nouvelle	07A-Port la nouvelle	3,07492	42,98820	15,5	26/03/2021	23/06/2021	✓	✓*			✓*	✓*	
	Valras	07D-Valras1	3,28150	43,22147	15,2	27/03/2021	24/06/2021	✓						
	Aude <sup>S</sup>	07F - Aude	3,24868	43,20180	12,3	27/03/2021	24/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*	
	Emb. Hérault <sup>S</sup>	Emb Hérault large	3,44130	43,26471	15	27/03/2021	24/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*	
	Cap d'Agde S	07G - Cap d'Agde sud	3,50380	43,24553	20,2	27/03/2021	24/06/2021	✓						✓*
	Frontignan	10A0-Frontignan	3,77018	43,40551	15,4	27/03/2021	26/06/2021	✓						✓*
	Montpellier émissaire <sup>S</sup>	10D-Montpellier Emissaire	3,97414	43,43421	30,5	29/03/2021	26/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*	✓ <sup>R</sup>
	Palavas	10C-Palavas	3,97404	43,51398	20	29/03/2021	26/06/2021	✓						✓*
	Grau du Roi récifs	10E-Grau du roi recifs	4,07326	43,52525	13,2	29/03/2021	22/06/2021	✓						✓*
	Stes-Maries	15A-Stes maries	4,42523	43,41869	15,4	29/03/2021	22/06/2021	✓						✓*
Rhône <sup>S</sup>	15C-Rhône	4,86736	43,32274	13,0	30/03/2021	22/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*	✓ <sup>R</sup>	
Stations EST RHONE	Ponteau	16B-Ponteau	5,00792	43,35386	21,2	25/03/2021	21/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*			✓*	✓*	
	Port St louis du Rhône	Port Saint louis du Rhône	4,90100	43,31141	55,0		20/07/2021				✓			
	Carry	18A-Carry	5,16266	43,32345	20,3	24/03/2021	21/06/2021	✓					✓*	
	Marseille jetée	19C - Marseille jetée	5,32368	43,33897	39	25/03/2021	21/06/2021	✓						
	Pomègues	19F-Pomègues	5,30410	43,26878		24/03/2021	21/06/2021	✓						
	Huveaune <sup>S</sup>	19E - Huveaune	5,36165	43,25359	152	24/03/2021	20/06/2021	✓ <sup>B</sup>						✓*
	Marseille Cortiou STEP <sup>S</sup>	Marseille Cortiou rejet step	5,40139	43,21069	29,2	23/03/2021	20/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*	✓*
	Baie Marseille	Baie Marseille 8	5,32257	43,22838	46,5	24/03/2021			✓	✓*			✓*	
	Ile plane	20C-Ile plane	5,38819	43,18779	32,3	23/03/2021	20/06/2021	✓			✓*			
	Cassis	Cassis	5,47714	43,18813	surf	30/03/2021	PERDU							✓
	La Ciotat	La Ciotat DC	5,61911	43,17266	20,2	23/03/2021	20/06/2021	✓			✓*	✓* (20/07/2021 à 77 m)		
	Ile embiez	21E-Ile embiez	5,73783	43,07783	61,2	31/03/2021	20/06/2021	✓						✓*
	Toulon Cap Sicié STEP <sup>S</sup>	Toulon Cap Sicié rejet step	5,84554	43,04640	14,6	22/03/2021	20/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*	✓*			✓*	✓*
	Toulon GR	22B-Toulon gde rade	5,94666	43,09313	29,8	21/03/2021	18/06/2021	✓	✓*				✓*	✓*
	Toulon PR <sup>S</sup>	22C-Toulon petite rade	5,90666	43,08816	2,0	16/03/2021	18/06/2021	✓ <sup>B</sup>						
	Carqueiranne	22E-Carqueiranne	6,04542	43,06915	40,2	21/03/2021	17/06/2021	✓			✓*			
	Giens	23A-Giens	6,07922	43,04527	27,2	21/03/2021	PERDU							
	Hyères O <sup>S</sup>	23B - Hyères ouest 1	6,20299	43,10122	14,5	20/03/2021	17/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*	✓*			✓*	✓*
	Bregançon	Bregançon	6,34428	43,07880	30,9	20/03/2021	17/06/2021	✓ <sup>B</sup>						
	Cavalaire	24B-Cavalaire	6,54430	43,16665	20,1	20/03/2021	17/06/2021	✓						
	Pampelone	25A-Pampelone	6,68170	43,23089	22,4	19/03/2021	17/06/2021	✓						
	St Tropez	26A-St Tropez	6,61863	43,28358	21	19/03/2021	16/06/2021	✓	✓*				✓*	✓*
	Fréjus O	27A-Fréjus ouest	6,73611	43,38812	21,5	18/03/2021	16/06/2021	✓						
	Fréjus E	27B-Fréjus est	6,90483	43,42217	30	18/03/2021	16/06/2021	✓						
	Agay	Agay	6,90940	43,38250	surf	16/06/2021								✓
	Cannes O	28A0-Cannes ouest	6,96003	43,50398	29,7	18/03/2021	16/06/2021	✓						
	Antibes S	29E-Antibes sud	7,14341	43,56055	29,6	18/03/2021	16/06/2021	✓						
	Antibes N	Antibes nord DC	7,13728	43,61361	36,4	18/03/2021	15/06/2021	✓						
Emb. du Var <sup>S</sup>	29D - Emb. Du Var	7,19314	43,65295	68,5	17/03/2021	15/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*		
Antibes-Nice	Antibes-Nice	7,13814	43,60740	surf	18/03/2021								✓	
Nice	Rad1 Nice	7,28440	43,50880	surf	15/06/2021								✓ <sup>R</sup>	
Rade Villefranche	Rade Villefranche DC	7,31148	43,69478	28,5	17/03/2021	15/06/2021	✓	✓*				✓*	✓*	
Menton	30A-Menton	7,48967	43,75586	27	17/03/2021	15/06/2021	✓						✓*	
Rogliano	31D-Rogliano	9,471406	42,975777	29,4	08/04/2021	05/07/2021	✓						✓*	
Bastia N STEP <sup>S</sup>	Bastia nord rejet step	9,45938	42,70717	30,7	07/04/2021	04/07/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*	✓*	
Bastia S Marana STEP <sup>S</sup>	Bastia sud marana step	9,50562	42,61336	19,4	07/04/2021	04/07/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*		
Emb. Golu S <sup>S</sup>	Emb. Golu sud	9,54753	42,51979	16,8	06/04/2021	03/07/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*		
Poggio-mezzana	Poggio-mezzana	9,54772	42,40820	14,9	06/04/2021	03/07/2021	✓						✓*	
Tavignano	34C-Tavignano	9,56851	42,12700	20,6	06/04/2021	03/07/2021	✓							
Fium Orbu	34B-Fium orbu	9,46418	41,96699	15,4	06/04/2021	03/07/2021	✓						✓*	
Cavu	38A-Cavu	9,40904	41,69976	31,3	06/04/2021	03/07/2021	✓							
Porto-Vecchio	39A-Porto Vecchio	9,33675	41,60441	14,5	05/04/2021	01/07/2021	✓	✓*				✓*	✓*	
Santa Giulia	Santa Giulia	9,26873	41,43992	surf	05/04/2021								✓	
Pointe Sant'Amanza	Pointe Sant'Amanza	9,26713	41,42892	29,1	05/04/2021	01/07/2021	✓							
Ile Lavezzi	41A - ile Lavezzi	9,25602	41,32981	20	05/04/2021	01/07/2021	✓							
Goulet de Bonifacio	41B-Goulet de Bonifacio	9,15342	41,38968	21,5	05/04/2021	01/07/2021	✓	✓*				✓*	✓*	
Figari-Bruzzi	Figari-Bruzzi-DC	9,01440	41,46645	21,5	04/04/2021	01/07/2021	✓						✓*	
Sartène	43C-Sartène	8,78506	41,57317	42,5	04/04/2021	30/06/2021	✓							
Propriano	43B-Propriano	8,89846	41,68403	30,4	04/04/2021	30/06/2021	✓						✓*	
Ajaccio STEP <sup>S</sup>	Ajaccio rejet step	8,69533	41,90267	50	02/04/2021	30/06/2021	✓ <sup>B</sup>						✓*	
Ajaccio Gravone STEP <sup>S</sup>	Ajaccio Gravone STEP	8,78593	41,90677	50	04/04/2021	30/06/2021	✓ <sup>B</sup>	✓*				✓*		
Cargèse N	Cargese nord	8,55940	42,17000	20	02/04/2021	29/06/2021	✓						✓*	
Porto	46A-Porto	8,66599	42,28999	31,8	02/04/2021	29/06/2021	✓							
Galeria	47A-Galeria	8,64739	42,44139	27,7	02/04/2021	29/06/2021	✓							
Revellata	Revellata SM	8,72920	42,57990	26,7	01/04/2021	28/06/2021	✓							
Ile Rousse	48B-Ile Rousse	8,97346	42,64754	31,6	01/04/2021	28/06/2021	✓						✓*	
St Florent	50A-St Florent	9,29709	42,70772	31	01/04/2021	28/06/2021	✓						✓*	
Canari	50E-Canari	9,32528	42,80736	29,3	01/04/2021	28/06/2021	✓	✓*				✓*		
Pino	31A-Pino	9,32100	42,89001	25	01/04/2021	28/06/2021	✓							

\* point GPS proches

<sup>B</sup> Analyses de biomarqueurs

<sup>R</sup> Radiale P1 à P3



**Annexe 2.** Valeurs des paramètres obtenus pour chaque station échantillonnée au cours de la campagne SUCHIMED 2021 : taux de mortalité (M, %), hauteurs de coquilles (HC, en mm), indices de conditions (IC), taux de matière grasse (MG, %), rapport C/N, ratios isotopiques ( $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ ), concentration en chl-a (P90,  $\mu\text{g/L}$ ) et température de l'eau (moyenne, °C). Les données non traitées en raison de leur indisponibilité (na) ou de leur faible fiabilité (en gris) sont indiquées.

	STATION	M	HC	IC	MG	C/N	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	Chla.P90	TP.moy
Stations OUEST RHONE	Témoin	na	24,2	0,076	1,35	4,76	-21,45	2,59	na	na
	Banyuls	15	23,9	0,084	1,43	4,89	-22,12	4,20	0,99	15,56
	Port-Vendres	8,6	24,5	0,109	1,36	5,21	-22,92	4,16	1,16	15,28
	Argelès	11	23,4	0,097	1,71	5,63	-22,73	4,99	1,64	na
	Canet plage	14	23,4	0,090	1,39	5,30	-22,59	4,48	1,11	15,45
	Port-la-Nouvelle	16	24,4	0,126	1,47	5,08	-22,12	4,48	1,20	na
	Valras	10	23,0	0,144	1,70	5,43	-22,28	4,68	1,57	15,36
	Aude	7,5	24,2	0,141	1,40	5,79	-22,30	5,02	1,26	na
	Emb. Hérault	16	24,8	0,132	1,04	5,56	-21,98	4,88	1,57	na
	Cap d'Agde S	5,2	24,9	0,146	1,22	5,77	-23,25	4,92	1,36	15,62
	Frontignan	4,3	24,9	0,112	1,53	5,08	-22,02	4,64	1,27	na
	Montpellier émissaire	9,2	23,2	0,112	1,19	5,20	-21,77	4,18	1,14	na
	Palavas	10	24,5	0,140	1,42	4,72	-21,20	4,77	1,15	na
	Grau du Roi récifs	8,6	24,0	0,139	1,25	5,51	-22,24	4,83	1,57	na
	Stes-Maries	3,8	24,4	0,104	1,52	4,92	-21,09	4,52	1,50	na
	Rhône	8,8	24,9	0,100	1,12	4,87	-21,26	4,87	2,13	na
	Stations EST RHONE	Ponteau	16	24,3	0,086	1,12	4,40	-21,08	4,18	1,40
Carry		10	24,0	0,093	1,30	4,58	-21,33	4,40	0,79	15,85
Marseille jetée		13	23,8	0,128	1,33	4,53	-21,02	4,26	1,18	na
Pomègues		9,2	24,3	0,090	1,30	4,54	-21,24	4,23	0,85	15,99
Huveaune		13	24,1	0,140	1,22	5,03	-21,15	5,05	1,21	15,97
Marseille Cortiou STEP		9,9	24,3	0,111	1,06	4,46	-21,62	3,57	1,41	15,69
Ile plane		13	24,9	0,094	1,07	4,43	-21,51	3,99	0,52	15,96
La Ciotat		16	23,3	0,084	1,28	4,17	-21,54	3,76	0,92	15,69
Ile embiez		7,8	23,1	0,064	1,00	3,97	-21,40	4,20	0,55	16,07
Toulon Cap Sicié STEP		11	24,5	0,065	0,92	3,95	-21,26	3,86	0,45	na
Toulon GR		4,5	22,9	0,069	1,05	4,13	-21,27	4,10	0,81	15,84
Toulon PR		4,4	24,7	0,122	1,42	5,29	-21,81	5,20	2,03	16,42
Carqueiranne		13	23,9	0,065	1,01	4,16	-21,43	3,85	0,36	15,66
Hyères O		12	24,5	0,071	1,00	4,33	-21,84	3,70	0,91	na
Bregançon		16	24,4	0,067	0,77	4,06	-21,34	3,67	0,35	15,43
Cavalaire		18	23,3	0,059	0,98	4,15	-21,42	3,66	0,56	15,84
Pampelone		10	24,0	0,061	1,01	4,29	-21,47	4,23	0,38	na
St Tropez		11	23,3	0,092	1,07	4,43	-20,88	4,51	0,86	14,45
Fréjus O		8,1	24,5	0,070	0,92	4,24	-21,49	4,23	0,71	15,72
Fréjus E		9,4	23,0	0,085	1,02	4,23	-21,59	4,03	0,42	na
Cannes O		8,7	24,6	0,104	1,13	4,22	-21,68	4,20	0,42	na
Antibes S		8,6	24,3	0,061	0,72	3,87	-21,16	4,32	0,53	na
Antibes N		13	24,1	0,065	0,86	4,19	-21,38	4,22	0,83	16,16
Emb. du Var		9,9	23,3	0,073	0,88	4,61	-19,34	4,58	1,94	na
Rade Villefranche		11	23,3	0,061	0,91	4,07	-21,61	3,99	1,99	na
Menton		9,3	23,9	0,064	0,78	4,12	-21,53	3,93	0,35	15,46
Rogliano		9,9	24,1	0,052	0,70	4,09	-21,15	3,73	0,43	14,97
Bastia N STEP		23	23,0	0,051	0,62	4,07	-21,11	3,85	0,45	15,93
Bastia S Marana STEP		12	22,8	0,070	0,60	4,18	-19,90	3,67	0,38	na
Emb. Golu S		10	22,9	0,052	0,71	3,94	-21,06	3,52	0,73	na
Poggio-mezzana		3,9	23,0	0,067	0,68	3,97	-21,34	3,48	0,73	na
Tavignano		13	24,0	0,051	1,21	3,92	-21,11	3,52	0,70	na
Fium Orbu		16	25,0	0,050	0,72	4,11	-21,01	3,39	0,56	17,89
Cavu	8,6	24,5	0,066	0,86	4,04	-21,07	3,54	0,49	17,53	
Porto-Vecchio	11	23,1	0,060	0,88	4,09	-20,90	3,78	1,23	na	
Pointe Sant'Amanza	17	24,8	0,060	0,80	4,12	-21,03	3,34	0,33	17,41	
Ile Lavezzi	10	24,1	0,062	0,98	2,02	-21,86	3,53	0,27	na	
Goulet de Bonifacio	16	23,7	0,083	0,90	1,96	-20,18	3,13	0,39	17,01	
Figari-Bruzzi	9,5	22,4	0,053	0,68	2,68	-20,75	3,47	0,40	na	
Sartène	12	23,9	0,045	0,71	2,31	-21,99	3,68	0,57	16,87	
Propriano	18	24,2	0,073	0,74	3,04	-21,02	3,58	1,09	17,27	
Ajaccio STEP	12	23,2	0,053	0,76	3,17	-21,21	4,00	0,65	na	
Ajaccio Gravone STEP	9,5	24,2	0,056	0,85	2,86	-21,21	3,83	1,69	17,01	
Cargèse N	16	22,9	0,047	0,84	2,34	-21,74	3,26	1,47	17,75	
Porto	14	24,3	0,048	0,71	1,82	-21,99	3,15	0,85	17,16	
Galeria	6	23,4	0,068	0,70	2,56	-20,67	3,27	0,64	17,09	
Revellata	17	23,9	0,047	0,83	2,10	-21,96	3,20	0,19	na	
Ile Rousse	18	23,4	0,055	0,86	3,06	-20,97	3,40	0,79	17,71	
St Florent	13	24,0	0,047	0,74	3,03	-20,40	4,08	0,86	17,38	
Canari	12	23,7	0,075	0,81	3,29	-20,76	3,83	0,67	17,3	
Pino	12	23,6	0,069	0,74	1,80	-20,74	3,34	0,24	17,82	



Annexe 3. Liste des contaminants métalliques et organiques analysés et méthodes utilisées au cours de la campagne SUCHIMED 2021.

Code SANDRE	Contaminant	Méthode	Laboratoire	Accréditation	LOQ (mg ou µg/kg ps)	Type seuil	Valeur seuil (µg/kg ps)	Moules	Sédiments	Plancton	Poisson
<b>MÉTALLIQUES (mg/kg ps)</b>											
<b>HISTORIQUES</b>											
	27Al				2.1			X	non retenu	X	non retenu
	51V				0.01			X	non certifié	X	non retenu
	52Cr				0.13			X	non retenu	X	non retenu
	55Mn				0.07			X	non certifié	X	non retenu
	57Fe				15			X	non retenu	X	non retenu
	59Co				0.183			X	non retenu	X	non retenu
1386	60Ni	ICP-MS	CCEM	NON	0.19	VGE (2021)	8677	X	non retenu	X	100 % < LOQ
	63Cu				0.83			X	non retenu	X	non retenu
	66Zn				2.2			X	non retenu	X	non retenu
	75As				0.11			X	non retenu	X	non retenu
	107Ag				0.02			X	100 % < LOQ	X	non retenu
1388	111Cd				0.001	EC	1000	X	non retenu	X	100 % < LOQ
1382	208Pb				0.04	EC	1500	X	non retenu	X	non retenu
1387	202Hg	AMA			0.015	EC	500,000	X	14 % < LOQ	X	non retenu
<b>TCE</b>											
	139La				0.020			X			
	140Ce				0.019			X			
	141Pr				0.010			X			
	145Sm				0.010			X			
	146Nd				0.012			X			
	147Sm				0.010			X			
	153Eu				0.009			X			
	157Gd				0.008			X			
	159Tb				0.010			X			
	162Dy				0.007			X			
	165Ho				0.009			X			
	166Er				0.010			X			
	169Tm				0.009			X			
	172Yb				0.010			X			
	175Lu				0.009			X			
	195Pt							X			
<b>ORGANIQUES (µg/kg ps)</b>											
<b>HAP</b>											
1517	Naphtalène *			NON	0.05-2	VGE (2021)	19.7	X	100 % < LOQ	X	38 % < LOQ
1458	Anthracène *				0.1-1	VGE (2021)	47.47	X	91 % < LOQ	X	4.5 % < LOQ
1191	Fluoranthène *				0.5-1	NQE	30	X		X	
1115	Benzo[a]pyrène *				0.1-0.15	NQE	5	X		X	
1116	Benzo[b]fluoranthène *				0.1-0.15			X		X	
1118	Benzo[k]fluoranthène *				0.1-0.15			X		X	
1117	Benzo[e]fluoranthène *				0.1-0.15			X		X	
1204	Indeno[1,2,3-cd]pyrène *				0.1-0.15			X		X	
	Acenaphthylène *			NON	0.05-2			X	98.5 % < LOQ	X	57 % < LOQ
	Acenaphthène *			NON	0.05-2			X	100 % < LOQ	X	43 % < LOQ
	Fluorène *			NON	0.1-1			X	97 % < LOQ	X	43 % < LOQ
	Phénanthrène *				1-2			X	21 % < LOQ	X	19 % < LOQ
	Benzo[a]anthracène *				0.15-1			X		X	
	Chrysenes *				0.15-0.5			X		X	
	Pyrène *				0.5-1			X	88 % < LOQ	X	4.5 % < LOQ
	Dibenz[a,h]anthracène *				0.05-15			X	63.5 % < LOQ	X	19 % < LOQ
	Benzo[c]fluorène *							X	non retenu	X	non retenu
	Cyclopenta[cd]pyrène *							X	non retenu	X	non retenu
	5-Méthylchrysenes *							X	non retenu	X	non retenu
	Benzo[ghi]perylene *							X	non retenu	X	non retenu
	Dibenzo[a,j]pyrène *							X	non retenu	X	non retenu
	Dibenzo[k,l]pyrène *							X	non retenu	X	non retenu
	Dibenz[ghi]perylene *							X	non retenu	X	non retenu
	Dibenz[ac]pyrène *							X	non retenu	X	non retenu
	Dibenz[def]pyrène *							X	non retenu	X	non retenu
	* Σ16HAP							X	non retenu	X	non retenu
<b>PCDD/PCDF (en ng/kg ps)</b>											
2562	2,3,7,8-TCDD *				0.008			(X)			
2569	1,2,3,7,8-PeCDD *				0.008			(X)			
2571	1,2,3,4,7,8-HxCDD *				0.008			(X)			
2572	1,2,3,6,7,8-HxCDD *				0.008			(X)			
2573	1,2,3,7,8,9-HxCDD *				0.008			(X)			
2575	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD *				0.01			(X)			
2566	OCDD *				0.01			(X)			
<b>Σ7PCDDs</b>											
2586	2,3,7,8-TCDF *				0.008			(X)			
2588	1,2,3,7,8-PeCDF *				0.008			(X)			
2589	2,3,4,7,8-PeCDF *				0.008			(X)			
2591	1,2,3,4,7,8-HxCDF *				0.008			(X)			
2592	1,2,3,6,7,8-HxCDF *				0.008			(X)			
2594	1,2,3,7,8,9-HxCDF *				0.008			(X)			
2593	2,3,4,6,7,8-HpCDF *				0.008			(X)			
2596	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF *				0.008			(X)			
2597	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF *				0.008			(X)			
5248	OCDF *				0.01			(X)			
<b>Σ10PCDFs</b>											
<b>PCB "Dioxin-like"</b>											
1091	PCB 77 *				0.001-0.005			(X)			
5432	PCB 81 *				0.001-0.005			(X)			
1089	PCB 126 *				0.0004-0.01			(X)			
1090	PCB 169 *				0.001-0.01			(X)			
<b>Σ4coplanaires</b>											
1627	PCB 105 *				0.001-0.01			(X)			
5433	PCB 114 *				0.001-0.01			(X)			
1243	PCB 118 *				0.001-0.01			(X)	X	X	X
5434	PCB 123 *				0.001-0.005			(X)			
2032	PCB 156 *				0.001-0.01			(X)			
5435	PCB 157 *				0.001-0.005			(X)			
5436	PCB 167 *				0.001-0.01			(X)			
5437	PCB 189 *				0.001-0.005			(X)			
<b>Σ8non-coplanaires</b>											
<b>PCB "non Dioxin-like"</b>											
	PCB 28				0.01			X	X	X	X
	PCB 52				0.01			X	X	X	X
	PCB 101				0.01			X	X	X	X
	PCB 138 *				0.01			X	X	X	X
	PCB 153				0.01			X	X	X	X
	PCB 180				0.01			X	X	X	X
	Σ6PCB-NDL							X	X	X	X
<b>POC</b>											
1629	1,2,3-Trichlorobenzènes					VGE (2018)	100.4	(X)	73.5 % < LOQ		
1283	1,2,4-Trichlorobenzènes				0.1	VGE (2018)	100.4	(X)	100 % < LOQ		
1630	1,3,5-Trichlorobenzènes				0.1	VGE (2018)	100.4	(X)	76.5 % < LOQ		
<b>Σ3TKCB</b>											
	Hexachlorobutadiène				0.1			(X)	100 % < LOQ		
1652	Pentachlorobenzènes				0.05	VGE (2018)	2.29	(X)	92 % < LOQ		
1199	Hexachlorobenzène				0.04			(X)	77 % < LOQ	X	
1200	α-HCH				0.002			(X)	100 % < LOQ	X	
1203	γ-HCH-Lindane				0.002	VGE (2018)	0.28	(X)	100 % < LOQ	X	
1197	Heptachlore				0.1			(X)	100 % < LOQ	X	
1748	heptachlore époxyde cis				0.1			(X)	16 % < LOQ	X	
1749	heptachlore époxyde trans				0.1			(X)	100 % < LOQ	X	
	2,4-dicofol				0.1			(X)	100 % < LOQ	X	
1172	4,4'-dicofol				0.1			(X)	65 % < LOQ	X	
<b>Σ2Dicofol</b>											
	Aldrine				0.05			(X)	100 % < LOQ	X	
	Isodrine				0.05			(X)	100 % < LOQ	X	
1173	dieldrine				0.05	VGE (2021)	37.93	(X)	23 % < LOQ	X	
1181	Endrine				0.01	VGE (2021)	0.4	(X)	98.5 % < LOQ	X	
1743	α-Endosulfan				0.01			(X)	100 % < LOQ	X	
	β-Endosulfan				0.01			(X)	100 % < LOQ	X	
	Endosulfan sulfate				0.01			(X)	97.5 % < LOQ	X	
1146	p,p'-DDE 4,4' *				0.005			(X)		X	
1147	p,p'-DDD 2,4' *				0.005			(X)	69 % < LOQ	X	
1144	p,p'-DDD 4,4' *				0.005			(X)		X	
1148	p,p'-DDT 4,4' *				0.005			(X)		X	
<b>Σ3DDT</b>											
2028	Quinoxifène				0.4	VGE (2021)	24.9	(X)	83 % < LOQ	X	
1140	Cyperméthrine (mélange)				2			(X)	98.5 % < LOQ	X	
<b>POC Phénols</b>											
1464	Chlorfeniphos				0.2	VGE (2018)	30.9	(X)	100 % < LOQ		
1083	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)				0.2	VGE (2018)	10.32	(X)	97.5 % < LOQ		
1688	Acionifène				1	VGE (2021)	10.94	(X)	100 % < LOQ		
1119	Bifénox				0.002			(X)	100 % < LOQ		
1935	Cybutryne (irgarol)				0.006	VGE (2021)	0.95	(X)	100 % < LOQ		
	Dichlorvos				2			(X)	100 % < LOQ	X	
1235	Pentachlorophénol				2	VGE (2018)	41.6	(X)	100 % < LOQ		
1958											



**Annexe 4. Procédures de préparation des échantillons de moules pour les observations histologiques.**

**Fixation des tissus :**

*Solution tampon de formol neuter à 4%, pH 7,2 : 57,84g Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O + 5,12g NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O + 200ml of Formaldehyde (37%), complete avec dH<sub>2</sub>O (VolTot: 2 l). Les échantillons fixés dans le formol doivent être conservés dans la solution à 4 °C pendant 24 heures. Ils peuvent être conservés dans de l'éthanol à 70 %.*

**Traitement des tissus :**

Après fixation, les échantillons ont été déshydratés suivant la procédure décrite ci-dessous, avant d'être inclus dans la paraffine :

70% éthanol	1 h
96% éthanol	1 h
96% éthanol	1 h
100% éthanol	1 h
100% éthanol	1 h
IMS	1 h
Xylène	1 h
Xylène	1 h
Paraffine	2 h
Paraffine	2 h
Paraffine	2 h

*IMS: ratio 1:1 100% éthanol et Xylène*

**Coloration à l'hématoxyline et à l'éosine :**

Xylène	10 min
Xylène	10 min
100% éthanol	2 min
100% éthanol	2 min
96% éthanol	2 min
70% éthanol	2 min
dH <sub>2</sub> O	5 min
Hématoxyline	4 min
dH <sub>2</sub> O	4 min
alcool acide	10 s
dH <sub>2</sub> O	5 min
carbonate de lithium	10 s
dH <sub>2</sub> O	1 min
Éosine	1 min 30 sec
dH <sub>2</sub> O	5 sec
dH <sub>2</sub> O	1 min 30 sec
70% éthanol	5 sec
96% éthanol	10 sec
100% éthanol	15 sec
100% éthanol	20 sec
Xylène	1 min
Xylène	1 min

**Annexe 5.** Profils de la température de l'eau mesurée à chaque station d'échantillonnage du littoral méditerranéen lors de la campagne SUCHIMED 2021 (sondes HOBO immergées à 6m avec les poches de moules).



Annexe 6. Concentrations brutes en contaminants métalliques et organiques détectées dans les moules lors de la campagne SUCHIMED 2021. Sont indiquées les données < LOQ (vert) et non validées (en gris).

STATION				METAUX															
Station	MS METAUX	MS ORGA	MG ORGA	Al	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn		
				mg/kg P.S.															
	%	%	%																
Stations OUEST RHONE	Banyuls	17,11	18,64	1,43	68,53	0,014	40,99	1,07	0,69	1,02	3,53	114,56	0,075	4,27	1,48	1,70	4,75	158,20	
	Port-Vendres	18,34	17,74	1,36	88,82	0,011	47,03	0,86	0,57	0,65	3,37	110,63	0,061	4,22	1,01	1,67	3,80	127,18	
	Argelès	18,34	18,97	1,71	80,72	0,009	49,32	0,96	0,58	0,88	3,11	108,92	0,062	4,17	1,30	1,80	4,13	144,88	
	Canet plage	18,11	18,06	1,39	132,25	0,014	40,51	0,90	0,65	0,90	3,51	145,64	0,063	4,90	1,34	1,56	3,96	155,06	
	Port-la-Nouvelle	20,71	20,79	1,47	152,17	0,013	42,86	0,74	0,54	1,12	3,23	140,51	0,054	4,72	1,40	1,41	4,01	117,95	
	Valras	19,91	19,44	1,70	383,15	0,028	61,70	1,01	0,68	1,66	5,06	286,92	0,049	9,71	1,72	2,00	4,79	169,14	
	Aude	22,19	18,85	1,40	327,59	0,023	38,29	0,76	0,54	1,11	3,78	264,44	0,053	7,83	1,35	1,73	4,02	122,54	
	Emb. Hérault	19,70	19,73	1,04	269,27	0,020	38,60	0,67	0,54	2,69	3,52	210,72	0,048	7,16	2,29	1,33	3,16	130,81	
	Cap d'Agde S	21,94	20,08	1,22	263,13	0,019	46,30	0,68	0,54	0,96	3,51	195,66	0,055	6,41	1,18	1,46	3,63	119,93	
	Frontignan	18,49	18,93	1,53	175,54	0,016	37,63	0,67	0,54	0,97	3,63	144,88	0,061	5,66	1,19	0,97	2,29	109,89	
	Montpellier émissaire	19,43	19,63	1,19	112,89	0,014	42,42	0,93	0,64	1,10	3,64	136,18	0,057	5,13	1,41	1,22	3,12	141,84	
	Palavas	23,31	18,17	1,42	68,09	0,010	38,52	1,00	0,74	0,73	3,58	107,16	0,060	4,63	1,30	0,87	2,46	199,91	
	Grau du Roi récifs	23,68	20,78	1,25	133,06	0,012	31,57	0,75	0,63	0,61	3,57	133,92	0,050	5,71	0,98	0,85	2,44	135,64	
	Stes-Maries	18,53	21,27	1,52	172,84	0,013	38,64	0,84	0,76	0,82	4,24	183,66	0,058	6,99	1,24	1,17	3,12	155,22	
	Rhône	17,54	17,58	1,12	368,18	0,010	36,63	0,93	0,90	1,81	3,98	316,81	0,067	10,41	1,91	1,40	3,00	167,15	
	Stations EST RHONE	Ponteau	15,19	17,76	1,12	92,67	0,014	42,80	0,99	0,68	0,74	4,23	140,37	0,108	5,23	1,32	1,52	4,27	175,79
		Carry	18,36	18,54	1,30	71,42	0,006	39,56	1,12	0,53	1,23	4,33	122,04	0,090	4,06	1,39	1,50	3,89	134,11
Marseille jetée		21,77	16,15	1,33	44,07	0,013	43,38	1,10	0,59	0,73	4,78	106,97	0,100	3,94	0,99	1,61	6,22	189,25	
Pomègues		17,41	18,20	1,30	56,09	0,010	37,79	1,05	0,54	0,94	4,43	101,79	0,084	4,13	1,07	1,32	3,95	186,01	
Huveaune		26,32	18,60	1,22	30,79	0,008	34,33	0,90	0,42	0,61	3,72	85,20	0,101	3,74	0,78	1,40	3,84	154,09	
Marseille Cortiou STEP		20,69	17,68	1,06	55,35	0,008	50,07	1,43	0,75	0,78	4,73	150,23	0,093	4,07	1,30	2,60	5,18	270,85	
Ile plane		16,22	16,97	1,07	38,77	0,007	39,36	1,26	0,60	0,44	4,04	97,78	0,087	3,36	0,96	1,58	5,11	161,97	
La Ciotat		16,94	15,25	1,28	93,58	0,008	52,23	1,40	0,74	0,77	4,15	140,29	0,110	4,02	1,39	1,82	7,63	225,09	
Ile embiez		16,91	15,87	1,00	71,59	0,009	75,53	1,85	1,01	1,01	4,53	141,08	0,119	4,46	1,82	2,11	13,29	241,03	
Toulon Cap Sicié STEP		13,50	15,37	0,92	121,49	0,008	57,06	1,40	1,00	1,54	4,62	185,28	0,094	6,27	2,00	2,02	6,48	245,17	
Toulon GR		15,96	15,72	1,05	49,08	0,005	57,02	1,50	0,90	0,82	4,56	125,39	0,140	3,78	1,42	2,08	6,24	248,18	
Toulon PR		18,61	19,37	1,42	75,09	0,006	35,78	0,65	0,47	0,65	5,59	114,80	0,272	4,28	0,71	3,15	1,91	148,91	
Carqueiranne		14,78	15,21	1,01	119,79	0,007	56,62	1,54	0,92	1,01	4,75	164,66	0,111	4,62	1,54	1,70	6,86	206,70	
Hyères O		14,41	14,98	1,00	81,00	0,008	44,12	1,37	0,84	0,68	4,25	126,79	0,119	4,04	1,14	1,45	6,04	198,29	
Bregançon		14,10	15,47	0,77	94,60	0,006	66,67	1,50	0,83	0,80	4,17	139,40	0,110	4,18	1,19	1,70	8,70	205,55	
Cavalaire		14,96	14,47	0,98	48,15	0,007	63,84	1,71	0,94	1,10	4,21	133,80	0,106	3,53	1,85	1,66	14,85	208,22	
Pampelone		14,84	16,87	1,01	78,85	0,010	67,48	1,64	0,97	0,73	4,65	146,21	0,121	4,11	1,27	1,84	8,67	224,84	
St Tropez		19,08	15,33	1,07	200,99	0,013	62,05	1,30	0,95	1,03	4,82	220,16	0,092	5,04	1,33	1,72	7,95	200,83	
Fréjus O		15,52	14,44	0,92	300,51	0,011	66,15	1,46	1,01	1,13	4,69	249,85	0,090	5,92	1,52	2,04	5,76	231,60	
Fréjus E		19,29	17,04	1,02	104,49	0,006	71,08	1,45	0,81	0,79	4,35	143,03	0,114	4,31	1,25	1,80	6,68	201,98	
Cannes O		23,77	15,75	1,13	74,56	0,007	79,39	1,45	0,90	1,00	5,13	142,27	0,091	4,21	1,38	1,71	6,71	225,51	
Antibes S		14,75	14,30	0,72	350,50	0,009	112,88	1,45	1,03	2,47	4,04	271,21	0,101	5,70	2,31	2,07	11,62	282,01	
Antibes N		14,49	17,27	0,86	466,30	0,008	75,42	1,41	1,20	2,06	4,41	289,49	0,089	6,90	2,07	1,76	11,32	229,97	
Emb. du Var	14,69	15,22	0,88	892,64	0,017	93,37	1,52	1,72	3,17	4,67	563,71	0,085	11,56	3,08	2,21	10,83	231,78		
Rade Villefranche	15,59	15,45	0,91	99,81	0,011	79,90	1,61	1,04	0,93	4,49	165,29	0,139	4,46	1,44	2,52	13,20	311,98		
Menton	15,69	14,80	0,78	136,09	0,009	76,77	1,81	1,11	1,10	4,41	187,81	0,139	5,37	1,86	2,41	9,50	276,97		
Stations CORSE	Rogliano	13,90	14,10	0,70	20,87	0,006	36,03	2,00	1,11	1,06	4,46	122,66	0,140	3,05	2,56	1,77	4,91	288,97	
	Bastia N STEP	12,95	13,48	0,62	103,05	0,003	49,22	2,08	1,44	1,67	4,24	211,63	0,138	4,73	3,26	2,12	5,05	350,82	
	Bastia S Marana STEP	17,15	13,36	0,60	65,64	0,004	44,68	1,78	1,33	1,32	4,53	161,84	0,131	4,20	2,34	1,94	4,59	285,53	
	Emb. Golu S	13,87	14,27	0,71	96,01	0,002	51,58	1,77	1,34	1,87	4,40	211,85	0,140	5,72	2,61	1,98	8,77	278,98	
	Poggio-mezzana	15,40	13,69	0,68	58,78	0,006	58,29	1,87	1,29	1,29	4,75	159,29	0,150	4,71	2,34	1,68	5,79	237,27	
	Tavignano	13,83	13,52	1,21	123,45	0,008	55,03	1,93	1,62	3,48	4,56	231,84	0,137	5,80	4,07	2,05	7,40	331,90	
	Fium Orbu	11,91	12,66	0,72	74,18	0,002	47,13	1,92	1,40	2,73	4,19	178,83	0,127	5,21	3,30	1,60	5,29	216,34	
	Cavu	16,52	13,73	0,86	74,95	0,002	57,05	1,83	1,27	1,04	4,27	165,71	0,125	4,73	1,94	1,50	5,01	217,67	
	Porto-Vecchio	14,04	13,89	0,88	160,67	0,009	46,02	1,64	1,10	1,77	9,05	215,39	0,118	5,86	2,26	1,95	4,73	257,46	
	Pointe Sant'Amanza	12,56	14,35	0,80	80,39	0,003	49,07	1,81	1,05	1,08	4,33	135,41	0,117	4,23	1,87	1,46	3,19	232,42	
	Ile Lavezzi	13,05	14,26	0,98	52,65	0,002	46,52	1,63	0,86	0,81	4,23	125,53	0,110	3,65	1,38	1,24	3,60	227,57	
	Goulet de Bonifacio	18,96	14,36	0,90	126,28	-0,002	52,87	1,46	0,82	1,16	6,05	204,38	0,179	3,85	1,28	2,45	4,95	355,16	
	Figari-Bruzzi	14,45	13,56	0,68	50,33	0,012	48,40	1,97	1,00	1,07	4,04	155,25	0,132	3,64	2,37	1,64	5,95	234,67	
	Sartène	11,62	11,81	0,71	54,33	0,003	44,77	1,89	0,92	1,01	3,60	137,58	0,124	3,20	1,86	1,68	5,35	251,65	
	Propriano	18,07	13,09	0,74	94,66	0,001	45,81	1,79	1,04	0,91	4,19	177,53	0,111	4,37	1,87	1,74	5,38	288,77	
	Ajaccio STEP	12,92	14,13	0,76	75,09	0,001	50,45	1,87	0,96	1,56	5,08	168,53	0,119	4,25	2,28	2,05	5,27	318,23	
	Ajaccio Gravone STEP	13,42	14,19	0,85	78,22	0,004	52,07	1,69	0,95	0,86	4,12	151,59	0,105	3,96	1,58	1,82	4,21	219,20	
	Cargèse N	12,50	13,36	0,84	62,68	0,003	50,95	1,90	1,14	1,01	4,15	158,20	0,111	3,58	2,02	1,59	5,16	269,13	
	Porto	12,29	12,44	0,71	62,75	0,007	41,39	1,80	1,10</										



STATION	HAP																								
	Naphtalène	Acénaphthylène	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo[c]fluorène	Benzo[a]anthracène	Cyclopenta[1,2,3-c]pyrène	Chryène	5-Méthylchryène	Benzo[b]fluoranthène	Benzo[j]fluoranthène	Benzo[k]fluoranthène	Benzo[a]pyrène	Indéno[1,2,3-c-d]pyrène	Dibenzo[a,h]anthracène	Benzo[ghi]perylène	Dibenzo[a,i]pyrène	Dibenzo[a,e]pyrène	Dibenzo[a,j]pyrène	Dibenzo[a,h]pyrène	Somme 16 HAPs
Station	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.
Banyuls	1,74	0,11	0,19	0,24	2,25	0,11	0,75	0,46	0,021	0,16	0,48	0,54	0,013	0,32	0,27	0,16	0,054	0,161	0,021	0,16	0,24	0,08	0,11	0,11	7,43
Port-Vendres	2,68	0,06	0,14	0,17	1,30	0,06	0,51	0,34	0,023	0,11	0,28	0,39	0,014	0,34	0,23	0,17	0,051	0,169	0,017	0,17	0,08	0,08	0,08	0,08	6,66
Argelès	2,69	0,05	0,13	0,18	1,00	0,05	0,42	0,34	0,008	0,11	0,26	0,42	0,016	0,32	0,21	0,16	0,053	0,158	0,008	0,16	0,11	0,08	0,11	0,11	6,26
Canet plage	2,71	0,06	0,14	0,17	1,11	0,06	0,50	0,36	0,006	0,11	0,28	0,33	0,014	0,28	0,22	0,11	0,017	0,111	0,008	0,17	0,11	0,08	0,08	0,08	6,23
Port-la-Nouvelle	1,78	0,12	0,19	0,24	2,74	0,12	0,87	0,46	0,024	0,24	0,48	0,53	0,014	0,38	0,24	0,19	0,096	0,192	0,022	0,19	0,24	0,10	0,10	0,10	8,37
Valras	2,67	0,05	0,13	0,18	1,18	0,05	0,72	0,33	0,015	0,15	0,41	0,46	0,015	0,36	0,21	0,15	0,103	0,154	0,021	0,21	0,10	0,08	0,10	0,10	6,94
Aude	1,75	0,11	0,19	0,24	1,09	0,11	0,90	0,45	0,016	0,27	0,42	0,48	0,013	0,42	0,27	0,21	0,159	0,212	0,021	0,27	0,24	0,08	0,11	0,11	6,87
Emb. Hérault	1,70	0,10	0,18	0,23	1,06	0,10	0,86	0,46	0,020	0,20	0,41	0,51	0,013	0,35	0,20	0,15	0,101	0,152	0,020	0,20	0,23	0,08	0,10	0,10	6,38
Cap d'Agde S	1,79	0,12	0,17	0,25	2,34	0,12	0,85	0,47	0,020	0,20	0,35	0,50	0,015	0,30	0,20	0,15	0,100	0,149	0,022	0,20	0,25	0,07	0,10	0,10	7,74
Frontignan	2,69	0,05	0,13	0,18	1,69	0,05	0,85	0,34	0,026	0,21	0,32	0,48	0,016	0,32	0,21	0,16	0,106	0,158	0,021	0,21	0,11	0,08	0,11	0,11	7,65
Montpellier émissaire	1,81	0,13	0,18	0,25	1,12	0,13	0,56	0,48	0,008	0,10	0,31	0,31	0,015	0,15	0,10	0,10	0,051	0,102	0,020	0,10	0,25	0,08	0,10	0,10	5,60
Palavas	2,70	0,06	0,14	0,17	1,21	0,06	0,44	0,36	0,022	0,11	0,28	0,33	0,014	0,17	0,11	0,06	0,019	0,055	0,008	0,11	0,11	0,08	0,11	0,08	5,97
Grau du Roi récifs	1,71	0,12	0,17	0,22	1,06	0,12	0,72	0,46	0,014	0,14	0,39	0,39	0,014	0,19	0,14	0,10	0,048	0,096	0,019	0,14	0,24	0,07	0,10	0,10	5,70
Stes-Maries	1,65	0,09	0,16	0,21	2,26	0,12	0,80	0,42	0,019	0,14	0,42	0,47	0,014	0,24	0,14	0,09	0,094	0,094	0,019	0,14	0,24	0,07	0,09	0,09	7,00
Rhône	1,71	0,11	0,17	0,23	3,07	0,11	1,31	0,46	0,046	0,51	0,57	1,19	0,014	0,80	0,40	0,40	0,341	0,398	0,057	0,51	0,23	0,09	0,09	0,09	11,38
Pontheau	1,77	0,11	0,17	0,23	2,70	0,11	1,01	0,45	0,034	0,28	0,73	1,13	0,014	0,56	0,39	0,28	0,169	0,281	0,020	0,28	0,25	0,08	0,08	0,08	9,56
Carry	1,83	0,11	0,19	0,24	2,97	0,11	1,03	0,49	0,027	0,27	0,76	0,97	0,013	0,59	0,43	0,32	0,162	0,432	0,043	0,43	0,24	0,08	0,11	0,11	10,19
Marseille jetée	2,76	0,06	0,12	0,19	2,04	0,03	0,87	0,37	0,050	0,31	0,56	1,05	0,015	1,05	0,56	0,43	0,124	0,433	0,050	0,50	0,09	0,09	0,09	0,09	10,39
Pomègues	1,68	0,11	0,16	0,22	2,91	0,11	1,04	0,44	0,044	0,38	0,99	1,54	0,014	0,82	0,55	0,44	0,110	0,440	0,019	0,49	0,22	0,08	0,08	0,08	10,93
Huveaune	1,77	0,11	0,19	0,24	2,69	0,11	1,24	0,46	0,054	0,54	0,81	1,61	0,013	1,13	0,75	0,59	0,269	0,645	0,054	0,81	0,24	0,08	0,11	0,11	12,44
Marseille Cortiou STEP	1,81	0,11	0,20	0,25	2,43	0,11	0,91	0,48	0,028	0,45	0,79	1,02	0,014	1,41	0,74	0,79	0,396	0,905	0,113	1,02	0,25	0,08	0,08	0,08	12,42
Ile plane	1,71	0,12	0,18	0,24	3,06	0,12	0,88	0,44	0,035	0,29	0,71	0,77	0,015	0,59	0,41	0,35	0,177	0,413	0,047	0,35	0,24	0,09	0,09	0,09	9,74
La Ciotat	2,72	0,07	0,13	0,16	1,70	0,03	1,05	0,36	0,046	0,33	0,46	0,79	0,016	0,92	0,59	0,46	0,393	0,656	0,066	0,59	0,10	0,10	0,10	0,10	10,43
Ile embiez	1,73	0,13	0,19	0,22	2,39	0,13	0,88	0,44	0,019	0,19	0,57	0,63	0,013	0,50	0,38	0,32	0,126	0,441	0,019	0,25	0,25	0,09	0,09	0,09	8,59
Toulon Cap Sicié STEP	1,72	0,10	0,20	0,23	2,86	0,10	0,85	0,46	0,020	0,13	0,52	0,59	0,013	0,46	0,39	0,26	0,065	0,390	0,020	0,20	0,23	0,10	0,10	0,10	8,61
Toulon GR	1,72	0,10	0,19	0,23	4,01	0,10	1,34	0,41	0,038	0,51	0,64	1,27	0,013	2,48	1,40	1,53	0,445	1,654	0,191	1,27	0,22	0,19	0,10	0,10	18,51
Toulon PR	1,78	0,10	0,18	0,24	2,94	0,03	0,52	0,35	0,310	2,63	3,05	4,44	0,052	11,26	6,09	6,45	2,014	5,370	0,516	5,37	0,72	0,62	0,10	0,10	53,08
Carqueiranne	2,73	0,07	0,13	0,16	1,78	0,03	0,92	0,36	0,033	0,26	0,46	0,66	0,016	1,12	0,72	0,53	0,197	0,789	0,059	0,39	0,10	0,10	0,10	0,10	10,18
Hyères O	1,70	0,10	0,17	0,23	2,47	0,10	1,07	0,43	0,027	0,27	0,47	0,87	0,013	0,93	0,60	0,47	0,200	0,601	0,020	0,47	0,23	0,07	0,10	0,10	10,10
Bregançon	1,78	0,13	0,19	0,23	2,33	0,13	0,84	0,45	0,019	0,13	0,45	0,58	0,013	0,32	0,32	0,19	0,065	0,388	0,023	0,26	0,26	0,10	0,10	0,10	8,04
Cavalaire	2,76	0,07	0,14	0,17	3,66	0,03	1,11	0,35	0,035	0,14	0,35	0,62	0,014	0,35	0,41	0,21	0,062	0,346	0,014	0,21	0,10	0,10	0,10	0,10	10,23
Pampelone	3,47	0,06	0,27	0,33	3,26	0,09	1,19	1,13	0,030	0,18	0,53	0,59	0,015	0,36	0,41	0,24	0,119	0,356	0,021	0,18	0,24	0,09	0,09	0,09	11,81
St Tropez	2,74	0,07	0,13	0,16	2,80	0,03	1,24	0,78	0,039	0,20	0,39	0,72	0,016	0,78	0,59	0,33	0,261	0,587	0,046	0,46	0,10	0,10	0,10	0,10	11,33
Fréjus O	2,67	0,07	0,14	0,17	2,08	0,03	1,11	0,35	0,035	0,14	0,42	0,55	0,014	0,55	0,42	0,28	0,139	0,416	0,042	0,35	0,10	0,07	0,10	0,10	9,08
Fréjus E	3,38	0,06	0,26	0,29	3,64	0,09	1,64	1,09	0,047	0,18	0,59	0,82	0,015	0,65	0,65	0,41	0,117	0,704	0,021	0,47	0,23	0,09	0,09	0,09	13,81
Cannes O	2,67	0,06	0,13	0,16	3,68	0,03	1,78	0,35	0,063	0,32	0,51	1,08	0,016	0,89	0,76	0,57	0,254	0,762	0,057	0,63	0,10	0,10	0,10	0,10	13,42
Antibes S	3,50	0,07	0,24	0,31	1,33	0,10	1,26	1,12	0,021	0,35	0,49	0,70	0,014	0,56	0,42	0,35	0,280	0,420	0,049	0,35	0,24	0,10	0,10	0,10	10,99
Antibes N	3,44	0,06	0,26	0,32	2,78	0,09	1,22	1,10	0,041	0,35	0,58	0,93	0,014	0,64	0,46	0,35	0,232	0,405	0,020	0,41	0,26	0,09	0,09	0,09	12,58
Emb. du Var	3,25	0,07	0,23	0,30	1,25	0,26	1,45	1,05	0,046	0,72	0,46	1,18	0,013	0,99	0,59	0,59	0,526	0,526	0,066	0,59	0,23	0,10	0,10	0,10	13,04
Rade Villefranche	3,36	0,06	0,26	0,29	3,17	0,26	2,07	1,07	0,052	0,97	0,65	1,55	0,013	3,56	1,81	2,07	1,165	2,588	0,324	2,07	0,42	0,10	0,10	0,10	24,85
Menton	3,31	0,07	0,24	0,30	2,64	0,10	1,42	1,05	0,034	0,47	0,54	1,22	0,014	1,22	0,81	0,81	0,473	0,879	0,068	0,61	0,24	0,10	0,10	0,10	14,87
Rogliano	3,37	0,04	0,25	0,32	1,28	0,07	0,21	1,06	0,028	0,14	0,14	0,35	0,014	0,21	0,21	0,14	0,071	0,213	0,021	0,14	0,25	0,07	0,11	0,11	7,90
Bastia N STEP	3,30	0,04	0,26	0,30	1,26	0,07	0,67	1,08	0,059	0,67	0,37	1,48	0,148	1,56	0,74	0,96	0,742	1,187	0,148	1,26	0,22	0,07	0,11	0,11	14,98
Bastia S Marana STEP	3,37	0,04	0,26	0,30	1,27	0,07	0,52	1,09	0,030	0,22	0,22	0,45	0,015	0,30	0,22	0,22	0,075	0,299	0,019	0,22	0,26	0,07	0,11	0,11	8,74
Emb. Golu S	3,19	0,04	0,25	0,28	1,23	0,07	0,56	1,02	0,028	0,14	0,21	0,35	0,014	0,35	0,21	0,21	0,063	0,280	0,018	0,14	0,25	0,07	0,11	0,11	8,17
Poggio-mezzana	3,36	0,04	0,26	0,29	2,70	0,07	0,58	1,10	0,029	0,22	0,29	0,44	0,015	0,37	0,29	0,22	0,066	0,292	0,018	0,15	0,26	0,07	0,11	0,11	10,16
Tavignano	2,66	0,04	0,15	0,18	1,78	0,04	0,44	0,33	0,022	0,15	0,22	0,22	0,015	0,15	0,15	0,07	0,022	0,148	0,007	0,07	0,11	0,07	0,11	0,11	6,46
Fium Orbu	2,92	0,04	0,12	0,15	1,50	0,04	0,55	0,32	0,032	0,16	0,16	0,24	0,016	0,16	0,16	0,08	0,055	0,158	0,012						



STATION	PCDD/PCDF																		PCB "Dioxin-like"										PCB Non Dioxin-like																	
	2,3,7,8 - TCDD	1,2,3,7,8 - PnCDD	1,2,3,4,7,8 - HxCDD	1,2,3,6,7,8 - HxCDD	1,2,3,7,8,9 - HxCDD	1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	OCDD	Somme des PCDDs	2,3,7,8 - TCDF	1,2,3,7,8 - PnCDF	2,3,4,7,8 - HxCDF	1,2,3,4,7,8 - HxCDF	1,2,3,6,7,8 - HxCDF	1,2,3,7,8,9 - HxCDF	2,3,4,6,7,8 - HpCDF	1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	OCDF	Somme des PCDFs	PCB 77	PCB 81	PCB 126	PCB 169	Somme des cochlaurines	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 189	Somme des non-cochlaurines	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Somme de PCBs NDL							
Station	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.				
Banyuls	0,000076	0,000039	0,000025	0,000079	0,000062	0,000599	0,002372	0,003251	0,000527	0,000031	0,000117	0,000042	0,000033	0,000019	0,000032	0,000057	0,000011	0,000093	0,000097	0,031	0,0011	0,013	0,0017	0,047	0,203	0,0088	0,56	0,011	0,09	0,015	0,09	0,0119	1,03	0,031	0,149	0,816	1,965	3,517	0,116	6,594						
Port-Vendres																																														
Argelès																																														
Canet plage																																														
Port-la-Nouvelle	0,000072	0,000037	0,000033	0,000076	0,000035	0,000624	0,003066	0,003944	0,000518	0,000026	0,000079	0,000026	0,000024	0,000015	0,000035	0,000045	0,000022	0,000102	0,00089	0,031	0,0011	0,011	0,0015	0,045	0,197	0,0082	0,61	0,012	0,09	0,016	0,09	0,0119	1,03	0,039	0,186	0,884	2,080	3,800	0,176	7,165						
Valras																																														
Aude	0,000052	0,000048	0,000032	0,000091	0,000042	0,000875	0,006782	0,007922	0,000554	0,000035	0,000137	0,000043	0,000036	0,000019	0,000032	0,000090	0,000031	0,000317	0,00129	0,034	0,0011	0,011	0,0014	0,048	0,217	0,0115	0,70	0,013	0,11	0,021	0,10	0,0152	1,18	0,054	0,235	1,083	2,531	4,848	0,207	8,959						
Emb. Hérault	0,000080	0,000045	0,000015	0,000056	0,000036	0,0003878	0,004714	0,000432	0,000028	0,000063	0,000028	0,000027	0,000018	0,000028	0,000053	0,000026	0,000172	0,00088	0,028	0,028	0,0009	0,010	0,0014	0,040	0,159	0,0073	0,55	0,012	0,08	0,013	0,08	0,0095	0,91	0,043	0,195	0,859	1,864	3,756	0,118	6,835						
Cap d'Agde S	0,000062	0,000059	0,000035	0,000103	0,000056	0,000962	0,004598	0,005874	0,000416	0,000027	0,000071	0,000039	0,000040	0,000022	0,000041	0,000073	0,000019	0,000290	0,0104	0,027	0,0010	0,009	0,0012	0,038	0,169	0,0093	0,54	0,008	0,07	0,014	0,08	0,0087	0,90	0,047	0,182	0,875	1,897	3,798	0,114	6,913						
Frontignan																																														
Montpellier émissaire	0,000063	0,000046	0,000040	0,000075	0,000037	0,000448	0,002222	0,002931	0,000358	0,000030	0,000024	0,000025	0,000021	0,000025	0,000035	0,000020	0,000134	0,00073	0,031	0,0010	0,011	0,0015	0,044	0,155	0,0081	0,51	0,008	0,07	0,011	0,08	0,0114	0,86	0,035	0,196	0,905	1,893	3,694	0,124	6,846							
Palavas																																														
Grav du Roi récifs	0,000068	0,000055	0,000026	0,000068	0,000038	0,000528	0,002832	0,003616	0,000434	0,000024	0,000079	0,000029	0,000037	0,000017	0,000029	0,000057	0,000021	0,000146	0,00087	0,022	0,0009	0,007	0,0012	0,032	0,183	0,0136	0,62	0,012	0,10	0,017	0,10	0,0178	1,07	0,050	0,319	1,321	2,633	5,577	0,300	10,200						
Stes-Maries	0,000060	0,000049	0,000028	0,000065	0,000049	0,000447	0,002485	0,003183	0,000426	0,000022	0,000070	0,000029	0,000026	0,000018	0,000025	0,000054	0,000024	0,000151	0,00084	0,026	0,0009	0,009	0,0012	0,036	0,205	0,0123	0,71	0,015	0,10	0,014	0,11	0,0135	1,18	0,050	0,349	1,532	2,893	5,585	0,291	10,699						
Rhône	0,000045	0,000040	0,000032	0,000087	0,000054	0,000648	0,007737	0,008642	0,000476	0,000039	0,000107	0,000035	0,000042	0,000026	0,000036	0,000088	0,000042	0,000371	0,00126	0,028	0,0009	0,011	0,0014	0,042	0,463	0,0283	1,54	0,027	0,25	0,031	0,22	0,0242	2,58	0,046	0,445	2,579	5,686	10,356	0,486	19,599						
Pontau	0,000043	0,000055	0,000033	0,000114	0,000067	0,001099	0,004793	0,006203	0,001054	0,000094	0,000263	0,000050	0,000048	0,000026	0,000033	0,000106	0,000029	0,000439	0,00214	0,054	0,0017	0,022	0,0025	0,081	0,339	0,0167	1,15	0,025	0,16	0,035	0,19	0,0220	1,94	0,051	0,353	1,717	4,263	8,033	0,292	14,709						
Carry	0,000023	0,000027	0,000045	0,000057	0,000046	0,000608	0,002152	0,002958	0,001608	0,000135	0,000357	0,000049	0,000042	0,000024	0,000035	0,000054	0,000019	0,000155	0,00248	0,079	0,0020	0,031	0,0036	0,115	0,534	0,0261	1,86	0,032	0,24	0,045	0,28	0,0311	3,05	0,050	0,395	2,207	5,537	10,110	0,435	18,735						
Marseille Jettée																																														
Pomignès	0,000030	0,000034	0,000026	0,000075	0,000055	0,000543	0,002002	0,002764	0,002158	0,000134	0,000329	0,000035	0,000044	0,000030	0,000028	0,000059	0,000018	0,000149	0,00298	0,069	0,0021	0,027	0,0032	0,101	0,511	0,0259	1,91	0,039	0,23	0,034	0,25	0,0316	3,04	0,070	0,479	2,455	5,412	9,760	0,402	18,578						
Huveaune	0,000034	0,000038	0,000035	0,000108	0,000043	0,000480	0,002305	0,003043	0,003483	0,000327	0,000722	0,000049	0,000050	0,000021	0,000044	0,000045	0,000076	0,000075	0,00269	0,080	0,0024	0,035	0,0039	0,121	0,872	0,0318	3,18	0,047	0,36	0,054	0,35	0,0427	4,93	0,098	0,667	3,194	7,148	14,699	0,898	26,704						
Marseille Cortiou STEP	0,000047	0,000025	0,000017	0,000056	0,000053	0,000699	0,003801	0,004698	0,001646	0,000279	0,000611	0,000027	0,000088	0,000012	0,000074	0,000062	0,000017	0,000114	0,00298	0,033	0,0012	0,011	0,0014	0,046	0,396	0,0218	1,60	0,027	0,33	0,029	0,36	0,0575	2,82	0,053	0,285	2,998	7,208	15,516	0,958	26,418						
Ile plane	0,000043	0,000026	0,000017	0,000035	0,000034	0,000333	0,001082	0,000834	0,000334	0,000055	0,000261	0,000034	0,000033	0,000017	0,000033	0,000040	0,000019	0,000063	0,00134	0,019	0,0007	0,010	0,0016	0,031	0,180	0,0084	0,75	0,013	0,14	0,017	0,16	0,0250	1,29	0,020	0,109	0,977	3,380	7,415	0,349	12,250						
La Clotat																																														
Ile embiez	0,000023	0,000024	0,000045	0,000068	0,000040	0,000364	0,000762	0,001327	0,000422	0,000030	0,000138	0,000028	0,000025	0,000013	0,000028	0,000039	0,000018	0,000048	0,00079	0,012	0,0007	0,006	0,0012	0,020	0,108	0,0048	0,38	0,008	0,05	0,009	0,06	0,0061	0,63	0,018	0,079	0,401	1,273	2,406	0,112	4,290						
Toulon Cap Sicé STEP	0,000010	0,000036	0,000020	0,000047	0,000030	0,000348	0,000748	0,001240	0,000381	0,000036	0,000112	0,000021	0,000022	0,000010	0,000026	0,000025	0,000008	0,000042	0,00069	0,012	0,0006	0,007	0,0010	0,020	0,097	0,0042	1,33	0,006	0,05	0,009	0,06	0,0068	0,57	0,018	0,074	0,349	1,102	2,137	0,131	3,811						
Toulon GR	0,000049	0,000044	0,000037	0,000095	0,000079	0,000558	0,001883	0,002745	0,001681	0,000161	0,000514	0,000044	0,000059	0,000021	0,000046	0,000076	0,000075	0,00269	0,036	0,0014	0,019	0,0029	0,059	0,318	0,0134	1,23	0,024	0,15	0,031	0,19	0,0197	1,97	0,078	0,237	1,113	3,713	6,397	0,300	11,837							
Toulon PR	0,000056	0,000119	0,0																																											



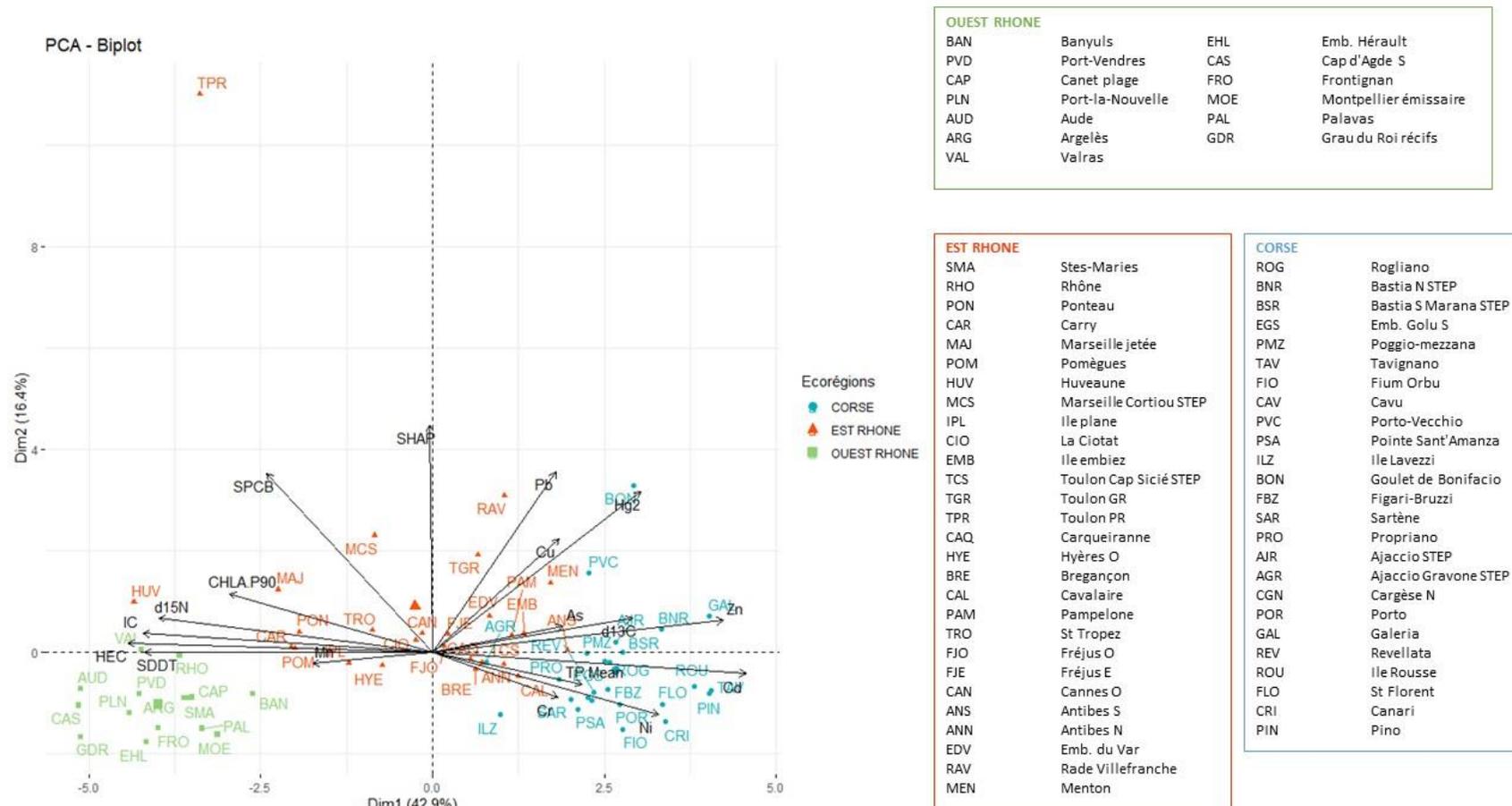
STATION	POC																												POC Phénols													
	1,2,3-Trichlorobenzènes (TrICB)	Hexachlorobutadiène (HCBD)	1,2,4-Trichlorobenzènes (TrICB)	1,2,3-Trichlorobenzènes (TrICB)	Pentachlorobenzène (PeCBz)	Hexachlorobenzène (HCB)	a-HCH	g-HCH	Heptachlor	2,4-dicobol	4,4-dicobol	SOMME Dicobol	Aldrin	Isodrin	Heptachlor epoxyde cts	Heptachlor epoxyde trans	a-endosulfan	Dieldrin	Endrin	b-endosulfan	p,p-DDD 4.4'	o,p-DDT 2.4'	p,p-DDD 4.4'	p,p-DDT 4.4'	Somme 4-DDT	quinoxifène	Endosulfan sulfate	Cyperméthrine	Chlorévinphos	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	Acétonitrile	Bifénox	Cybutryne (Egano)	Dichlorvos	Pentachlorophénol (1)	Nonylphénols (4-nonylphénol)	Octylphénol (4-(1,1',3,3' - tétraméthylbutyl)phénol)					
Station	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.			
Banyuls	0,0054	0,1341	2,2803	0,6438	0,0134	0,0161	0,1341	0,2951	0,0027	0,0080	0,0188	0,0268	0,0537	0,0537	0,0483	0,0215	0,0268	0,27	0,0080	0,0537	3,17	0,05	0,91	0,27	4,40	0,0054	0,0805	0,2146	0,5365	0,5365	2,6826	2,6826	0,1341	2,6826	2,6826	53,6529	0,5365					
Port-Vendres						0,0197	0,1691	0,3381	0,0028	0,0085	0,2818	0,2982	0,0564	0,0564	0,0451	0,0225	0,28	0,0225	0,27	0,0225	5,07	0,11	1,24	0,34	6,76	0,0056		0,2354														
Argelès						0,0185	0,1845	0,3427	0,0026	0,005	0,1582	0,1687	0,0527	0,0527	0,0474	0,0237	0,32	0,0211	4,38	0,11	1,16	0,32	5,96	0,0053	0,2372			0,0527														
Canet plage						0,0194	0,1938	0,3599	0,0028	0,0111	0,1661	0,1772	0,0554	0,0554	0,0498	0,0221	0,28	0,0221	3,60	0,06	1,00	0,28	4,93	0,0055	0,2492			0,0554														
Port-la-Nouvelle	0,0072	0,1443	2,4773	0,6975	0,0144	0,0168	0,1443	0,3127	0,0024	0,0096	0,0192	0,0289	0,0481	0,0481	0,0481	0,0241	0,34	0,0096	0,0481	0,0481	3,32	0,02	1,11	0,24	4,69	0,0048	0,0962	0,2405	0,5306	0,5306	2,4051	2,4051	0,1203	2,4051	2,4051	48,1021	0,4810					
Valas						0,0411	0,1800	0,3601	0,0026	0,0103	0,3086	0,3189	0,0514	0,0514	0,0514	0,0231	0,31	0,0231	4,73	0,10	1,34	0,31	6,48	0,0051	0,2315			0,0514														
Aude	0,0053	0,1327	2,3879	0,6633	0,0133	0,0371	0,1327	0,2919	0,0027	0,0080	0,0186	0,0265	0,0531	0,0531	0,0531	0,0212	0,2665	0,42	0,0080	0,0531	3,98	0,11	1,27	0,37	5,73	0,0318	0,0796	0,2388	0,5306	0,5306	2,6532	2,6532	0,1327	2,6532	2,6532	53,0644	0,5306					
Emb. Hérault	0,0076	0,1267	2,3571	0,6590	0,0127	0,0177	0,1521	0,3041	0,0025	0,0101	0,0177	0,0279	0,0507	0,0507	0,0507	0,0228	0,2523	0,41	0,0076	0,0507	3,35	0,03	1,52	0,25	5,15	0,0051	0,1014	0,2281	0,5069	0,5069	2,2050	2,2050	0,1267	2,2050	2,2050	50,6902	0,5069					
Cap d'Agde S	0,0075	0,1494	2,4896	0,6971	0,0124	0,0174	0,1494	0,3236	0,0025	0,0100	0,0199	0,0299	0,0498	0,0498	0,0498	0,0224	0,2429	0,35	0,0100	0,0498	2,49	0,02	1,10	0,30	3,91	0,0050	0,0996	0,2490	0,5069	0,5069	2,4896	2,4896	0,1245	2,4896	2,4896	49,7918	0,4979					
Frontignan						0,0317	0,1849	0,3434	0,0026	0,0106	0,3698	0,3803	0,0528	0,0528	0,0423	0,0238	0,32	0,0211	2,01	0,05	1,00	0,37	3,43	0,0053	0,2377			0,0528														
Montpellier émissaire	0,0076	0,1528	2,4956	0,7130	0,0127	0,0317	0,1528	0,3056	0,0025	0,0102	0,0204	0,0306	0,0509	0,0509	0,0509	0,0229	0,2255	0,36	0,0102	0,0509	1,88	0,03	1,38	0,31	3,59	0,0051	0,1019	0,2547	0,5093	0,5093	2,5466	2,5466	0,1273	2,5466	2,5466	50,9312	0,5093					
Palavas						0,0193	0,1926	0,3577	0,0028	0,0110	0,2201	0,2312	0,0550	0,0550	0,0440	0,0248	0,28	0,0248	1,87	0,11	1,16	0,44	3,58	0,0055	0,2477			0,0550														
Grau du Roi réefs	0,0072	0,1444	2,4067	0,6739	0,0289	0,0337	0,1444	0,3129	0,0024	0,0096	0,0385	0,0481	0,0481	0,0481	0,0481	0,0217	0,2041	0,43	0,0096	0,0481	2,31	0,02	1,83	0,77	4,93	0,0144	0,0963	0,2407	0,4813	0,4813	2,4067	2,4067	0,1203	2,4067	2,4067	48,1341	0,4813					
Stes-Maries	0,0071	0,1410	2,4444	0,7051	0,0282	0,0188	0,1410	0,3055	0,0024	0,0094	0,0470	0,0564	0,0470	0,0470	0,0470	0,0235	0,2325	0,38	0,0094	0,0470	2,35	0,09	1,69	0,66	4,79	0,0047	0,0940	0,2350	0,4701	0,4701	2,3504	2,3504	0,1175	2,3504	2,3504	47,0075	0,4701					
Rhône	0,0057	0,1422	2,3890	0,6826	0,0284	0,0569	0,1422	0,3128	0,0028	0,0085	0,0569	0,0654	0,0569	0,0569	0,0341	0,0228	0,2084	0,23	0,0085	0,0569	2,79	0,17	1,65	0,74	5,35	0,0057	0,0853	0,2275	0,5688	0,5688	2,8440	2,8440	0,1422	2,8440	2,8440	56,8803	0,5688					
Pontreau	0,0056	0,1407	2,4207	0,6756	0,0141	0,0169	0,1407	0,3096	0,0028	0,0084	0,0197	0,0281	0,0563	0,0563	0,0394	0,0225	0,2081	0,28	0,0084	0,0563	1,29	0,03	0,73	0,28	2,34	0,0113	0,0844	0,2252	0,5630	0,5630	2,8148	2,8148	0,1407	2,8148	2,8148	56,2963	0,5630					
Carry	0,0054	0,1349	2,3737	0,6586	0,0135	0,0162	0,1349	0,2967	0,0027	0,0081	0,0189	0,0270	0,0539	0,0539	0,0432	0,0216	0,2070	0,27	0,0081	0,0539	1,24	0,05	0,70	0,32	2,32	0,0054	0,0809	0,2428	0,5395	0,5395	2,6974	2,6974	0,1349	2,6974	2,6974	53,9477	0,5395					
Marsaille jetée						0,0186	0,1858	0,3715	0,0031	0,0093	0,2477	0,2570	0,0619	0,0619	0,0372	0,0248	0,25	0,0248	1,67	0,12	1,11	0,37	3,28	0,0124	0,2477			0,0310														
Pomègues	0,0055	0,1374	2,4725	0,6374	0,0137	0,0192	0,1374	0,3022	0,0027	0,0082	0,0192	0,0275	0,0549	0,0549	0,0440	0,0220	0,2375	0,33	0,0082	0,0549	1,37	0,03	0,82	0,38	2,61	0,0055	0,1099	0,2473	0,5495	0,5495	2,7473	2,7473	0,1374	2,7473	2,7473	54,9455	0,5495					
Huveaune	0,0081	0,1344	2,4189	0,6501	0,0134	0,0376	0,1344	0,2956	0,0027	0,0081	0,0175	0,0263	0,0538	0,0538	0,0440	0,0215	0,2269	0,59	0,0081	0,0538	2,10	0,16	1,61	1,13	5,00	0,0054	0,1075	0,2419	0,5375	0,5375	2,6877	2,6877	0,1344	2,6877	2,6877	53,7544	0,5375					
Marsaille Cortiou STEP	0,0057	0,1414	2,2630	0,6506	0,0113	0,0170	0,1414	0,2829	0,0028	0,0085	0,0396	0,0481	0,0566	0,0566	0,0396	0,0198	0,2283	0,34	0,0085	0,0566	1,36	0,03	0,51	0,34	2,23	0,0057	0,0849	0,2263	0,5658	0,5658	2,8288	2,8288	0,1414	2,8288	2,8288	56,5761	0,5658					
Ile plane	0,0059	0,1473	2,3575	0,6778	0,0118	0,0177	0,1473	0,2947	0,0029	0,0088	0,0472	0,0560	0,0589	0,0589	0,0295	0,2026	0,2295	0,24	0,0088	0,0589	1,00	0,03	0,35	0,12	1,50	0,0059	0,0884	0,2358	0,5894	0,5894	2,9469	2,9469	0,1473	2,9469	2,9469	58,9386	0,5894					
La Ciotat						0,0328	0,1967	0,3607	0,0033	0,0098	0,0328	0,0426	0,0328	0,0328	0,0328	0,0230	0,26	0,0230	0,98	0,05	0,26	0,13	1,43	0,0033	0,2295			0,0328														
Ile embiez	0,0063	0,1260	2,3312	0,6616	0,0126	0,0158	0,1260	0,2835	0,0032	0,0095	0,0189	0,0284	0,0315	0,0315	0,0252	0,0221	0,0315	0,25	0,0095	0,0315	0,82	0,03	0,25	0,02	1,12	0,0032	0,0945	0,2205	0,6301	0,6301	3,1503	3,1503	0,1575	3,1503	3,1503	63,0052	0,6301					
Toulon Cap Sicié STEP	0,0065	0,1301	2,4074	0,6832	0,0130	0,0163	0,1301	0,2928	0,0033	0,0098	0,0195	0,0293	0,0325	0,0325	0,0260	0,0228	0,0325	0,20	0,0098	0,0325	0,52	0,03	0,13	0,02	0,71	0,0065	0,0976	0,2277	0,6507	0,6507	3,2533	3,2533	0,1627	3,2533	3,2533	65,0650	0,6507					
Toulon GR	0,0064	0,1272	2,4176	0,6998	0,0127	0,0382	0,1272	0,2911	0,0033	0,0095	0,0382	0,0477	0,0318	0,0318	0,0254	0,0232	0,0318	0,25	0,0095	0,0318	0,76	0,03	0,25	0,04	1,09	0,0382	0,0954	0,2227	0,6362	0,6362	3,1810	3,1810	0,1571	3,1810	3,1810	63,6203	0,6362					
Toulon PR	0,0077	0,1549	2,5041	0,6970	0,0129	0,0516	0,1549	0,3098	0,0026	0,0103	0,0207	0,0310	0,0516	0,0516	0,0465	0,0232	0,2258	0,46	0,0155	0,0516	1,91	0,05	0,88	0,31	3,14	0,0155	0,2065	0,4647	0,5163	0,5163	2,5815	2,58										



STATION	Osn			PFOS																	PBDE						HBCDD					
	MBT	DBT	TBT	PFBS	PFHxS	PFHpS	PFOS ramifié	PFOS linéaire	PFDS	PFBA	PFPA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFLnA	PFDoA	PFTDA	PFTeDA	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 99	PBDE 100	PBDE 153	PBDE 154	Alpha	Bêta	Gamma	Somme des 3 HBCD (Low)	Somme des 3 HBCD (Uppl)	
Station	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.							
Banyuls	0,20	0,93	2,09	0,020	0,039	0,040	0,036	0,036	0,040	0,382	0,658	0,643	0,095	0,060	0,036	0,061	0,111	0,196	0,261	0,285	0,0038	0,1690	0,1805	0,0161	0,0015	0,0016	0,3219	0,0054	0,0268	0,3487	0,3595	
Port-Vendres																																
Argelès																																
Canet plage																																
Port-la-Nouvelle	0,26	0,53	1,17	0,018	0,036	0,037	0,033	0,034	0,037	0,352	0,606	0,592	0,061	0,055	0,033	0,056	0,027	0,069	0,241	0,263	0,0040	0,1260	0,1352	0,0154	0,0010	0,0021	0,1395	0,0024	0,0024	0,1395	0,1491	
Valras																																
Aude	0,08	0,61	1,15	0,018	0,035	0,036	0,032	0,033	0,036	0,343	0,590	0,577	0,085	0,054	0,069	0,055	0,141	0,189	0,234	0,256	0,0037	0,1087	0,1158	0,0160	0,0012	0,0021	0,1645	0,0021	0,0106	0,1751	0,1804	
Emb. Hérault	0,16	0,19	0,74	0,021	0,042	0,043	0,039	0,040	0,044	0,418	0,720	0,704	0,104	0,066	0,039	0,066	0,160	0,213	0,286	0,312	0,0032	0,0980	0,0996	0,0127	0,0011	0,0020	0,1318	0,0025	0,0101	0,1419	0,1470	
Cap d'Agde S	0,07	0,24	0,45	0,020	0,039	0,040	0,036	0,036	0,040	0,382	0,658	0,643	0,095	0,060	0,036	0,061	0,133	0,177	0,261	0,285	0,0036	0,1399	0,1607	0,0127	0,0013	0,0014	0,1145	0,0025	0,0100	0,1245	0,1295	
Frontignan																																
Montpellier émissaire	0,26	1,02	1,92	0,018	0,035	0,036	0,032	0,088	0,036	0,343	0,590	0,577	0,060	0,054	0,032	0,055	0,027	0,067	0,234	0,256	0,0028	0,1232	0,1264	0,0200	0,0018	0,0025	0,1630	0,0020	0,0255	0,1884	0,1935	
Palavas																																
Grau du Roi récifs	0,07	0,56	1,21	0,018	0,047	0,036	0,032	0,033	0,036	0,343	0,590	0,577	0,060	0,054	0,032	0,055	0,058	0,067	0,234	0,256	0,0033	0,1474	0,1797	0,0138	0,0017	0,0028	0,1107	0,0022	0,0024	0,1107	0,1203	
Stes-Maries	0,23	0,95	1,83	0,020	0,039	0,040	0,036	0,036	0,040	0,382	0,658	0,643	0,066	0,060	0,036	0,061	0,063	0,075	0,261	0,285	0,0032	0,1070	0,1028	0,0168	0,0021	0,0027	0,1504	0,0024	0,0141	0,1645	0,1692	
Rhône	0,47	1,93	4,13	0,018	0,036	0,037	0,033	0,034	0,037	0,352	0,606	0,592	0,061	0,055	0,033	0,056	0,071	0,235	0,241	0,263	0,0035	0,1360	0,1316	0,0392	0,0039	0,0071	0,1763	0,0028	0,0228	0,1991	0,2048	
Ponteau	0,69	3,52	11,26	0,020	0,040	0,041	0,037	0,038	0,042	0,393	0,677	0,662	0,068	0,062	0,037	0,063	0,031	0,077	0,269	0,294	0,0034	0,1035	0,0918	0,0224	0,0028	0,0041	0,1520	0,0020	0,0225	0,1745	0,1801	
Carry	1,40	7,08	18,51	0,017	0,034	0,035	0,031	0,032	0,035	0,334	0,576	0,563	0,058	0,052	0,031	0,053	0,026	0,065	0,229	0,250	0,0035	0,1260	0,1094	0,0242	0,0015	0,0033	0,2104	0,0027	0,0378	0,2482	0,2536	
Marseille jetée																																
Pomègues	0,46	3,19	9,64	0,017	0,034	0,035	0,031	0,032	0,035	0,334	0,576	0,563	0,058	0,052	0,031	0,053	0,026	0,065	0,229	0,250	0,0043	0,1383	0,0824	0,0334	0,0026	0,0034	0,3077	0,0055	0,0989	0,4011	0,4121	
Huveaune	0,21	1,98	6,13	0,018	0,036	0,037	0,033	0,034	0,037	0,352	0,606	0,592	0,061	0,055	0,033	0,056	0,119	0,245	0,241	0,263	0,0044	0,1622	0,1248	0,0388	0,0027	0,0044	0,3333	0,0054	0,1021	0,4300	0,4462	
Marseille Cortiou STEP	0,51	1,29	2,90	0,022	0,044	0,045	0,041	0,041	0,046	0,431	0,743	0,726	0,107	0,068	0,040	0,069	0,134	0,319	0,295	0,322	0,0047	0,3003	0,2189	0,0565	0,0049	0,0081	0,4130	0,0198	0,2772	0,7242	0,7242	
Ile plane	0,20	1,06	3,59	0,019	0,037	0,038	0,034	0,034	0,038	0,361	0,622	0,608	0,090	0,057	0,034	0,057	0,117	0,260	0,247	0,270	0,0025	0,1442	0,1542	0,0286	0,0026	0,0042	0,2004	0,0059	0,0707	0,2711	0,2829	
La Ciotat																																
Ile embiez	0,58	1,87	3,07	0,019	0,038	0,039	0,029	0,034	0,039	0,493	0,594	0,703	0,068	0,063	0,037	0,038	0,039	0,064	0,065	0,068	0,0022	0,1043	0,0968	0,0160	0,0007	0,0013	0,1197	0,0022	0,0028	0,1197	0,1260	
Toulon Cap Sicié STEP	0,18	1,21	4,31	0,019	0,037	0,038	0,028	0,033	0,038	0,479	0,577	0,683	0,066	0,061	0,036	0,036	0,037	0,063	0,063	0,066	0,0015	0,0452	0,0166	0,0180	0,0008	0,0022	0,0911	0,0020	0,0023	0,0911	0,0976	
Toulon GR	1,04	3,92	10,20	0,017	0,033	0,035	0,025	0,087	0,034	0,431	0,519	0,615	0,059	0,055	0,032	0,033	0,034	0,295	0,057	0,166	0,0024	0,1648	0,1849	0,0266	0,0017	0,0039	0,1082	0,0022	0,0127	0,1209	0,1272	
Toulon PR	2,23	17,81	53,53	0,017	0,034	0,035	0,026	0,031	0,035	0,442	0,533	0,631	0,061	0,057	0,033	0,034	0,035	0,058	0,058	0,061	0,0116	0,4269	0,3191	0,1145	0,0079	0,0170	0,3253	0,0052	0,0310	0,3562	0,3666	
Carqueiranne																																
Hyères O	0,23	0,96	2,49	0,020	0,039	0,041	0,030	0,035	0,040	0,507	0,611	0,724	0,070	0,065	0,038	0,039	0,040	0,066	0,067	0,070	0,0025	0,1483	0,1420	0,0221	0,0008	0,0016	0,1736	0,0027	0,0067	0,1802	0,1869	
Bregançon	0,22	1,04	2,65	0,020	0,040	0,042	0,031	0,036	0,042	0,522	0,630	0,746	0,072	0,067	0,039	0,040	0,041	0,068	0,145	0,072	0,0022	0,1168	0,0718	0,0173	0,0006	0,0019	0,1293	0,0019	0,0032	0,1293	0,1423	
Cavalaire																																
Pampelone	0,62	1,30	2,56	0,020	0,039	0,041	0,030	0,091	0,040	0,507	0,611	0,724	0,070	0,065	0,038	0,039	0,040	0,066	0,067	0,070	0,0015	0,0715	0,0720	0,0113	0,0004	0,0009	0,0889	0,0018	0,0024	0,0889	0,0948	
St Tropez																																
Fréjus O																																
Fréjus E	0,37	1,66	3,91	0,017	0,034	0,035	0,026	0,031	0,035	0,570	0,533	0,631	0,061	0,057	0,033	0,034	0,035	0,058	0,058	0,061	0,0029	0,1499	0,0911	0,0229	0,0014	0,0021	0,1409	0,0023	0,0117	0,1526	0,1585	
Cannes O																																
Antibes S	0,55	1,92	4,41	0,019	0,037	0,038	0,028	0,033	0,038	0,479	0,577	0,683	0,066	0,061	0,036	0,036	0,037	0,063	0,063	0,066	0,0020	0,0835	0,0859	0,0161	0,0007	0,0011	0,0979	0,0024	0,0035	0,0979	0,1119	
Antibes N	0,28	1,28	3,47	0,019	0,038	0,039	0,029	0,034	0,039	0,493	0,594	0,703	0,068	0,063	0,037	0,038	0,039	0,064	0,065	0,068	0,0019	0,1093	0,0968	0,0270	0,0020	0,0028	0,1505	0,0023	0,0029	0,1505	0,1621	
Emb. du Var	0,71	1,04	2,26	0,018	0,036	0,037	0,028	0,032	0,037	0,466	0,562	0,665	0,064	0,060																		



**Annexe 7.** Détails du biplot obtenu à partir de l'analyse en composantes principales (ACP), incluant la répartition des variables et des individus en fonction des trois écorégions échantillonnées (ouest du Rhône en vert, est du Rhône en orange et Corse en bleu). Les deux premiers axes de dimensions expliquent 56% de la variabilité des données et les variables contribuant le plus sont le Cd, IC et  $\Sigma$ DDT et Hg pour l'axe 1 et Pb,  $\Sigma$ HAP et  $\Sigma$ PCB pour l'axe 2. Le code des stations est indiqué en légende.





Annexe 8. Concentrations brutes en contaminants métalliques et organiques détectées dans les sédiments lors de la campagne SUCHIMED 2021. Sont indiquées les données < LOQ (vert) et non validées (en gris).

STATION	METAUX																TERRES RARES_REE et ELEMENTS DU GROUPE DU PLATINE (EPG)																	
	MS	COT	Al	Fe	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn	La	Ce	Pr	Pm	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	Pt			
	%	g(C)/kg ps	%	%	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps	mg/kg ps															
OCCITANIE	Port-la-Nouvelle	59,93	9	3,97	1,93	0,10	0,13	6,60	49,50	11,46	0,0539	404,90	20,91	23,71	70,14	69,58	24	49	5,8	20	#	22	4,4	0,85	3,9	0,53	3,1	0,60	1,7	0,24	1,6	0,24	0,014	#
	Aude	72,15	28	3,48	1,52	0,03	0,08	5,28	31,53	3,73	0,0066	472,24	16,12	12,41	46,94	45,21	19	39	4,7	16	#	18	3,6	0,76	3,2	0,43	2,5	0,46	1,3	0,18	1,1	0,16	0,003	#
	Hérault	72,93	28	3,05	2,19	0,05	0,08	7,24	94,46	3,19	0,0076	723,34	18,79	13,19	69,18	53,63	84	177	21	72	#	78	14	1,9	11	1,43	7,6	1,36	3,6	0,51	3,2	0,47	0,026	#
	Montpellier émissaire	76,85	40	2,71	2,67	0,02	0,05	12,65	35,97	3,68	0,0174	535,39	15,64	19,50	82,67	84,55	16	33	3,9	14	#	15	3,1	0,67	2,8	0,38	2,2	0,41	1,1	0,15	0,93	0,14	0,000	#
PACA	Grand Rhône	48,48	13	5,41	2,81	0,19	0,19	11,60	73,62	25,75	0,0740	845,02	38,11	25,89	96,13	94,81	25,67	51	6,1	21	#	23	4,5	0,89	3,9	0,54	3,2	0,61	1,7	0,25	1,6	0,24	0,008	#
	Fos	68,23	6	3,33	1,89	0,07	0,08	5,85	48,01	7,26	0,0522	484,84	21,39	16,00	54,48	53,19	24,47	50	6,0	21	#	23	4,6	0,83	4,0	0,54	3,1	0,57	1,6	0,22	1,4	0,22	0,010	#
	Baie Marseille	63,38	28	0,73	0,85	0,47	0,05	2,05	19,72	6,89	0,4129	181,94	6,03	29,50	31,59	35,48	11,13	21	2,8	10	#	11	2,3	0,49	2,3	0,31	1,8	0,34	0,90	0,12	0,73	0,11	0,000	#
	Cortiou	58,09	24	0,55	0,43	0,67	0,08	1,07	29,09	23,11	0,9007	88,12	6,61	41,78	17,80	56,77	10,07	19	2,4	8,8	#	10	1,9	0,38	1,7	0,23	1,4	0,27	0,7	0,10	0,60	0,09	0,000	#
	Toulon Cap Sicié STEP	74,15	4	7,95	3,75	0,04	0,01	7,32	67,55	10,63	0,0258	755,95	27,62	9,97	107,62	77,06	52,22	109	13	44	#	48	9,1	1,7	7,0	0,86	4,5	0,82	2,2	0,31	1,9	0,29	0,009	#
	Toulon GR	62,41	47	3,74	1,72	0,12	0,04	5,36	48,37	39,51	1,8066	212,76	20,15	75,33	66,62	88,39	28,20	58	6,9	24	#	26	5,0	0,94	4,2	0,55	3,1	0,58	1,6	0,23	1,5	0,22	0,013	#
	Rade Hyères Centre	68,59	15	1,82	0,88	0,04	0,04	2,21	20,17	4,81	0,0005	155,70	7,10	18,53	42,51	29,01	13,62	28	3,5	12	#	14	2,7	0,56	2,4	0,32	1,8	0,33	0,9	0,12	0,74	0,11	0,003	#
	St Tropez	35,92	36	6,89	3,63	0,27	0,11	11,16	72,25	46,75	0,0692	363,93	27,30	43,07	104,12	153,94	31,94	70	8,1	29	#	31	6,4	1,1	5,6	0,77	4,3	0,80	2,2	0,31	2,0	0,30	0,019	#
	St. Laurent du Var port	60,46	7	4,46	2,09	0,10	0,15	7,24	51,75	16,44	0,0196	363,69	25,07	15,68	72,57	64,43	21,76	43	5,2	18	#	20	3,9	0,74	3,6	0,51	3,1	0,61	1,7	0,25	1,6	0,23	0,007	#
	Rade Villefranche	62,20	29	0,57	0,79	0,04	0,05	2,73	15,60	8,44	0,2146	187,45	6,05	28,16	29,77	34,49	9,68	18	2,4	9,0	#	10	2,1	0,44	2,2	0,30	1,7	0,34	0,90	0,12	0,70	0,10	0,001	#
CORSE	Bastia	44,87	52	5,11	3,14	0,11	0,08	14,23	241,68	25,09	0,1369	488,48	139,59	17,41	106,65	69,39	18	39	4,8	18	#	19	4,2	1,0	4,3	0,63	3,9	0,75	2,0	0,28	1,6	0,23	0,000	#
	Bastia S Marana STEP	63,00	64	1,96	1,04	0,02	0,02	3,91	47,82	3,80	0,0217	196,69	22,97	9,66	40,12	24,55	13	27	3,3	12	#	13	2,5	0,53	2,3	0,31	1,8	0,33	0,87	0,12	0,71	0,10	0,000	#
	Golo	60,94	76	0,85	0,76	0,02	0,03	3,19	30,59	2,89	0,0245	211,97	12,72	8,45	35,84	15,91	8,6	18	2,2	8,0	#	8,8	1,9	0,39	1,9	0,27	1,6	0,32	0,85	0,12	0,70	0,10	0,000	#
	Porto-Vecchio	23,95	88	3,36	1,60	0,17	0,07	4,35	56,83	17,72	0,0641	241,25	28,18	21,60	61,79	55,28	20	40	5,0	17	#	19	4,1	0,58	3,9	0,59	3,7	0,72	2,1	0,31	2,0	0,31	0,007	#
	Bonifacio	38,21	39	1,89	0,61	0,20	0,13	1,12	20,31	62,30	0,4771	87,09	7,25	40,33	22,24	62,27	9,2	16	2,2	7,7	#	8,4	1,8	0,34	1,8	0,26	1,6	0,33	0,94	0,14	0,89	0,14	0,003	#
	Capitello	42,54	32	6,06	2,75	0,11	0,06	6,47	26,70	12,63	0,0694	437,92	13,27	37,97	59,27	100,67	42	95	10	34	#	37	7,4	1,0	6,6	0,95	5,7	1,12	3,2	0,48	3,1	0,48	0,017	#
Canari	27,58	27	2,34	3,61	0,07	0,06	39,69	1201,71	20,33	0,0270	532,39	520,36	13,59	89,77	55,46	6,4	13	1,8	6,7	#	7,2	1,7	0,43	1,8	0,28	1,8	0,37	1,0	0,15	0,92	0,13	0,003	#	

< LOQ  
données non validées (protocole et analyse)

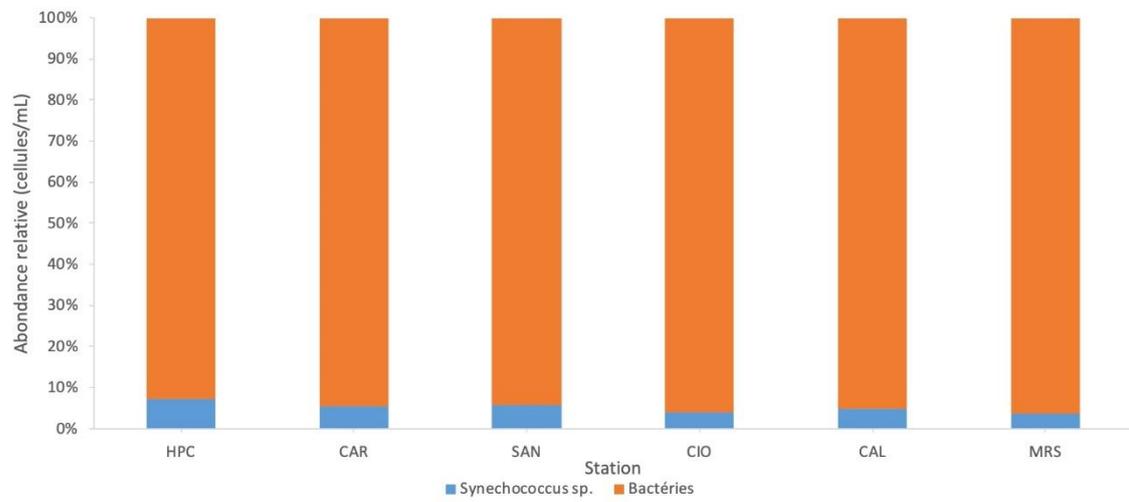
Station	HAP																		PCB Non Dioxin-like													
	Naphtalène	Acénaphthylène	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthrène	Pyrène	Benzo[c]fluorène	Benzo[a]anthracène	Cyodpenta[c,d]pyrène	Chrysène	5-Méthylchrysène	Benzo[b]fluoranthrène	Benzo[j]fluoranthrène	Benzo[k]fluoranthrène	Benzo[a]pyrène	Indéno[1,2,3-c,d]pyrène	Dibenz[a,h]anthracène	Benzo[ghi]pérylène	Dibenzo[a,j]pyrène	Dibenzo[a,e]pyrène	Dibenzo[a,i]pyrène	Dibenzo[a,h]pyrène	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	
	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps	µg/kg ps		
OCCITANIE	Port-la-Nouvelle	14,8	0,8	9,7	10,1	65,6	17,8	104	77,8	5,49	59,2	13,1	52,5	1,32	61,4	30,6	34,5	61,4	44,9	10,4	42,5	7,42	9,00	4,01	0,78	0,147	0,100	0,202	0,308	0,341	0,491	0,239
	Aude	35,0	0,7	13,6	21,3	545	97,6	901	521	66,1	500	130	559	16,5	569	259	301	457	264	78	220	57,3	72,8	23,5	4,81	0,020	0,014	0,019	0,032	0,038	0,060	0,022
	Hérault	5,0	0,7	1,0	0,9	3,24	0,39	3,43	2,13	0,14	1,46	0,77	1,52	0,17	2,59	0,99	1,16	1,57	1,6	0,5	1,84	0,39	0,38	NA	NA	0,028	0,011	0,019	0,028	0,042	0,063	0,028
	Montpellier émissaire	5,6	0,8	1,2	1,1	3,71	0,76	5,29	3,33	0,23	2,23	1,35	2,8	0,19	4,12	1,47	1,7	2,21	2,57	0,56	2,92	0,44	0,6	0,33	0,58	0,065	0,036	0,066	0,085	0,124	0,168	0,088
PACA	Grand Rhône	15,9	0,8	3,8	6,2	36,6	8,53	49,4	38,2	2,41	26,8	11,9	29,7	0,45	36,9	14,7	17,3	29,8	26,7	6,25	27,8	4,71	6,71	3,48	0,6	0,859	0,964	1,590	1,167	1,906	3,061	1,903
	Fos	13,7	0,6	1,6	3,9	25,6	15,2	62,5	47,9	3,22	37,1	8,67	34,1	0,78	37,9	17,4	20	38,5	27,3	6,26	26,2	4,54	5,81	10,9	2,64	0,541	0,383	0,521	0,533	0,534	0,936	0,445
	Baie Marseille	23,9	1,9	10,4	12,0	83,5	26	162	131	6,94	92,9	22,3	84,8	2,59	119	57,3	64,5	116	96	20,9	91,1	17,9	19,6	8,25	1,26	0,195	0,224	0,663	1,009	1,830	2,709	1,773
	Cortiou	50,5	5,9	26,8	29,8	172	71	326	268	13,8	225	57,2	215	8,27	347	164	195	324	269	58,4	269	40,4	51,2	22	1,82	1,037	1,569	9,719	7,387	22,992	45,836	35,539
	Toulon Cap Sicié STEP	4,64	0,6	1,0	0,9	3,01	0,71	5,78	3,23	0,13	1,82	1,61	2,22	0,16	3,21	1,48	1,43	1,3	1,94	0,46	2,02	0,27	0,35	0,26	0,48	0,078	0,043	0,208	0,300	0,395	0,659	0,357
	Toulon GR	324,7	46,4	143,9	159,2	2025	544	2111	1184	45,8	514	175	710	37,7	1418	705	795	1544	1146	165	1008	106	138	89	21,9	0,080	0,131	0,427	0,657	1,032	1,466	0,866
	Rade Hyères Centre	4,7	0,6	1,0	0,9	4,08	0,94	5,78	4,31	0,19	2,59	0,84	2,19	0,16	5,07	1,97	2,37	3,21	4,71	0,77	4,12	0,98	0,95	0,48	0,48	0,006	0,002	0,007	0,018	0,014	0,034	0,008
	St Tropez	12,2	8,2	5,9	5,5	55,7	25,3	145,0																								



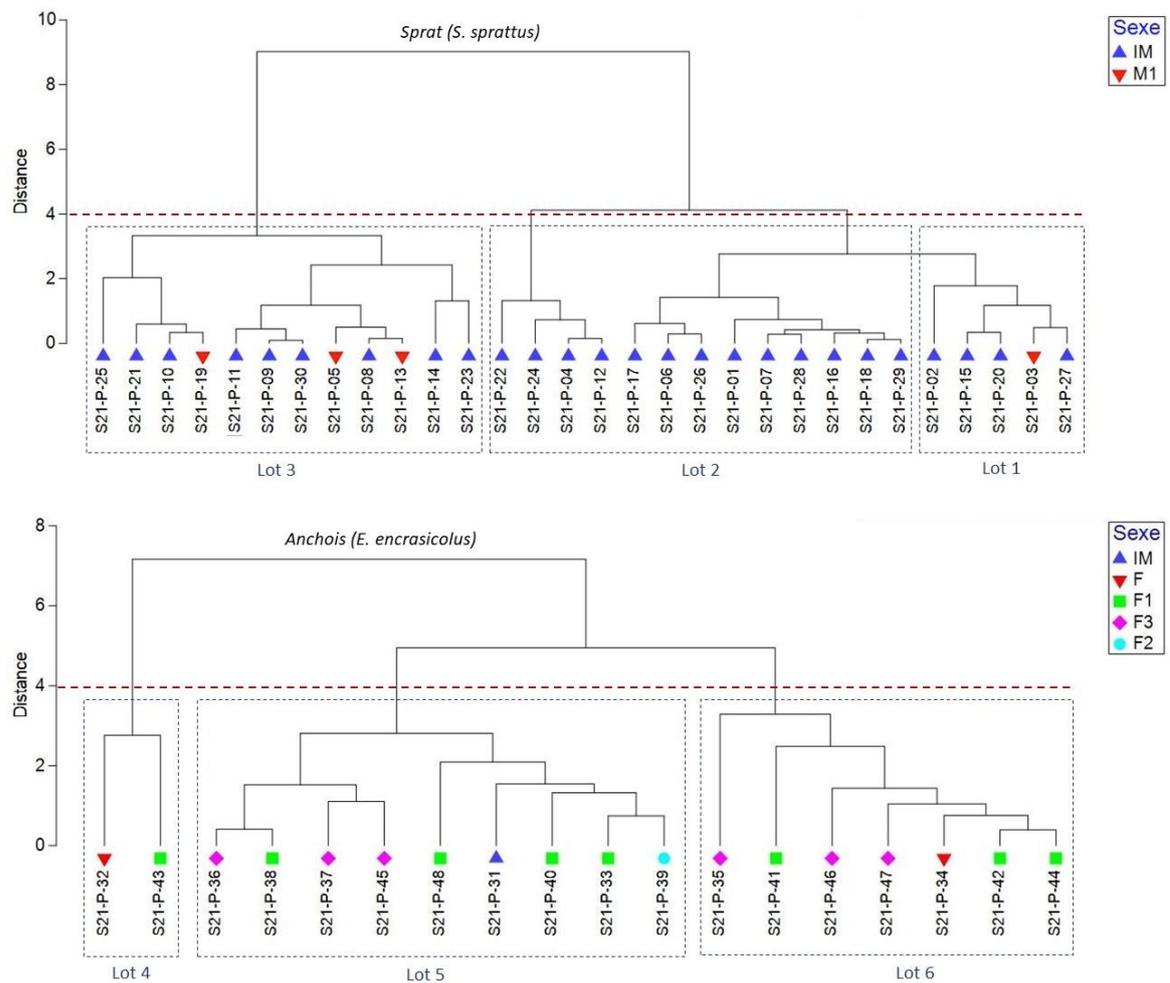
**Annexe 9.** Valeurs des paramètres d'isotopie stable obtenus pour chaque fraction échantillonnée au cours de la campagne SUCHIMED 2021 : rapport C/N, ratios isotopiques ( $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ ). Les données en gris sont données à titre indicatif.

Station	Fraction	C/N	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
HPC	>500	38,31	-19,03	1,63
	200/500	9,80	-19,89	2,00
	100/200	12,63	-19,30	1,81
	20/100	58,81	-17,80	3,20
	5/20	0,00	-18,02	2,41
	MOP	NA	-25,17	3,32
CAR	>500	6,18	-20,83	2,91
	200/500	5,24	-22,31	2,56
	100/200	5,89	-21,59	2,22
	20/100	0,00	-22,62	3,65
	5/20	14,04	-21,51	2,50
	MOP	NA	-23,84	2,45
SAN	>500	6,61	-21,83	1,87
	200/500	6,23	-21,44	2,90
	100/200	7,43	-21,53	2,65
	20/100	27,70	-19,38	2,49
CIO	>500	6,72	-22,54	1,95
	200/500	4,62	-22,92	1,32
	100/200	5,39	-22,05	1,06
	20/100	16,91	-19,63	1,76
	5/20	0,00	-22,92	2,47
	MOP	NA	-25,40	3,00
CAL	>500	15,02	-22,58	1,72
	200/500	4,53	-22,51	1,25
	100/200	4,87	-22,03	0,93
	20/100	67,58	-20,26	1,40
	MOP	NA	-25,25	3,29
MRS	>500	7,69	-20,62	2,99
	200/500	8,01	-20,12	2,42
	100/200	12,78	-19,26	2,37
	20/100	32,85	-17,87	1,55
	MOP	NA	-25,27	2,30

**Annexe 10.** Abondance relative des bactéries totales et *Synechococcus* sp. (genre phytoplanctonique majoritaire de la classe 1).



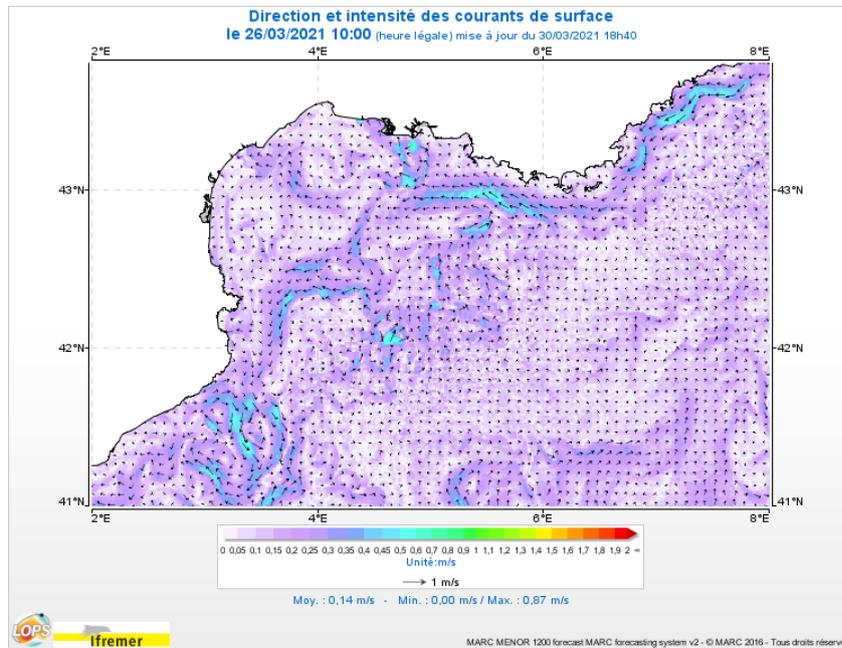
**Annexe 11.** Dendrogrammes des classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) réalisées sur les spécimens de *S. sprattus* (en haut) et *E. encrasicolus* (en bas) collectés lors de la campagne SUCHIMED 2021. Sont mentionnés la distance seuil de regroupement (barre rouge), ainsi que le sexe des individus (immature IM, mâle M ou femelle F de stades de maturité sexuelle 1 à 3).



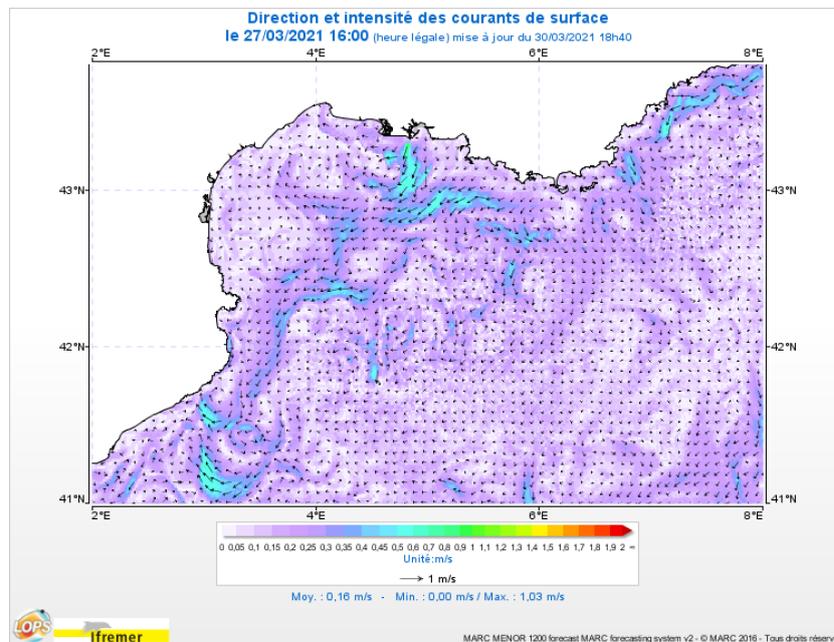
**Annexe 12.** Dynamique des courants marins de surface durant la campagne Suchimed 2021, issue de la Modélisation et Analyse pour la Recherche Côtière (MARC), <https://marc.ifremer.fr>

**Station côtières Occitanie**

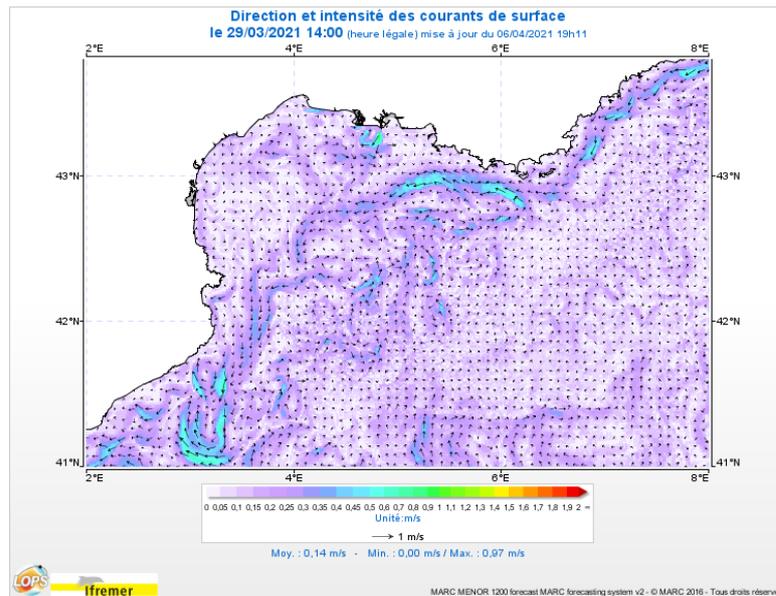
Port la Nouvelle et Port Vendres le 26.03.21 à 10h :



Agde et Frontignan le 27.03.21 à 16h :

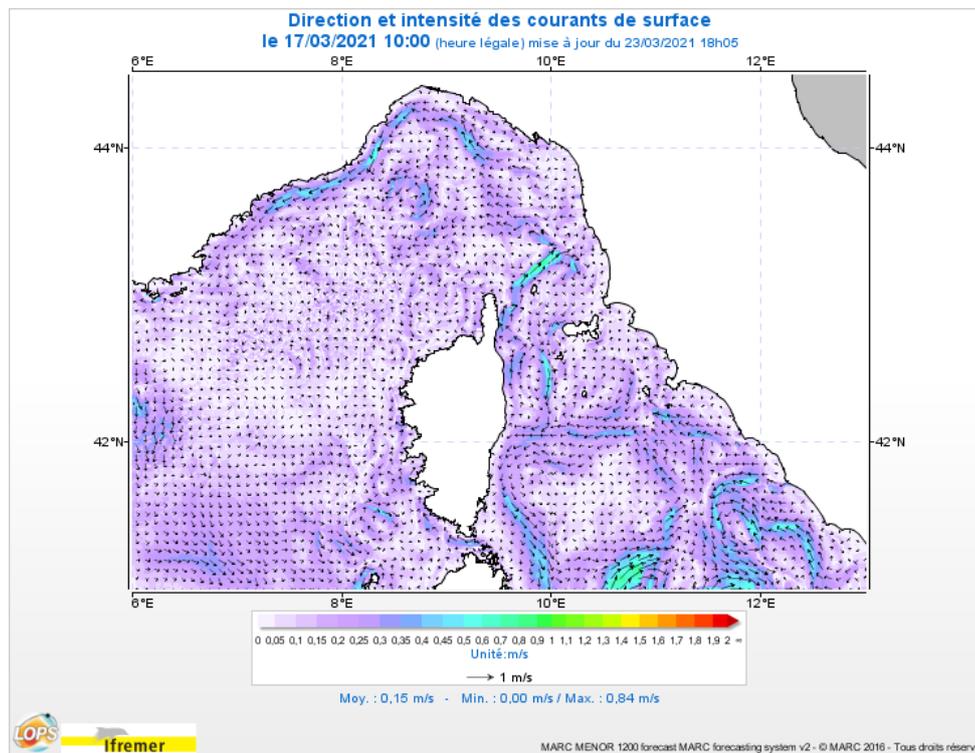


Grau du Roi et Montpellier le 29.03.21 à 14h :

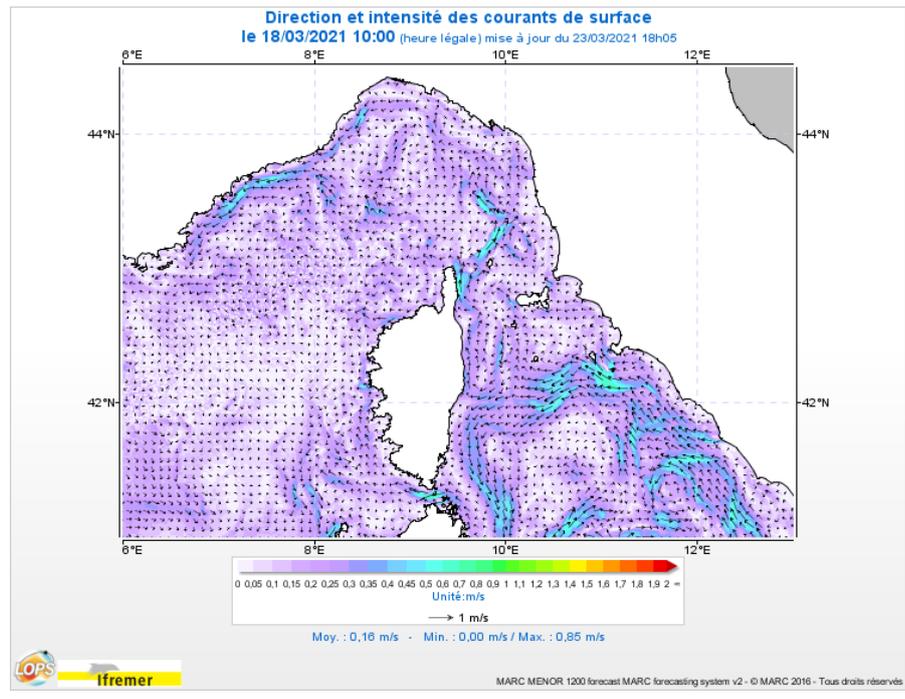


### Station côtières PACA

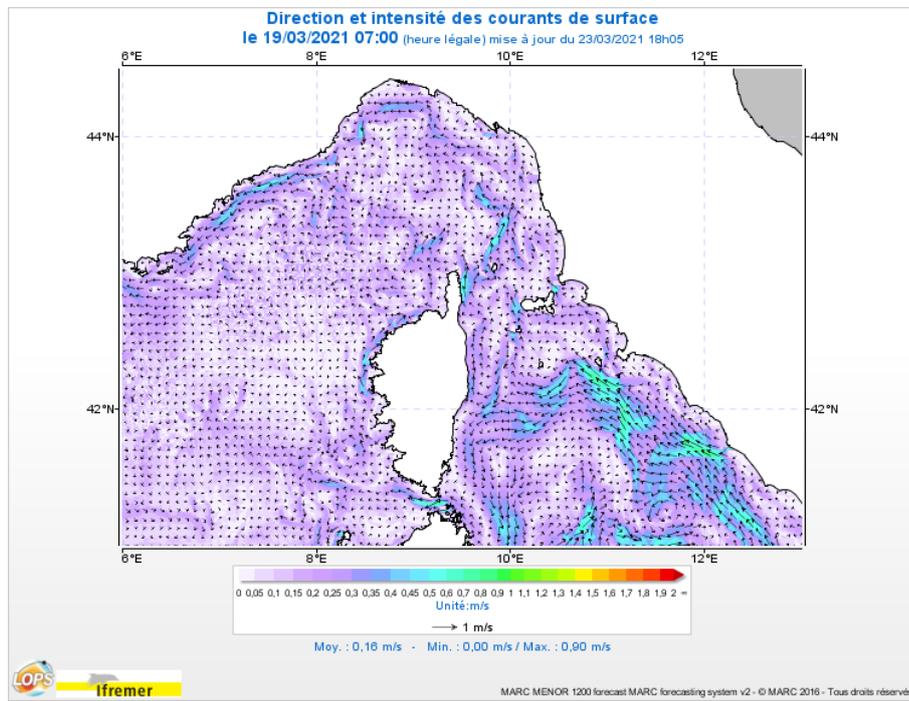
Menton, Villefranche le 17.03.21 à 10h :



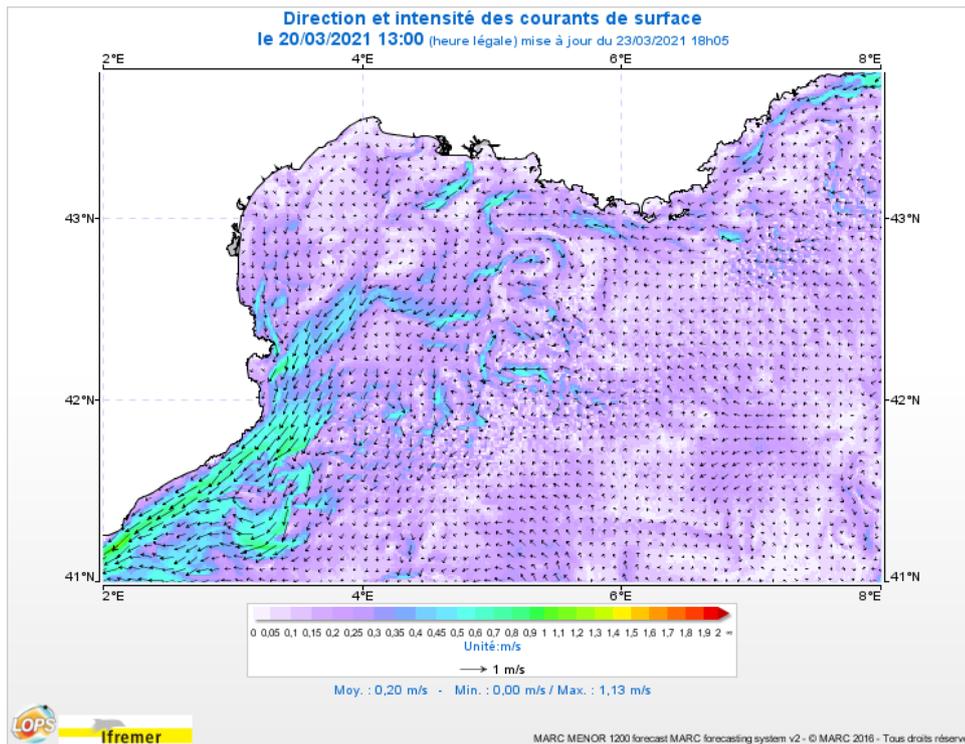
Antibes le 18.03.21 à 10h :



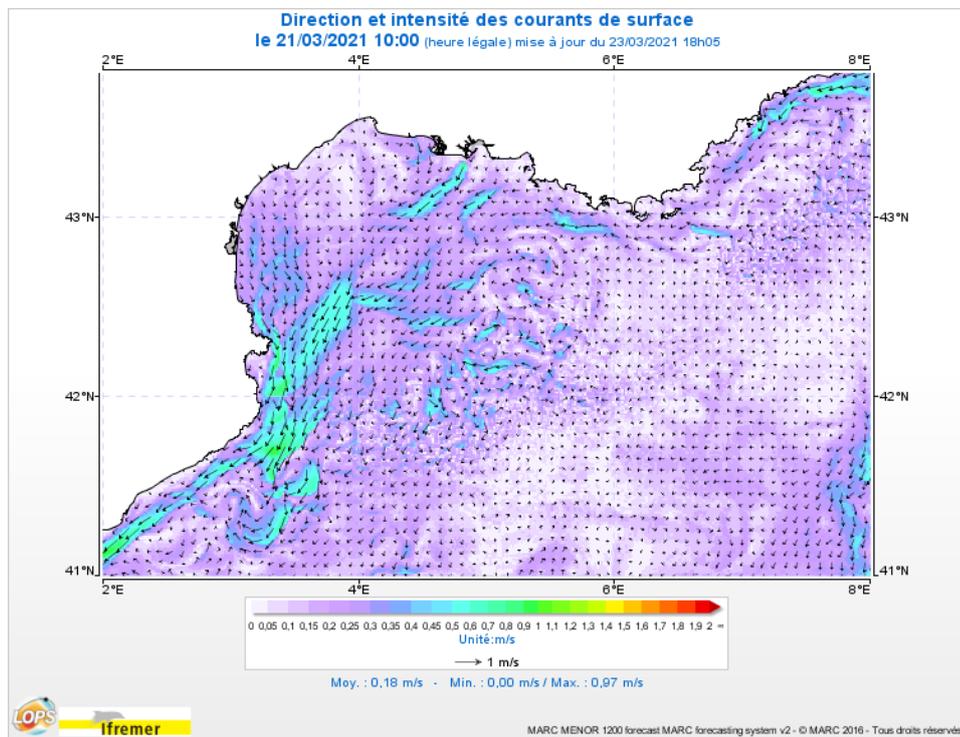
St tropez le 19.03.21 à 07h :



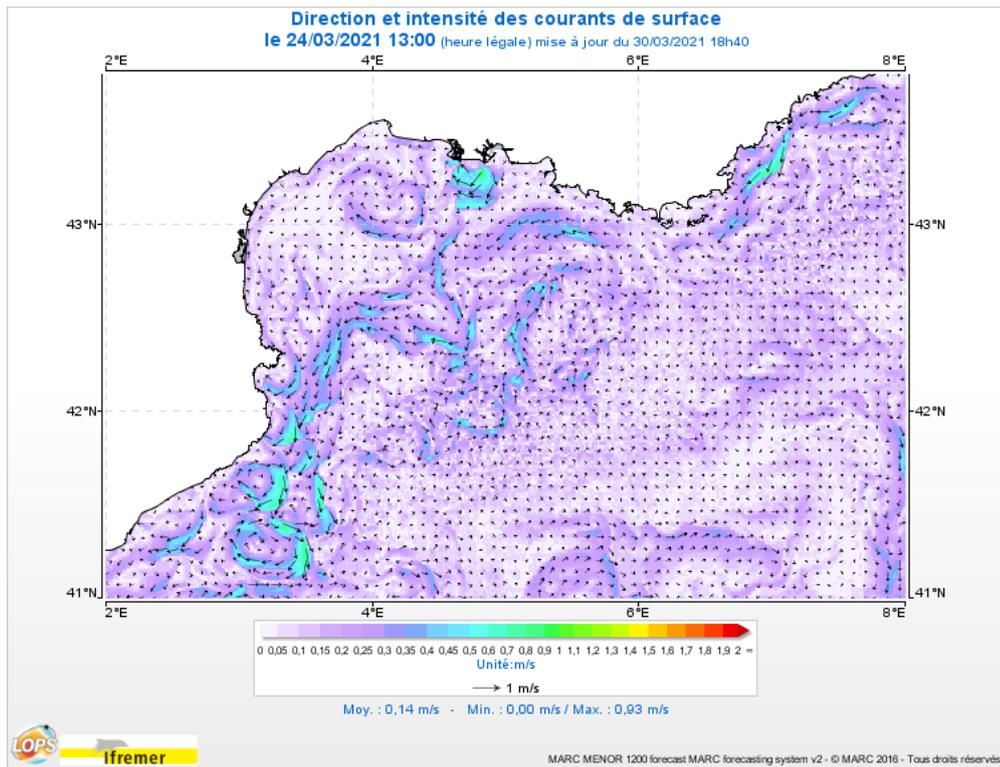
Hyères levant le 20.03.21 à 13h :



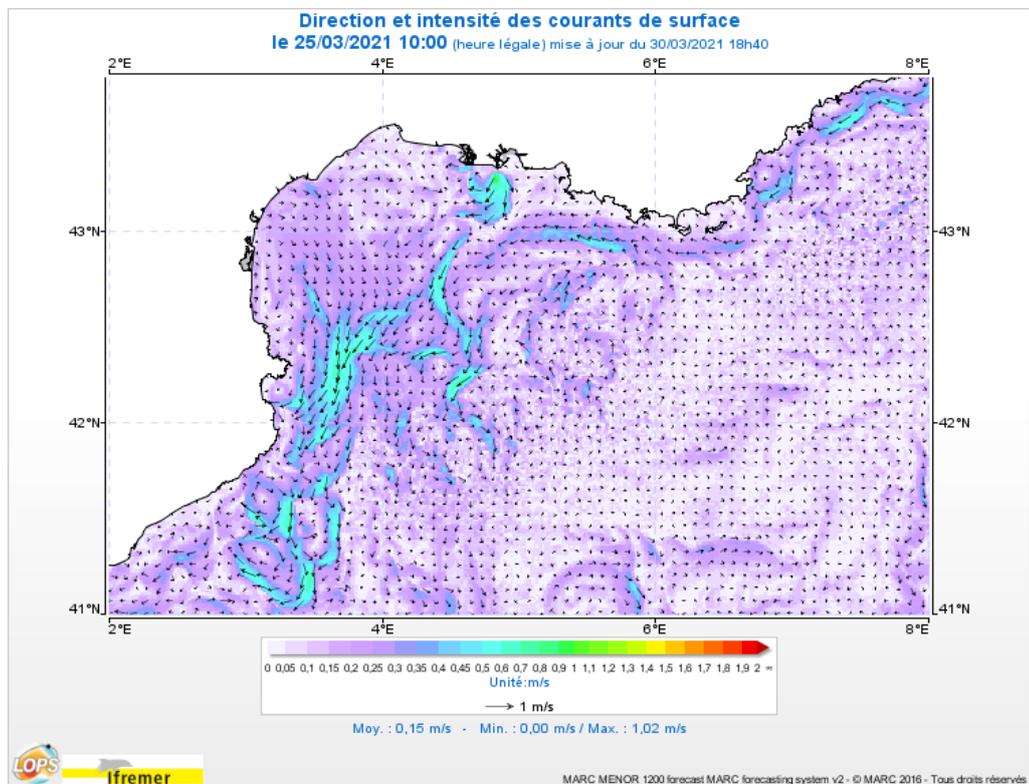
Toulon le 21.03.21 à 10h :



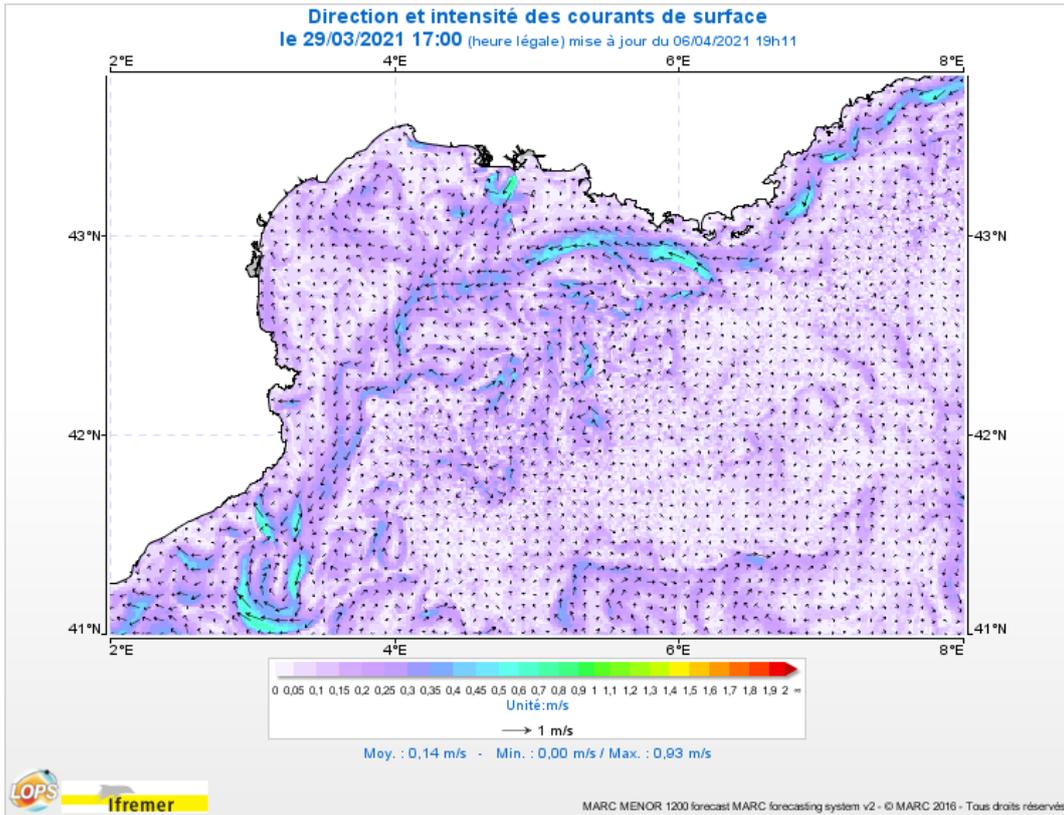
Carry et Huveaune le 24.03.21 à 13h :



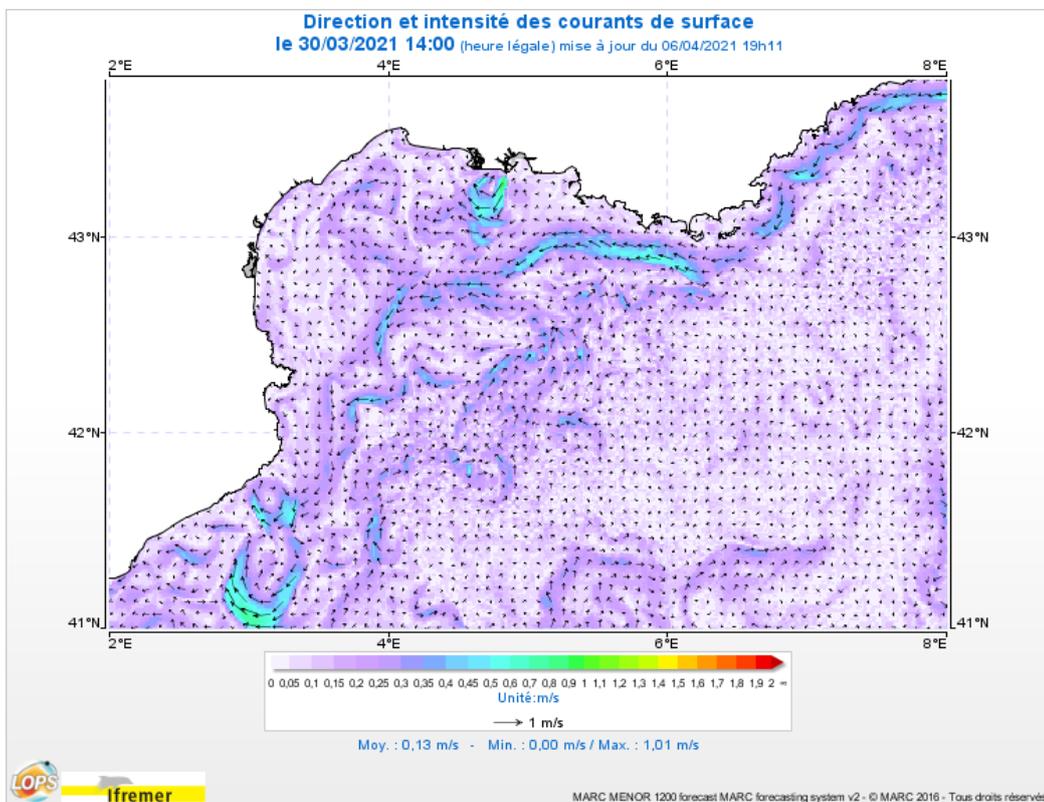
FOS le 25.03.21 à 10h :



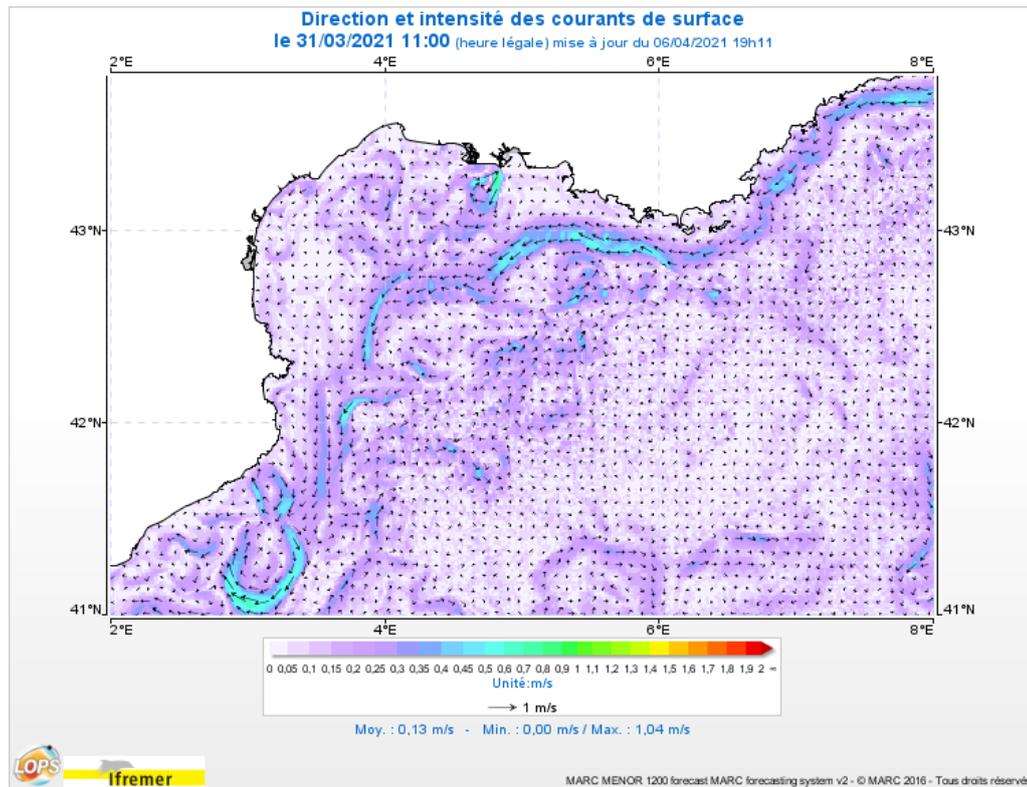
St Maries le 29.03.21 à 17h :



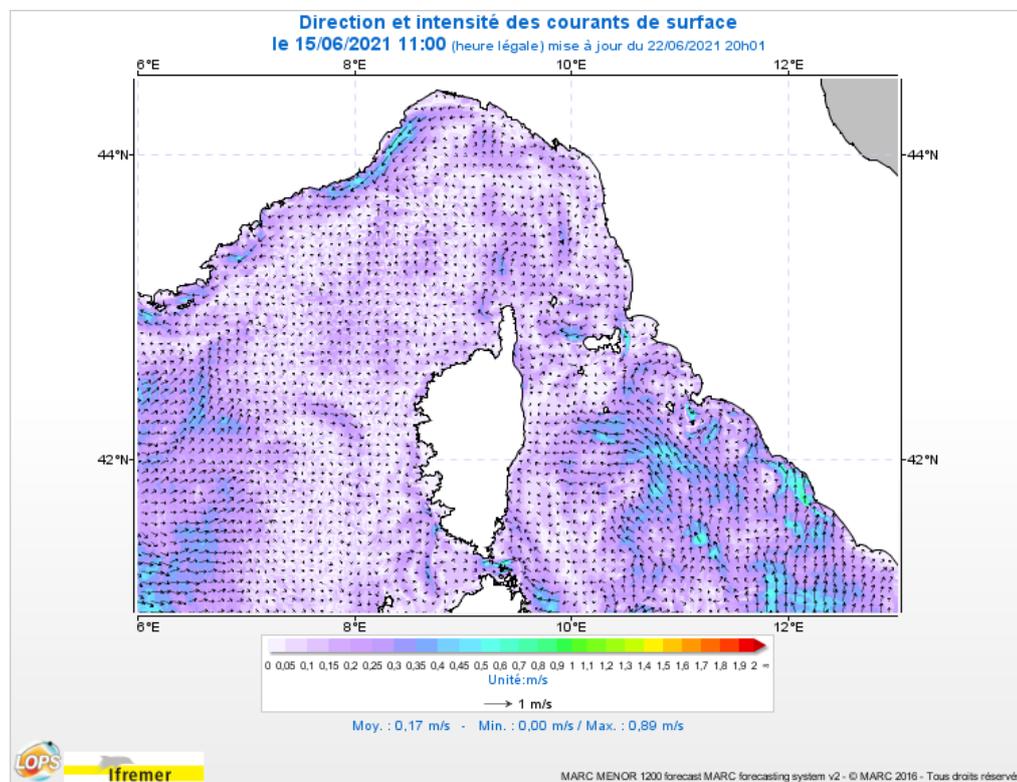
Rhône, Cortiou et Cassis le 30.03.21 à 14h :



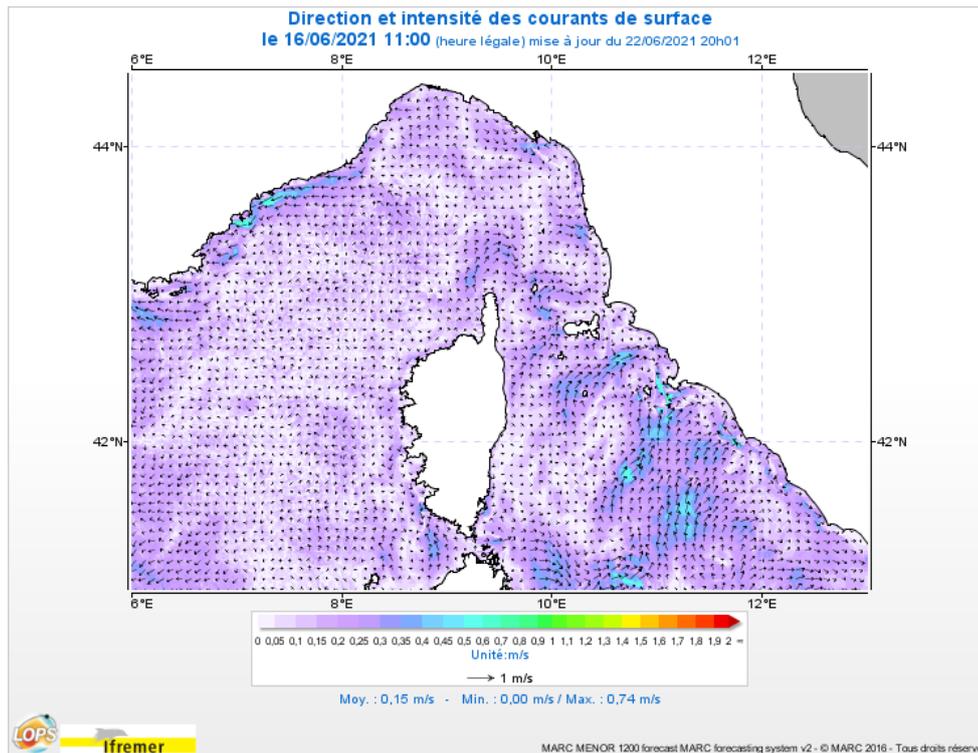
Embiez et Sicié le 31.03.21 à 11h :



Nice le 15.06.21 à 11h :

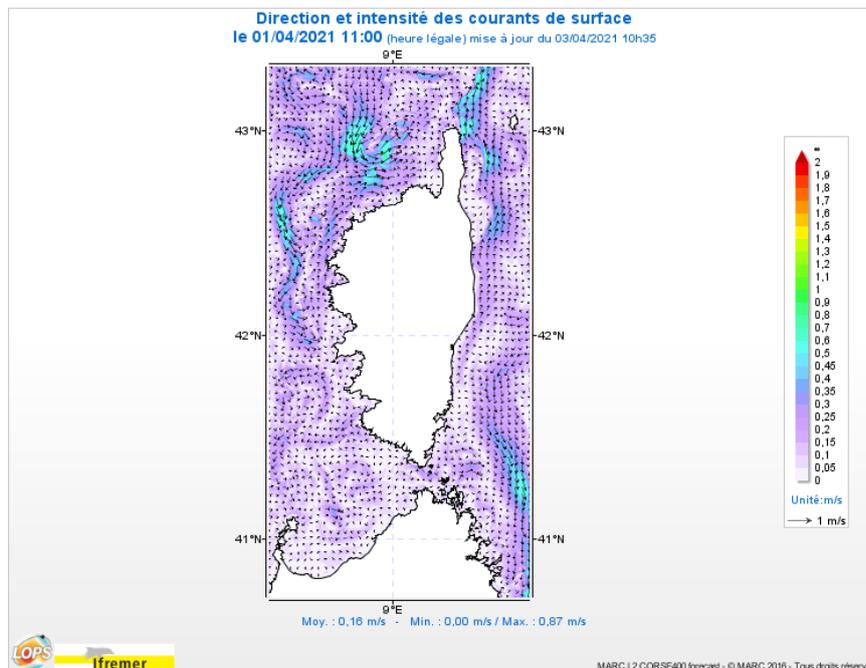


Agay le 16.06.21 à 11h :

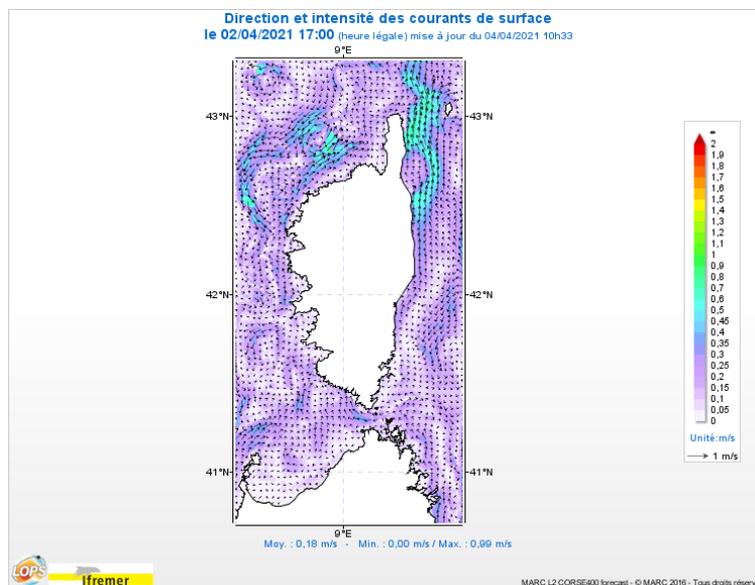


### Station côtières Corse

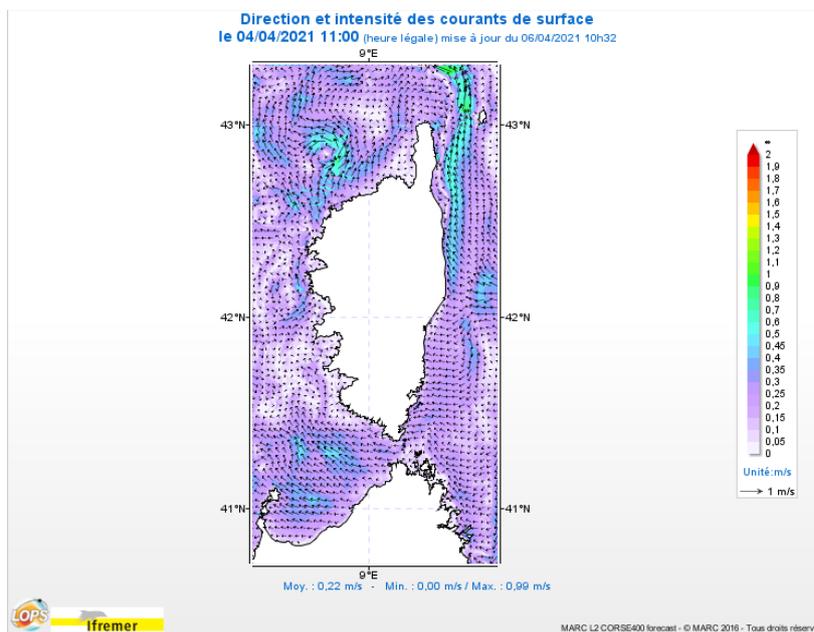
St Florent le 01.04.21 à 11h :



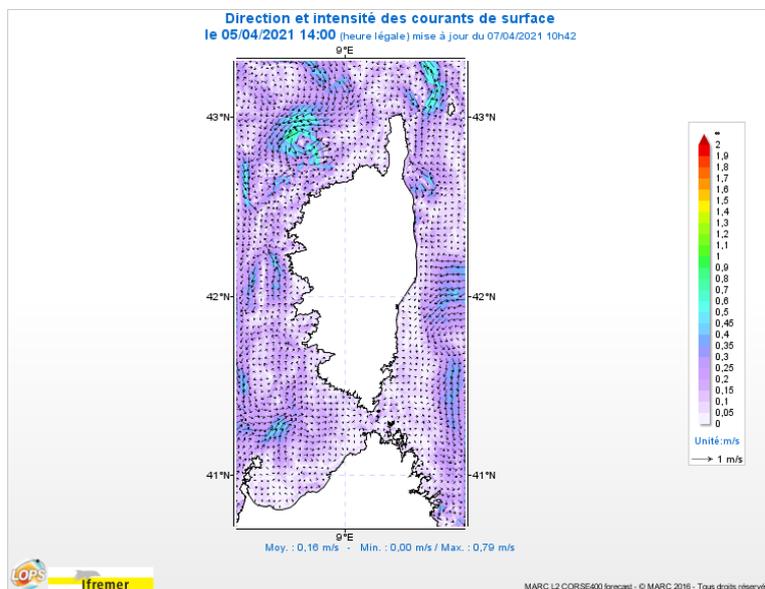
Ajaccio et Cargèse le 02.04.21 à 17h :



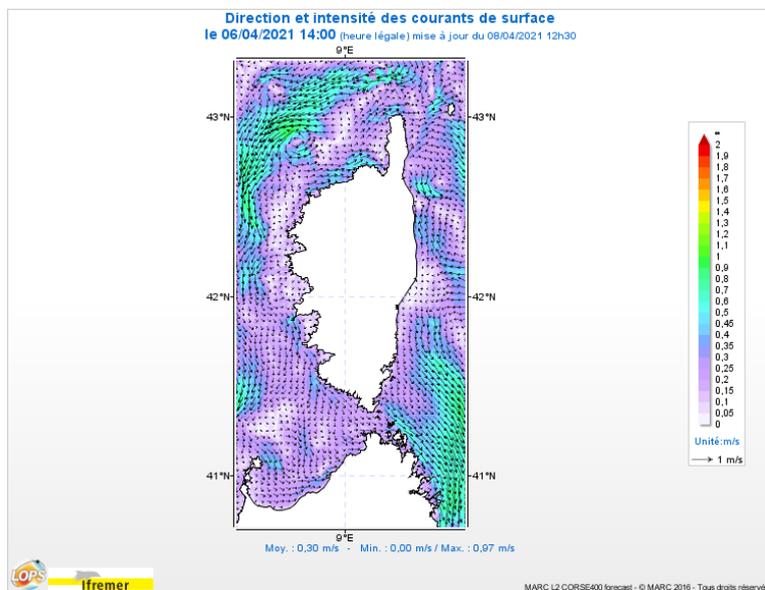
Propriano le 04.04.21 à 11h :



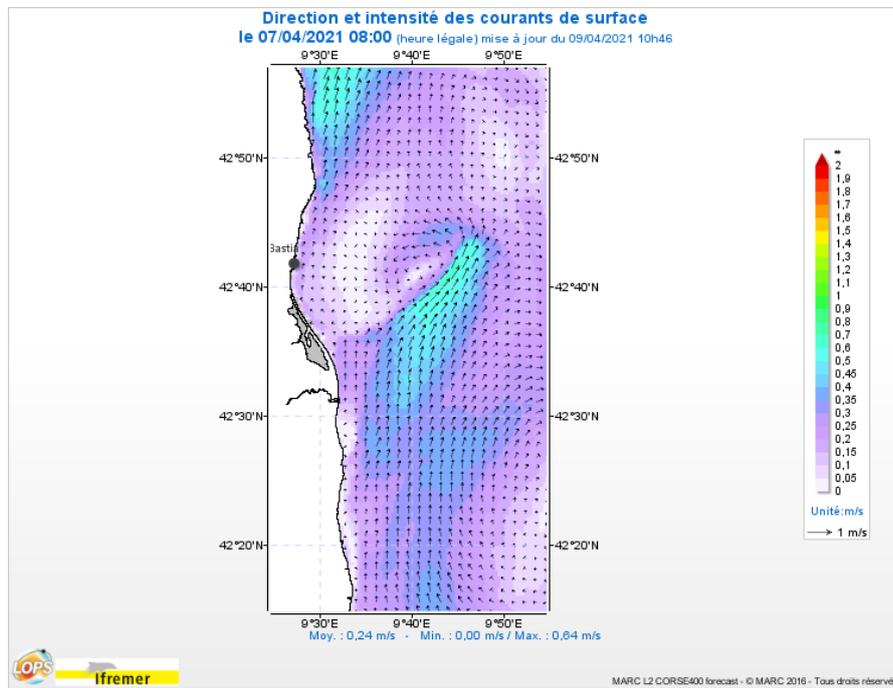
Bonifacio, Porto-Vecchio et Santa Giulia le 05.04.21 à 14h :



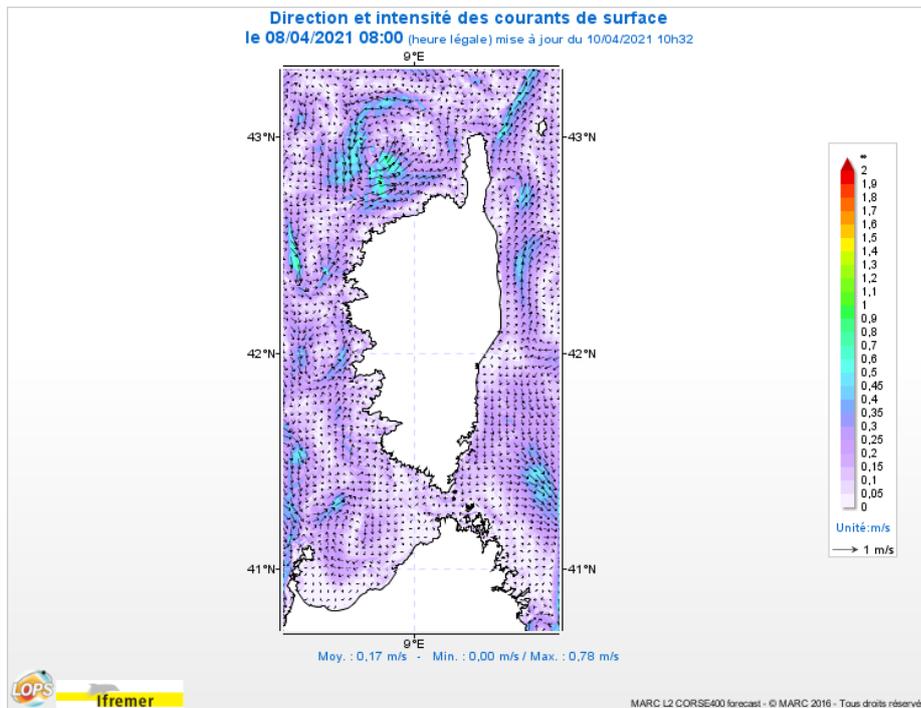
Poggio mezzana le 06.04.21 à 14h :



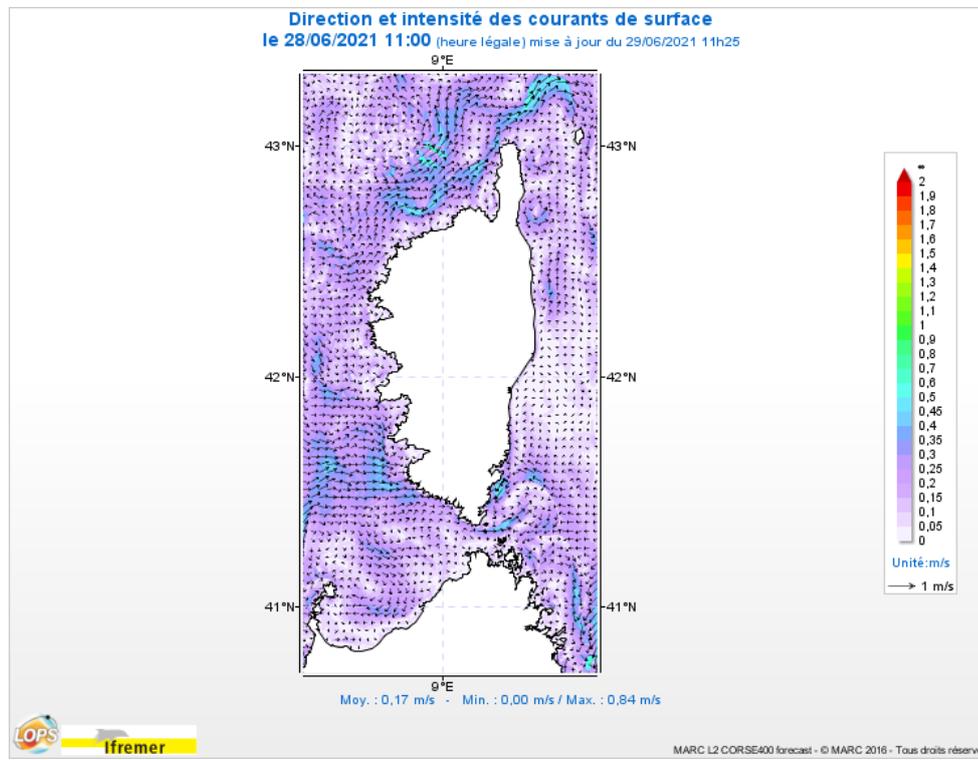
Bastia le 07.04.21 à 08h :



Rogliano le 08.04.21 à 08h :



Ile Rousse le 28.06.21 à 11h :



Figari Bruzzi le 01.07.21 à 11h :

