

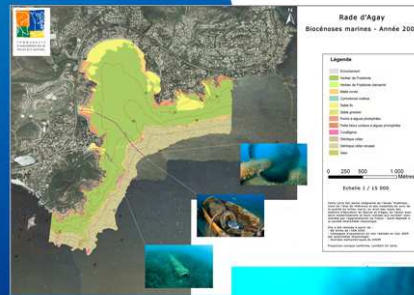


COMMUNAUTÉ
D'AGGLOMERATION DE
FREJUS • ST-RAPHAEL



Etablissement de l'état de référence et des modalités de suivi de la qualité du milieu marin

STEP du Reyran et d'Agay



Etablissement de l'état de référence et des modalités de suivi de la qualité du milieu marin, au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay, en liaison avec leurs modernisations et leurs remises aux normes

Maître d'ouvrage :

Georges GINESTA, Président de la Communauté d'Agglomération Fréjus Saint-Raphaël

Coordination :

Frédéric FERRERO

Maître d'œuvre :

ANDROMEDE OCEANOLOGIE
163, rue Auguste Broussonnet
34 090 Montpellier, France

Tel : 04. 67. 66. 32. 48. **Fax. :** 04. 67. 41. 93. 34.

E-mail : contact@andromede-ocean.com

Coordination Andromède :

DESCAMP Pierre.

Participants aux missions de terrain :

BALLESTA Laurent, DESCAMP Pierre, GUILBERT Antonin, GUILLOT Marie, HOLON Florian, RAUBY Thibault.

Traitement des données, cartographie et rédaction :

DESCAMP Pierre, GUILBERT Antonin, HOLON Florian, LABRUNE Céline (Observatoire de Banyuls sur Mer, rédaction de la partie résultats et interprétations de l'analyse des peuplements benthiques).

Mise en page des cartographies, structuration du SIG :

GUILBET Antonin, HOLON Florian

Crédit photographique :

BALLESTA Laurent, HOLON Florian, DESCAMP Pierre.

Ce document doit être cité sous la forme suivante :

ANDROMEDE OCEANOLOGIE, 2009. Etablissement de l'état de référence et des modalités de suivi de la qualité du milieu marin, au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay, en liaison avec leurs modernisations et leurs remises aux normes. Contrat Andromède Océanologie/Communauté d'Agglomération de Fréjus-Saint-Raphaël. 263p + annexes.

Table des matières

I. Introduction	7
I.1. Localisations des périmètres d'étude	7
I.2. Présentation des stations d'épuration de Fréjus-Reyran et Agay :.....	9
I.3. Présentation des émissaires du Reyran et d'Agay	12
I.4. Objectifs	12
II. Etude de la courantologie locale.....	13
II.1. Matériel et Méthode	13
II.1.1. Introduction	13
II.1.2. Suivi des panaches au moyen d'un traceur fluorescent	14
II.1.3. Suivi de la courantologie locale au moyen de drogues flottantes	16
II.2. Résultats	17
II.2.1. Climat et situation hydrodynamique générale	17
II.2.2. Résultats des études de la courantologie locale.....	20
II.3. Conclusions.....	25
III. Etude la qualité de l'eau	26
III.1. Matériel et méthodes.....	26
III.1.1. Introduction	26
III.1.2. Campagne d'échantillonnage.....	26
III.2. Resultats et interprétations	31
III.2.1. Critères d'évaluation de la qualité de l'eau	31
III.2.2. Méthode d'Interprétation des résultats	32
III.2.3. Résultats (annexe 1 et 2)	34
III.3. Conclusions.....	42
IV. Etude de la qualité du sédiment.....	43
IV.1. Matériel et Méthode.....	43
IV.1.1. Introduction	43
IV.1.2. Campagne d'échantillonnage	43
IV.2. Resultats et interpretations : qualité des sediments de la baie de frejus.....	51
IV.2.1. Caractérisations Granulométriques	51
IV.2.2. Analyses Géochimiques.....	57
IV.2.3. Comparaison avec des valeurs seuils	58
IV.2.4. Analyses physico-chimiques des sédiments	65
IV.3. Résultats et interpretations : Etude de la qualité des sédiments de la baie d'Agay	93
IV.3.1. Caractérisations Granulométriques	93
IV.3.2. Analyses Géochimiques.....	99
IV.3.3. Comparaison avec des valeurs seuils	99
IV.3.4. Analyses physico-chimiques des sédiments	100
IV.4. Conclusions	124
V. Etude de la qualité de la matière vivante	126
V.1. Matériel et méthode.....	126
V.1.1. Introduction.....	126
V.1.2. Campagne d'échantillonnage	126
V.2. Résultats et interprétations.....	131
V.2.1. Mortalité	131

V.2.2. Analyse de la contamination chimique.....	131
V.2.3. Analyse de la contamination bacteriologique.....	154
V.3. Conclusions	160
V.3. Conclusions	161
VI. Etude des peuplements benthiques	162
VI.1. Matériel et méthodes	162
VI.1.1. Introduction	162
VI.1.2. Campagne d'échantillonnage	162
VI.2. Résultats et interprétations	167
VI.2.1. Analyses multivariées	167
VI.2.2. Analyses univariées, indices biotiques.....	172
VI.3. Conclusions	176
VII. Cartographie des biocénoses marines, suivi des herbiers de posidonie et du coralligène	177
VII.1. Matériel et Méthode.....	177
VII.1.1. Cartographie des biocénoses marines	177
VII.1.2. Analyse écologique.....	190
VII.2. Résultats	202
VII.2.1. Cartographie en rade d'Agay	202
VII.2.2. Cartographie Golfe de Fréjus Saint-Raphaël et littoral de Boulouris.....	207
VII.2.3. Suivi des herbiers de posidonie.....	215
VII.2.4. Suivi du coralligène.....	230
VII.3. Conclusions	233
VIII. Synthèse générale	234
IX. Établissement des modalités de suivi de la qualité du milieu marin, au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'agay.....	240
IX.1. Préambule.....	240
IX.2. Suivi du milieu récepteur	241
IX.3. Descriptif des différentes taches du suivi.....	243
IX.3.1. Caractères généraux du suivi sur la base du guide méthodologique d'Ifremer	243
IX.3.2. Mesures complémentaires	259
IX.4. Tableau du planning prévisionnel pour un suivi sur 6 ans	262
X. ANNEXES.....	264

I . I N T R O D U C T I O N

Les stations d'épurations représentent un enjeu majeur pour les politiques territoriales. Elles doivent permettre d'accéder à un traitement efficace des eaux usées et garantir une maîtrise constante de la qualité des rejets sur les milieux récepteurs, en particulier aquatiques (salubrité et hygiène optimales des eaux de ruissellement, des nappes phréatiques et des aires marines).

Leur fonctionnement doit donc rester opérationnel et sans défaillance quels que soient les pics ou les creux d'afflux de matières, notamment ceux liés aux fluctuations démographiques saisonnières.

Pour faire face à l'accroissement très significatif de la population sur le territoire de la Communauté d'Agglomération de Fréjus Saint Raphaël (CAFSR), il a été décidé de moderniser et d'augmenter les capacités des deux principales stations d'épuration du secteur.

Ainsi, la station du Reyran doit passer d'une capacité actuelle de 166.667 EH (= Équivalent Habitants) à 346.600 EH (arrêté préfectoral du 12 novembre 2007), celle d'Agay devant évoluer de 25.000 EH à 45.967 EH (arrêté préfectoral du 12 décembre 2007). La nouvelle station d'épuration du Reyran sera mise en service au plus tard le 30 septembre 2010, celle d'Agay au plus tard le 31 décembre 2009. En accord avec la nouvelle réglementation, le contrôle de l'efficacité de ces stations d'épuration doit être prolongé jusqu'au droit des rejets des émissaires.

I . 1 . L O C A L I S A T I O N S D E S P E R I M E T R E S D ' E T U D E

Les zones d'étude s'étalent à partir de la frange côtière (Nord) en direction du large (Sud). Les limites Est et Ouest sont perpendiculaires à la côte.

Pour les émissaires principaux, la localisation des points d'échantillonnage et de mesure est propre à chaque indicateur retenu. Les sites choisis sont représentatifs pour un suivi ultérieur au regard :

- de l'intérêt biologique des milieux (localisation des herbiers, présence de moules, présence d'oursins),
- de l'existence et de l'éloignement par rapport aux usages vulnérables (baignade en particulier),
- des conditions locales de diffusion des effluents depuis l'émissaire selon les connaissances présentes des courants.

Pour les émissaires secondaires, compte tenu de la faible fréquence des rejets (uniquement lors de déversements possibles en période pluvieuse), la typologie du guide méthodologique de l'IFREMER définissant le protocole de surveillance ne sera pas utilisée. L'état de référence sera, en conséquence, plus léger et adapté au contexte. Les prélèvements de sédiments et des peuplements benthiques sont réalisés aux abords proches des émissaires. Aucune mesure de la qualité des eaux n'est prévue ; en effet, en raison du fonctionnement uniquement en période pluvieuse (surverses), les relevés en dehors de ces périodes ne seraient pas significatifs. De même, il n'y a pas de mesure spécifique à la matière vivante ni aux herbiers ; les stations retenues pour les émissaires principaux peuvent être considérées comme significatives et représentatives, également pour les émissaires secondaires.

Les périmètres d'étude s'établissent comme suit :

- Pour l'émissaire du Reyran : La zone est incluse dans le golfe de Fréjus. La limite Est correspond à la limite Est de la zone NATURA 2000 du site « embouchure de l'Argens » (ce site est répertorié par ailleurs en ZNIEFF zone marine type 2 n° 83- 027-000) (figure 1 et 2). La limite à l'Ouest est matérialisée par l'implantation de l'émissaire d'eaux usées de Balzac (St Aygulf). La limite Sud est positionnée sur la courbe bathymétrique -60m (figure 4).

- En ce qui concerne la station d'Agay : La zone est axée sur la baie d'Agay qu'elle englobe dans sa totalité. La limite Est inclut la calanque des Anglais. A l'Ouest, elle comprend la zone côtière du Cap Dramont. La limite Sud est, là encore, positionnée sur la courbe bathymétrique -60m (figure 3). L'ensemble de la zone est inscrite dans le projet d'extension (pSIC) du périmètre maritime du site Natura 2000 « Estérel ». Ce site est répertorié par ailleurs en ZNIEFF zone marine type 2 n° 83-026-000 et la partie du Cap Dramont est répertoriée en ZNIEFF zone marine type 1 n° 83- 026-020 (figure 1 et 2).

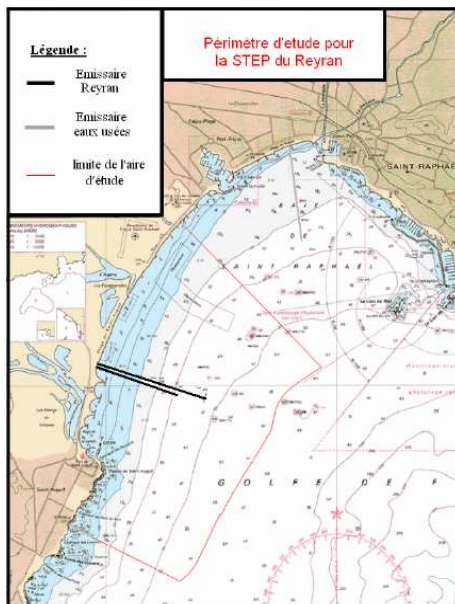


Figure 4 : Périmètre d'étude pour la STEP du Reyran.

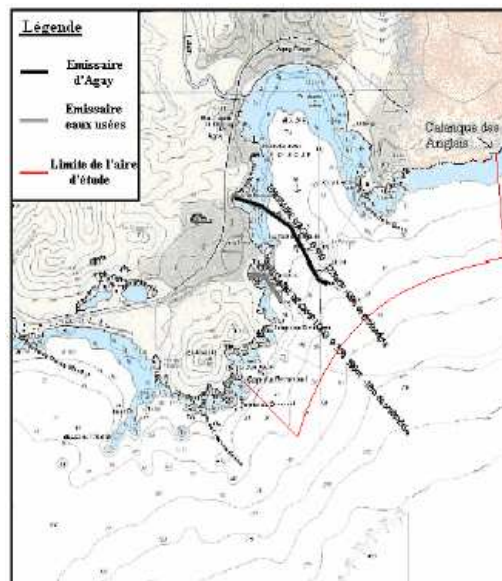


Figure 3 : Périmètre d'étude pour la STEP d'Agay.

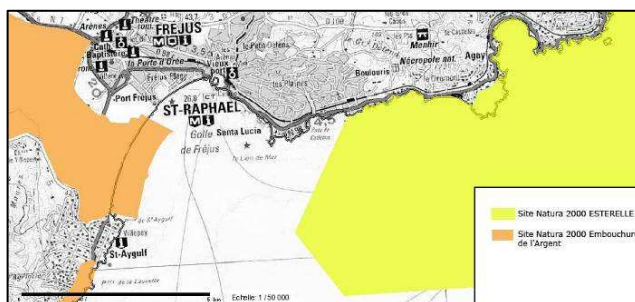


Figure 2 : Sites Natura 2000.

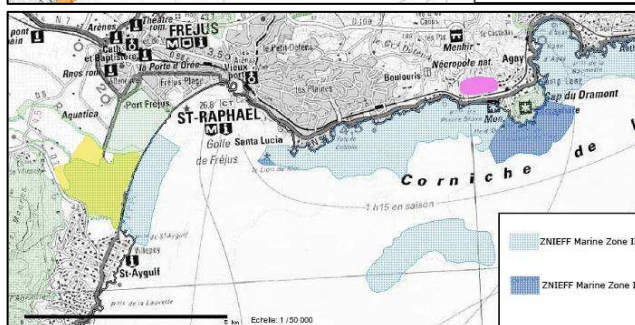


Figure 1 : ZNIEFF

**I . 2 . P R E S E N T A T I O N D E S S T A T I O N S D ' E P U R A T I O N D E
F R E J U S - R E Y R A N E T A G A Y :**

Station de Fréjus – Reyran :

STATION FRÉJUS - REYRAN	
Capacité	167000 Equivalent Habitants
Milieu récepteur	Mer
TRAITEMENTS APPLIQUES A L'EAU	
EAUX USÉES	Filière spécifique
	Physico-chimique
	Prétraitements physiques
TRAITEMENTS APPLIQUES AUX SOUS-PRODUITS	
BOUES	Décharge
	Déshydratation mécanique
	épaississement
GRAISSES	Décharge
	gouttage
SABLES	Décharge
	Lavage
REFUS DE DÉGRILLAGE	Décharge
	gouttage

Tableau 1 : Informations générales sur la station d'épuration de Fréjus-Reyran.

Sources : Agence de l'eau.



Figure 6 : localisation de la STEP de Fréjus-Reyran.

Une extension de la station de Reyran s'avère opportune pour augmenter la capacité à recevoir les effluents collectifs de demain. Une augmentation de la capacité de 160000 à 350000 EH (équivalent par habitant) est ainsi programmée. Ainsi redimensionnée d'un deuxième bâtiment, l'installation pourra accueillir la charge hebdomadaire maximale envisagée pour les années à venir (anticipation jusqu'en 2025).

La station sera réaménagée afin de prendre en compte également une meilleure qualité d'abattement de la pollution par la mise en œuvre d'un traitement biologique.

Jusqu'à présent, le dispositif était uniquement physico-chimique, basé sur l'injection de produits alourdisant la boue polluée. Après déshuilage et désensablage, les particules en suspension s'agglomèrent grâce au chlorure ferrique. La floculation piège la boue au fond des bassins. Récupérée, elle part en déchetterie tandis que l'eau plus propre et liquide est rejetée en mer, par un les émissaires du Reyran. Cette méthode physico-chimique sera améliorée pour fonctionner avec plus d'efficacité et des modules de bassins vont être construits pour recevoir l'installation biologique complémentaire. Cette installation va être mise en connexion au surpresseur de l'émissaire.

Station d'Agay :

STATION SAINT-RAPHAËL - AGAY	
Capacité	25000 Equivalent Habitants
Milieu récepteur	MER
TRAITEMENTS APPLIQUES A L'EAU	
Eaux usées	Filière spécifique
	Physico-chimique
	Prétraitements physiques
TRAITEMENTS APPLIQUES AUX SOUS-PRODUITS	
BOUES	Déshydratation mécanique
	paississement
GRAISSES	Traitement hors site
	gouttage
SABLES	Décharge
	Lavage
	gouttage
REFUS DE DÉGRILLAGE	Décharge

Tableau 2 : Informations générales sur la station d'épuration d'Agay.

Sources : Agence de l'eau

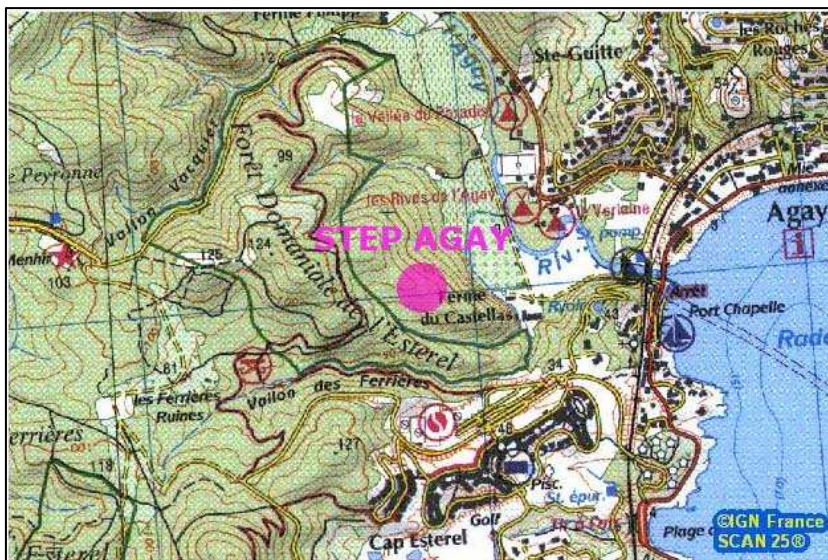


Figure 7 : localisation de la STEP d'Agay.

Un nouveau système d'assainissement performant, répondant aux dernières normes écologiques en vigueur, va bientôt doter la station d'épuration d'Agay, créée en 1982, agrandie une première fois en 1997.

Filtrant les eaux usées du bassin-versant de Valescure, Anthéor, le Dramont, Agay, cette station située au pied de la colline de Cap Estérel doit répondre aux besoins des nouveaux lotissements mais aussi aux contraintes du terrain rocheux et pentu, au trop faible pouvoir absorbant, inapproprié aux fosses sceptiques. À terme, toutes les propriétés devront donc obligatoirement être raccordées à l'assainissement public.

Une extension de la station s'avère opportune pour augmenter la capacité à recevoir les effluents collectifs de demain. Une augmentation de la capacité de 25 000 à 46 000 EH (équivalent par habitant) va accroître la superficie de la station (actuellement de 4 852 m²) de 1 000 à 1 500 m² supplémentaires. Ainsi redimensionnée d'un deuxième bâtiment, l'installation pourra accueillir la charge hebdomadaire maximale envisagée pour les années à venir (anticipation jusqu'en 2025).

La station sera réaménagée afin de prendre en compte également une meilleure qualité d'abattement de la pollution par la mise en œuvre d'un traitement biologique.

Jusqu'à présent, le dispositif était uniquement physico-chimique, basé sur l'injection de produits alourdisant la boue polluée. Après déshuilage et désensablage, les particules en suspension s'agglomèrent grâce au chlorure ferrique. La floculation piège la boue au fond des bassins. Récupérée, elle part en déchetterie tandis que l'eau plus propre et liquide est rejetée en mer, par un l'émissaire d'Agay à 1,3 km des côtes et à une profondeur de 55 m. Cette méthode physico-chimique sera améliorée pour fonctionner avec plus d'efficacité et des modules de bassins vont être construits pour recevoir l'installation biologique complémentaire. L'eau traitée physico-chimiquement, sera propulsée et aérée dans une biolite (un tamis actif) qui va être une nouvelle étape de fixation de la pollution. L'épuration sera affinée pour rendre l'eau la plus dépolluée possible.

Emissaire du Reyran 1 :

Les eaux traitées issues de la station d'épuration sont rejetées en mer dans le golfe de Fréjus au moyen de 2 émissaires :

- Emissaire 1 (le plus ancien) : 700 mm de diamètre, fabriqué en PEHD ; longueur 1000 m environ (section immergée) ; profondeur du débouché -31 m ; équipé de diffuseurs à son extrémité.
- Emissaire 2 : 900 mm de diamètre, fabriqué en acier ; longueur : 1300 m (section immergée) ; profondeur du débouché -41 m ; équipé de diffuseurs à son extrémité.

Emissaire d'Agay :

Les eaux traitées issues de la station d'épuration sont rejetées en mer au moyen d'un émissaire de rejet présentant les caractéristiques suivantes : 400 mm de diamètre, 1300 m de longueur (section immergée) ; profondeur de l'extrémité : -55 m ; canalisation en acier, équipée de diffuseurs dans sa partie terminale.

I . 4 . O B J E C T I F S

L'objectif du présent marché est donc de se mettre en conformité avec les impératifs réglementaires, de façon concomitante pour les deux stations d'épuration. Les opérations qui en résultent s'inscrivent dans le cadre plus large des exigences liées à la surveillance globale des impacts des rejets urbains qui doit être effectuée en mer.

Du fait de la grande similitude des problématiques abordées, les marchés potentiels relatifs aux deux sites concernés par les émissaires des stations d'assainissement du Reyran et d'Agay, sont regroupés au sein d'une seule étude.

La présente étude consiste en la réalisation d'une première campagne de mesure de différents paramètres représentatifs de la qualité du milieu marin au droit des exutoires en mer des émissaires respectifs des 2 stations d'épuration (STEP du Reyran et STEP d'Agay) de la Communauté d'agglomération de Fréjus – Saint Raphaël. Les investigations qui en découlent ont pour objectif d'aboutir à la caractérisation d'un état de référence initial (état zéro) et à l'établissement des modalités pour un suivi ultérieur de la qualité du milieu marin.

Cette campagne est initiée à la veille de la réalisation des améliorations qui seront apportées au traitement des eaux usées par les deux STEP intercommunales. Les résultats obtenus permettront, en conséquence, de disposer d'une image de l'état des milieux qui sont déjà sous l'influence des stations d'épuration de la CAFSR, depuis 1983 pour la STEP du Reyran et depuis 1983 pour celle d'Agay et ainsi, de pouvoir apprécier l'efficacité des traitements réalisés depuis ces dates.

II. ETUDE DE LA COURANTOLOGIE LOCALE

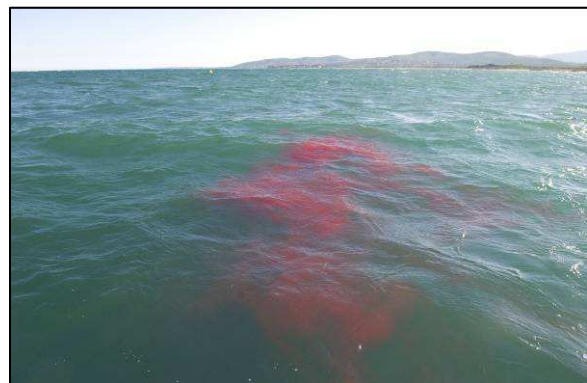
II.1. MATERIEL ET METHODE

II.1.1. INTRODUCTION

Une étude de la courantologie aux niveaux des débouchés des émissaires du Reyran et d'Agay a été réalisée en deux étapes afin d'évaluer les modalités de dispersion des rejets d'eaux usées en mer.

La première méthodologie mise en place a consisté en un relargage de colorant au niveau de la station d'épuration. Cette expérimentation permet d'intégrer globalement les diverses fluctuations de la masse d'eau au cours du temps et plus particulièrement la courantologie générale qui ne peut être connue au travers d'une mesure ponctuelle par courantographe.

La seconde méthode mise en place pour le suivi de la courantologie au niveau des rejets des émissaires du Reyran et d'Agay, a été l'utilisation de drogues flottantes. Cette technique permet de déterminer les caractéristiques des courants de surface et de sub-surface.



II.1.2. SUIVI DES PANACHES AU MOYEN D'UN TRACEUR FLUORESCENT

II.1.2.1. TYPE DE TRACEUR

Le colorant utilisé pour cette étude est la rhodamine WT. Les rhodamines sont issues d'une famille de composés organiques hétérotricycliques fluorescents basés sur la fluorone. Elles sont souvent utilisées comme colorant traceur dans l'eau pour déterminer les volumes, débits et directions d'écoulement et de transport. Leur détection dans l'eau est réalisée avec des instruments appelés fluorimètres.

La Rhodamine WT est un traceur polyvalent que l'on peut facilement mesurer in situ à très faible concentration (en parties par billion) par fluorimètre. Les informations disponibles sur la toxicité de ce produit laissent présager que le produit, utilisé à faible concentration, n'est pas dangereux pour l'environnement marin. En effet, aucune écotoxicité n'a été relevée à partir des tests réalisés sur les poissons et les daphnies.

II.1.2.2. RELARGAGE DU COLORANT

Le relargage du colorant a été réalisé manuellement par un analyste d'Andromède. 20 kg de rhodamine WT ont été versés aux niveaux des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

II.1.2.3. MESURES DE LA DISPERSION EN MER DES REJETS DES ÉMISSAIRES

Deux embarcations ont été nécessaires pour ce suivi. L'une positionnée au niveau du débouché des émissaires du Reyran et l'autre au niveau du débouché de l'émissaire d'Agay. Chacune des deux embarcations était munie d'un fluorimètre précis et très sensible aux variations de concentration des eaux en rhodamine (Minitracka Rhodamine Fluorimeter) (figure 8).

Une fois le colorant détecté aux niveaux des débouchés, un maximum de point ont été mesurés autour des émissaires afin d'évaluer les modalités de dispersion des eaux usées du Reyran et d'Agay.

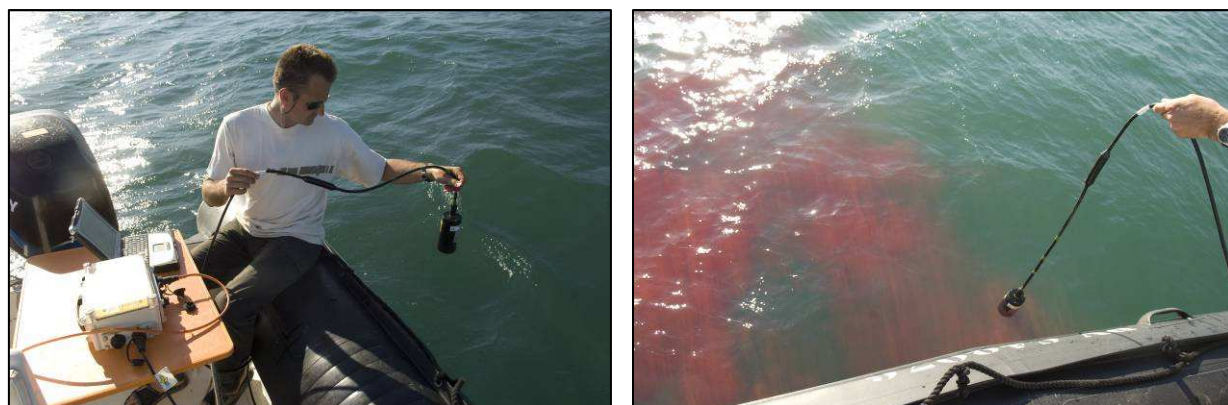


Figure 8 : Mesure de la dispersion en mer de la rhodamine WT à l'aide de la sonde Minitracka.

Parallèlement à cette opération, un ULM « safari » a été mobilisé pour évaluer visuellement la dispersion du colorant en mer (figure 9). Des photos aériennes ont été réalisées toutes les 20 minutes sur chaque site.



Figure 9 : ULM safari utilisé pour les prises de vue aériennes.

Les relevés réalisés au cours de cette opération n'ont pas été concluants car ils n'ont pas permis de définir avec précision les modalités de dispersion des eaux usées du Reyran et d'Agay en mer. Une seconde méthodologie a donc été mise en place pour pallier aux difficultés rencontrées précédemment. Cette nouvelle opération a consisté en l'utilisation de drogues flottantes.

II.1.3. SUIVI DE LA COURANTOLOGIE LOCALE AU MOYEN DE DROGUES FLOTTANTES

II.1.3.1. LARGAGE DES DROGUES FLOTTANTES

Trois flotteurs (drogues flottantes) constitués de croisillons perpendiculaires – 2 lames de PVC de dimension 60 cm de large pour 10 cm de haut – suspendus par des ficelles fines sous des flotteurs à peine émergeant en surface (plaques de polystyrène) ont été lâchés à 9h00, à la verticale des rejets des émissaires du Reyran et d'Agay, et ont dérivés librement dans le courant pendant 4h.

Afin de déterminer les caractéristiques des courants de surface et sub-surface, 3 profondeurs de croisillon ont été utilisées : -1 m, -3 m et -6 m.

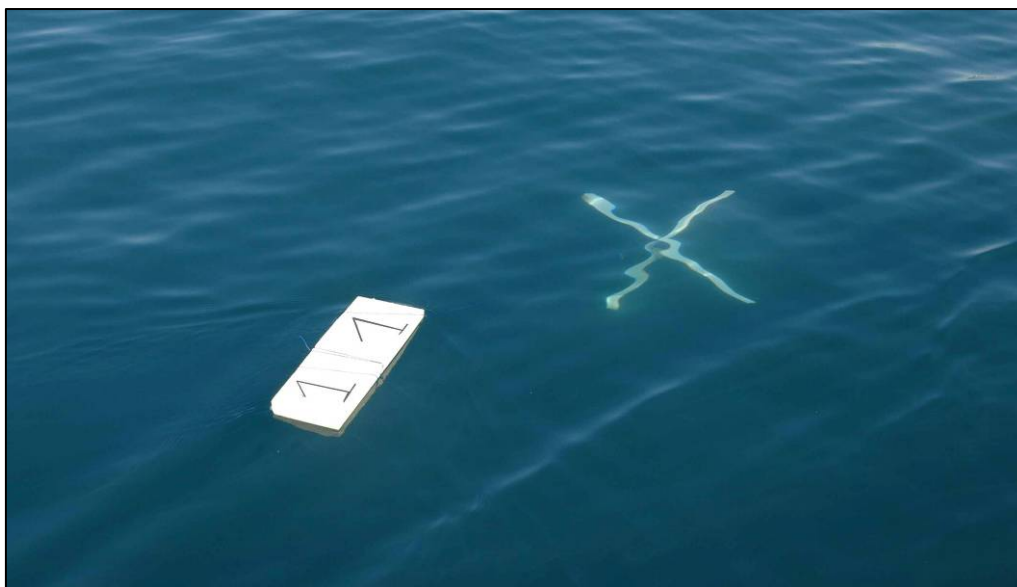


Figure 10 : Drogue flottante à la dérive, entraînée par un courant de subsurface (-1 m).

II.1.3.2. MESURES DE LA DISPERSION EN MER DES REJETS DES EMISSAIRES

Le positionnement de chacun des flotteurs a été réalisé à l'aide d'un GPS à un intervalle de temps de 15 minutes. L'intensité et l'orientation du vent ont été enregistrées à l'aide d'un anémomètre fixé sur le mat du bateau. Le suivi a été réalisé de 9h00 à 13h.

II.2. RESULTATS

II.2.1. CLIMAT ET SITUATION HYDRODYNAMIQUE GENERALE

II.2.1.1. TEMPERATURE, ENSOLEILLEMENT ET PRECIPITATIONS

Fréjus, Saint-Raphaël et Agay bénéficient d'un climat méditerranéen aux étés chauds et secs et aux hivers doux et humides. En moyenne annuelle, la température s'établit à 14,4 °C avec une moyenne maximale de 19,6 °C et une minimale de 9,1 °C. Les températures nominales maximales et minimales relevées sont de 28 °C en juillet-août et 3 °C en décembre et janvier, valeur douce grâce à la présence de la Méditerranée. L'ensoleillement record s'établit à 2 748 heures par an avec une pointe à 355 heures en août. Autre valeur importante, caractéristique du climat méditerranéen, les précipitations totalisent 823 millimètres sur l'année, très inégalement réparties avec moins de quinze millimètres en juillet et plus de 115 millimètres en octobre.

II.2.1.2. VENT

L'analyse bibliographique permet de dresser un bilan météorologique général des vents autour de saint Raphaël.

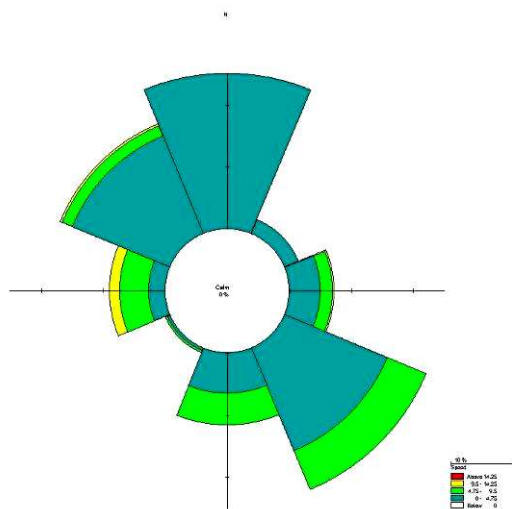
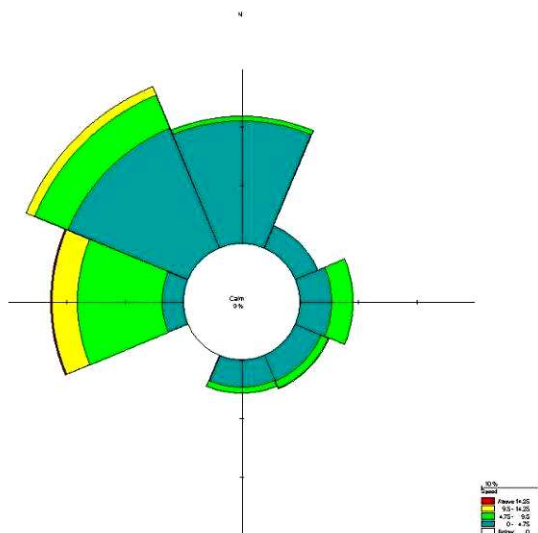


Figure 11 : Rose des vents à Saint-Raphaël : fréquence moyenne des vents durant l'été.

Durant l'été on observe un régime de brise qui alterne brise de terre NW canalisés par la vallée de l'Argens (nuit) et brise de mer SE (jour).



Durant l'hiver, le vent dominant souffle du NW (61%) canalisés par la vallée de l'Argens avec une vitesse moyenne de 4m/s.

Figure 12 : Rose des vents à Saint-Raphaël : fréquence moyenne des vents durant l'hiver.

II.2.1.3. LA HOULE

La houle, paramètre essentiel de l'agitation, permet d'appréhender les paramètres tels que la période et la hauteur. Dans le Var, le houlographe omnidirectionnel est situé au large de Porquerolles (42°58.00'N / 06°12.29'E) mouillé sur un fond de 96 m.

Les données fournies par le CANDHIS nous renseignent sur les périodes et hauteurs de houle durant la période comprise entre 1992 et 2009.

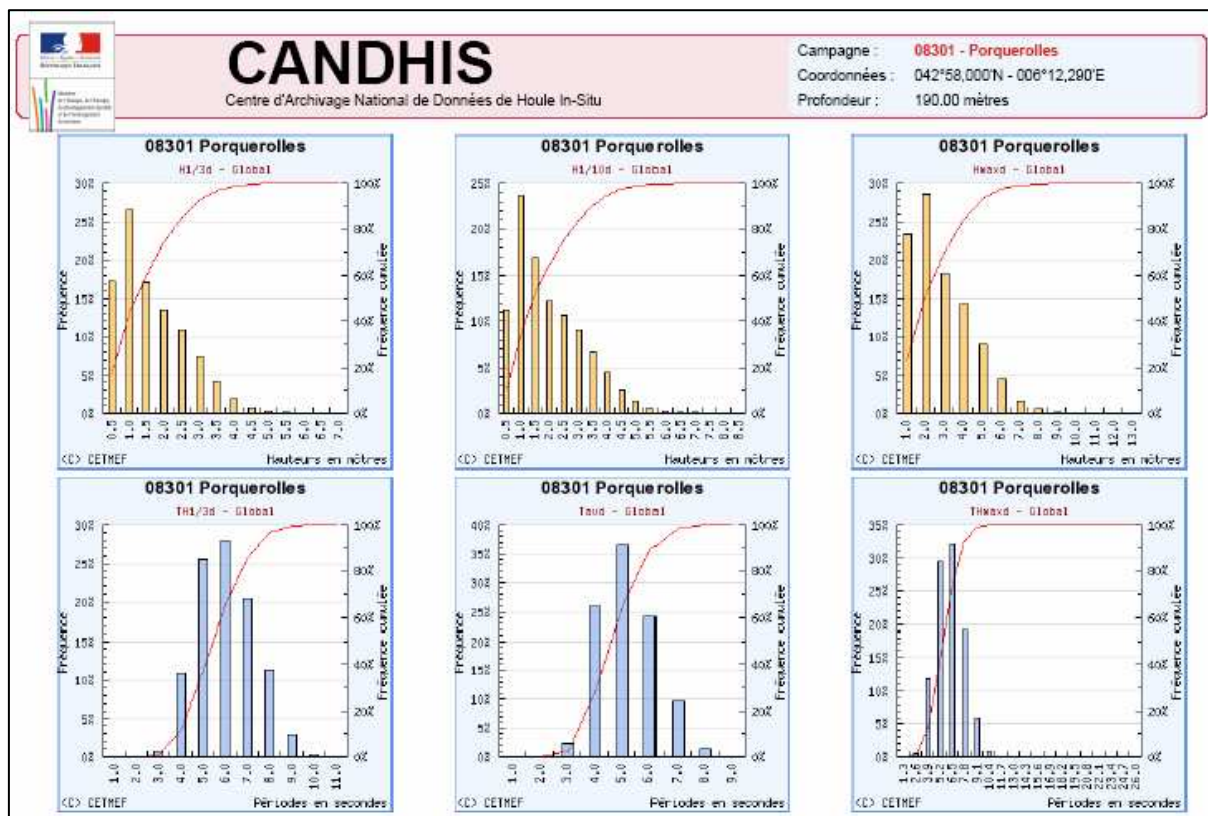


Figure 13 : Histogramme de houle (hauteur/période) du houlographe de Porquerolles (source: CANDHIS)

Les histogrammes de la figure ci-dessus sont calculés annuellement. Pour caractériser ces données, il faut tenir compte de :

- La hauteur $H_{1/3}$ qui correspond au tiers des vagues les plus hautes dont la moyenne $H_{1/3}$ est la hauteur significative H_s .
- La fréquence des hauteurs $H_{1/3}$ est de 20 % pour des hauteurs de 0,5 m. Les hauteurs maximales (4,5 m) représentent moins de 2 %.
- La hauteur H_{max} correspond au pic de vagues les plus hautes. La hauteur maximale des vagues enregistrées est de 6,6 m mais ne représente que 3 % des données. La hauteur la plus représentée (25 %) est de 1,8 m.
- La période T_{max} représente la durée entre deux passages par valeur moyenne qui définissent la vague de hauteur maximale. Les périodes observées sont faibles (7 à 9 secondes), correspondant à des périodes de clapots ($T < 10$ s).

Ces données de houles ne sont que des tendances générales à partir d'une station au large. Elles ne permettent en aucun cas de caractériser la houle sur le littoral car à l'approche des côtes, la houle subit des processus de déformation (réfraction et diffraction).

Ainsi, à l'approche des côtes, où les fonds diminuent, la houle subit un gonflement avant de déferler quand sa cambrure devient trop importante. Ce phénomène peut être accentué quand :

- Les fonds proches du littoral, sont composés d'un plateau rocheux régulier ;
- La houle se propage dans une baie fermée (Agay), délimitée par 2 pointes rocheuses (Cap du Dramont et Pointe de la Baumette).

Les mouvements dans le profil peuvent être importants pouvant générer des processus d'érosion notables. Ainsi, pour étudier les conditions d'agitation d'un site en domaine côtier il faut souvent faire appel à la modélisation numérique qui permet de caractériser le déferlement de la houle à la côte (épures de houle).

II.2.1.4. COURANTS AU LARGE : LE COURANT LIGURO-PROVENÇAL

Au large de la zone d'étude, les eaux sont sous l'influence du courant Liguro-Provençal. Ce dernier trouve son origine dans le golfe de Gênes, suite à la fusion des courants Est et Ouest Corse. Il longe ensuite successivement les côtes italiennes, françaises et espagnoles, jusqu'au plateau des Baléares. Là, une partie re-circule vers la Corse, l'autre se dirige vers la Mer d'Alboran.

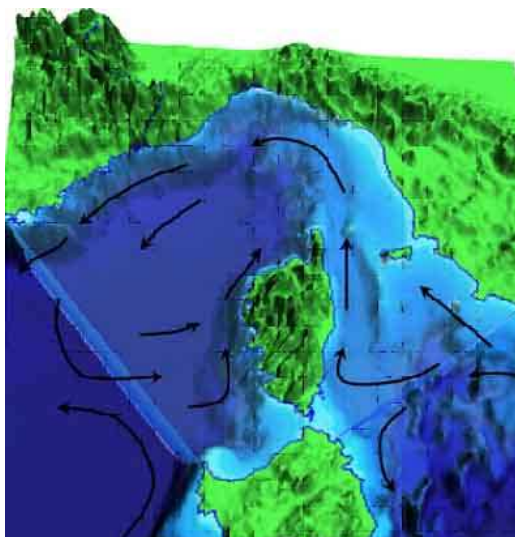


Figure 14 : Courant liguro-provençal

II.2.2. RESULTATS DES ETUDES DE LA COURANTOLOGIE LOCALE

II.2.2.1. SUIVI DES PANACHES AU MOYEN D'UN TRACEUR FLUORESCENT

Le suivi des rejets en mer des concentrations de rhodamine WT a été réalisé par fort vent de Nord-Est. Les relevés réalisés au cours de cette opération n'ont pas été concluants. Aucune donnée significative n'a pu être recueillie au niveau des rejets d'Agay. Seules quelques mesures effectuées autour des rejets du Reyran ont pu être interprétées (figure 15).

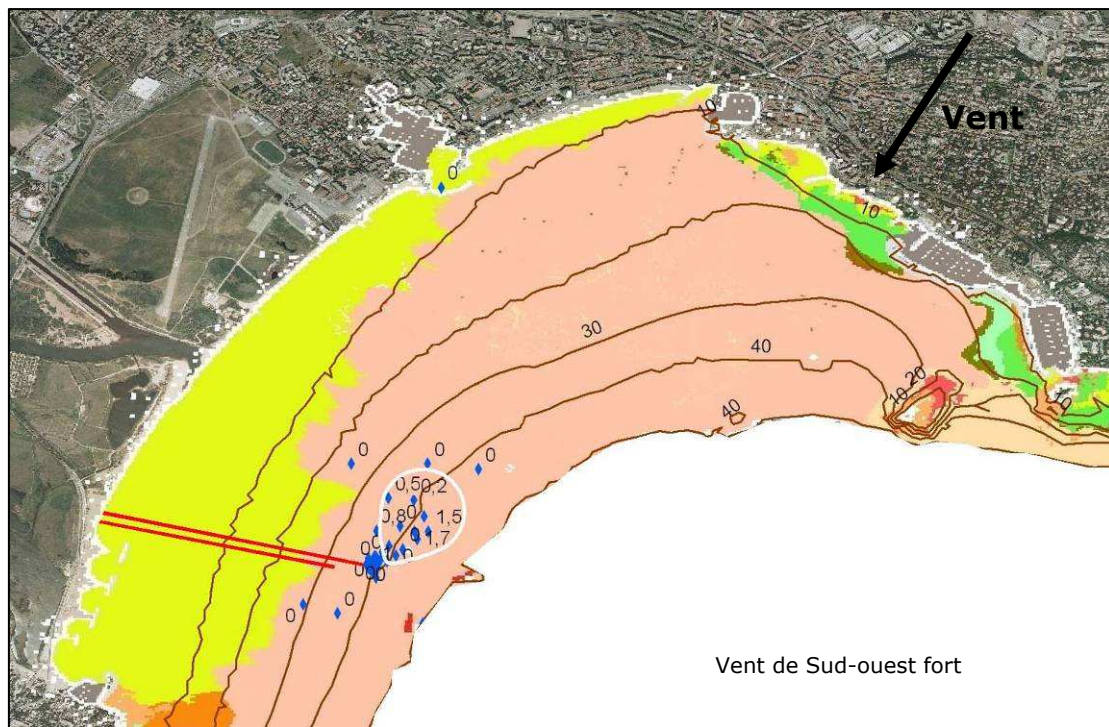


Figure 15 : Résultats du suivi des concentrations en mer de la rhodamine WT au niveau des rejets des émissaires du Reyran.

Ces résultats montrent une dispersion des eaux usées et de la rhodamine WT au Nord-est des rejets, dans la direction inverse du vent. Les faibles concentrations mesurées ne permettent cependant pas de définir avec précision les modalités de dispersion des eaux usées du Reyran en mer.

Deux hypothèses sont avancées quand à la difficulté de suivre avec précision la dispersion de la rhodamine WT au niveau des émissaires de Fréjus et d'Agay :

- Les débouchés de ces émissaires sont très profonds (- 35 m pour Reyran 1, - 45 m pour Reyran 2 et - 53 m pour Agay). D'après la bibliographie, cette expérience n'a jamais été réalisée sur des émissaires aussi profonds.
- La présence de deux thermoclines qui créent une stratification des eaux aux niveaux de la baie de Fréjus et d'Agay. En effet, la présence de ces deux thermoclines a été observée par les plongeurs au cours des prélèvements de sédiments de surface sur ces mêmes zones d'étude, dans la même période. La sonde (Hydrolab quanta multiparameter water quality sonde) utilisée pour l'analyse de certains paramètres physico-chimiques de l'eau a confirmée la présence de ces deux thermoclines. Les températures de surfaces autour des émissaires étaient de 22,5°C environ. Cette température observée jusqu'à - 12 m environ, a alors chuté rapidement pour tomber à 18,5°C environ entre - 12 m et - 30 m. La seconde thermocline a été observée autour de - 30 m où la température chute alors à 14°C environ. La stratification des eaux par ces thermoclines limite fortement les échanges de matière entre ces masses d'eau empêchant la dispersion des eaux usées des émissaires dans la colonne d'eau.

Malgré l'utilisation de sondes de profondeur, les données récoltées n'ont pas été suffisamment importantes pour pouvoir définir avec précision les modalités de dispersion des eaux usées du Reyran en mer.

II.2.2.2. SUIVI DE LA COURANTOLOGIE LOCALE AU MOYEN DE DROGUES FLOTTANTES

Zone du Reyran

L'opération de suivi de drogues flottantes mise en place pour pallier aux difficultés rencontrées précédemment avec la rhodamine WT, a été plus concluante. Cette opération a été réalisée au niveau des rejets du Reyran par vents de Nord modéré puis par vent de Sud-est faible (figure 16).

Par vent de Nord modéré, les trois drogues (-1 m, -3 m et -6 m) ont dérivé en remontant face au vent, à une vitesse moyenne de 0,15 m/s.

Par vent de Sud-est modéré, les drogues ont dérivé face au vent à une vitesse moyenne de 0,12 m/s.

Il semble donc que les courants de surface et de sub-surface autour des rejets des émissaires du Reyran soient principalement influencés par les vents et leur circulation se fait dans le sens opposé au sens du vent.

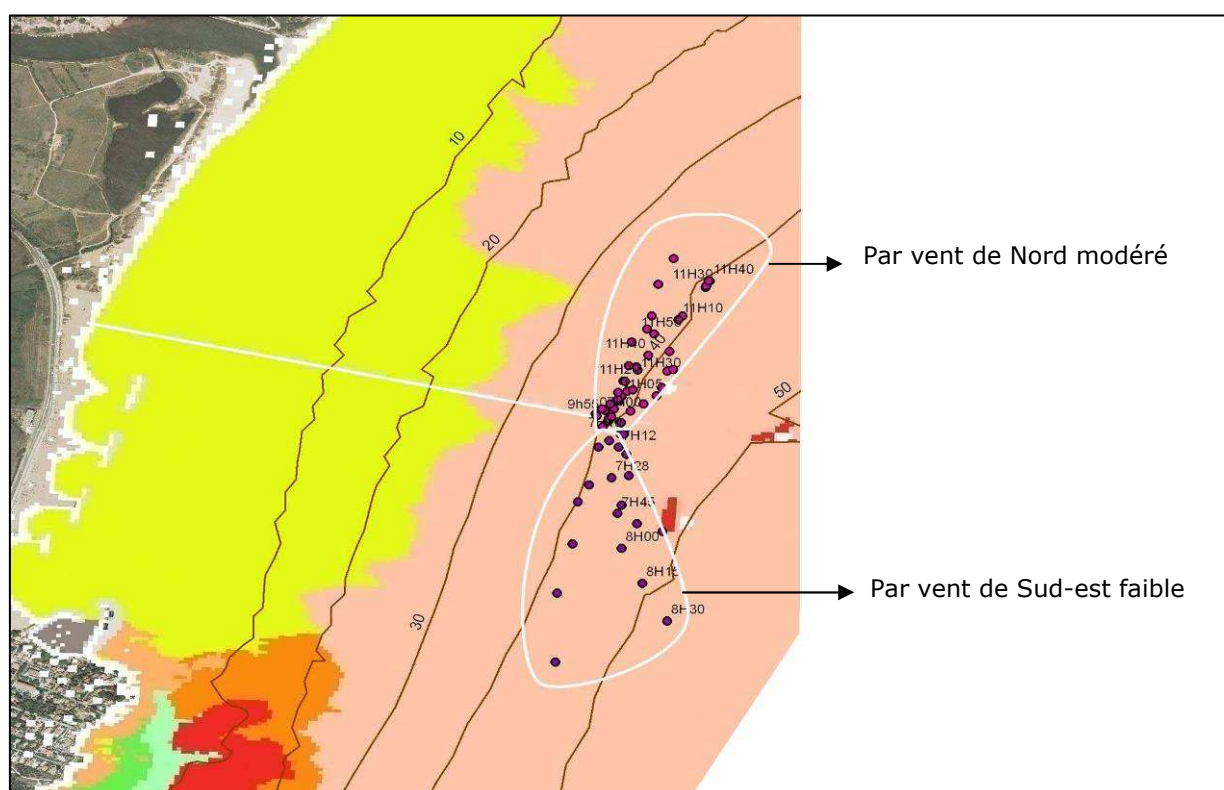


Figure 16 : Dérive des drogues flottantes par vents de Nord modéré et Sud-est faible au niveau des rejets du Reyran.

Zone d'Agay

La même expérience a été menée autour des rejets en mer de l'émissaire d'Agay par vent de Nord-Ouest modéré.

Dans ces conditions météo, les drogues de surface ont tourné en cercle autour du rejet d'Agay. Afin de mieux cerner la courantologie autour de ce rejet, l'analyste a récupéré les drogues flottantes et les a relarguées en différents points autour du rejet (figure 17).

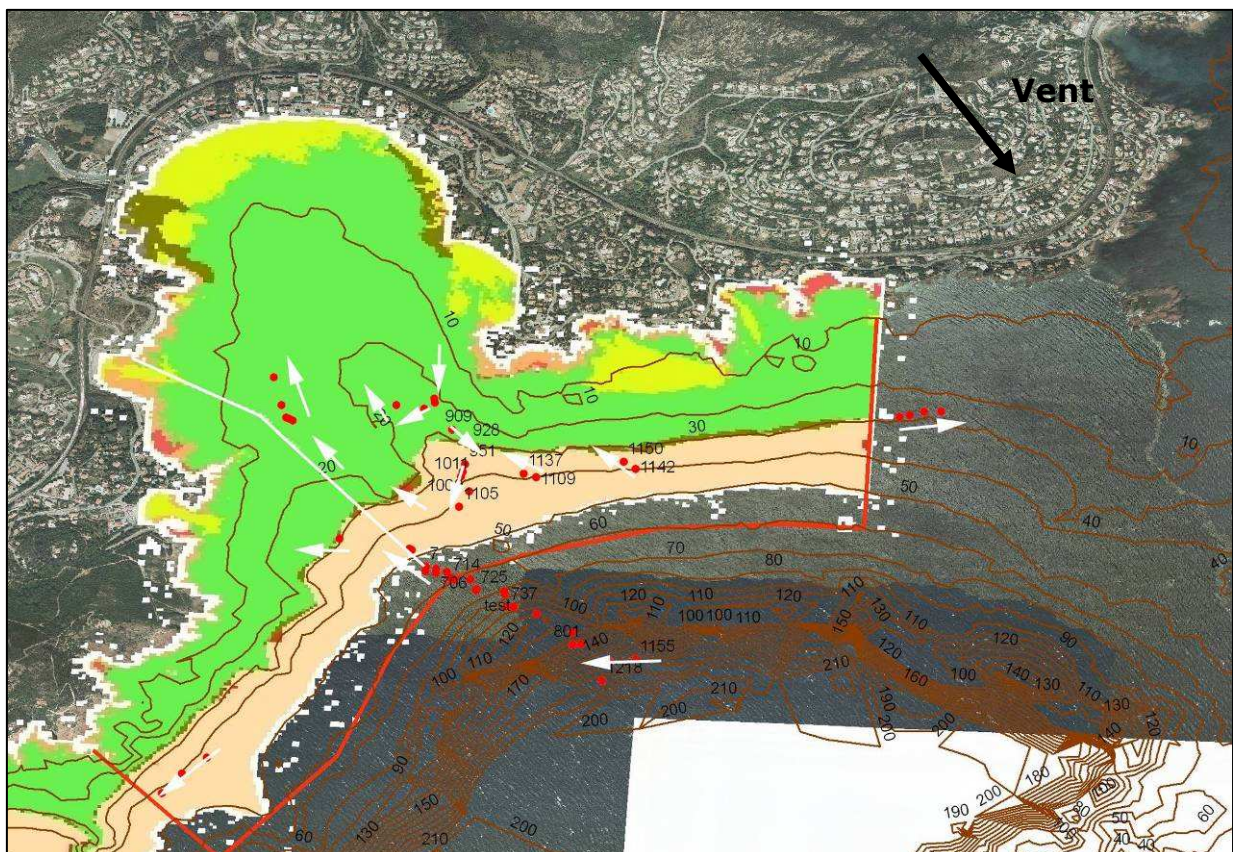
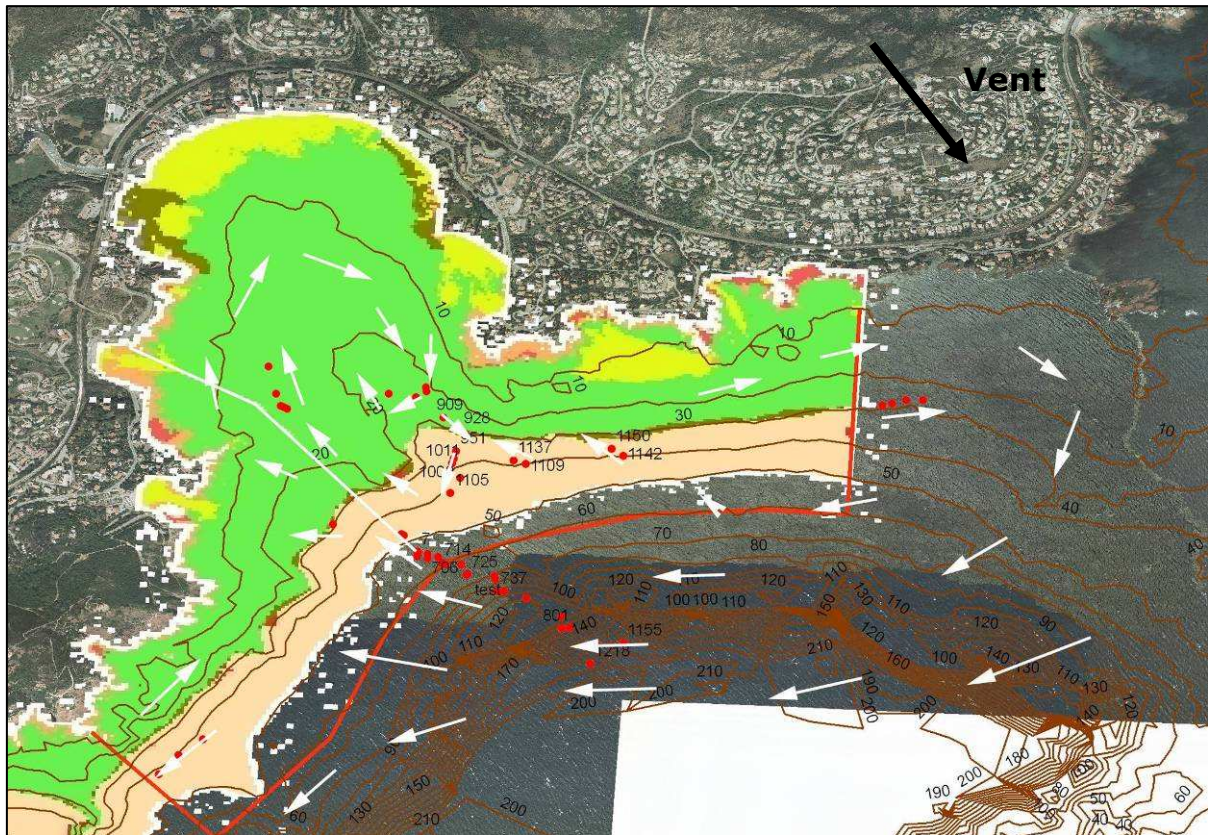


Figure 17 : Dérive des drogues flottantes par vents de Sud-est faible, sur différentes stations autour du rejet d'Agay.

L'analyse et l'extrapolation de ces données a permis de définir un modèle de courantologie autour du rejet de l'émissaire d'Agay par vent de Nord-Ouest modéré (figure 18).

On observe au large de la rade d'Agay un courant Est-Ouest qui conduit une partie des eaux dans la rade. Ces eaux vont alors tourner dans le sens des aiguilles d'une montre à l'intérieur de la rade dans une zone située au niveau du débouché de l'émissaire. Une partie de ces eaux va néanmoins ressortir de la rade du côté de la pointe des Baumettes pour circuler parallèlement à la côte, d'Ouest en Est. Lorsque ce courant rencontre les haut fonds du plateau rocheux d'Anthéor, autour de l'île de Vieille, il repart plus au large vers l'Ouest.

Par régime de Nord-Ouest modéré, les eaux de rejet de l'émissaire d'Agay ont donc tendance à rentrer dans la rade et à y stagner.



I I . 3 . C O N C L U S I O N S

L'étude de la courantologie locale réalisée à l'aide de colorant (rhodamine WT) a été rendue difficile par la grande profondeur des débouchés des émissaires et par la forte stratification des eaux.

L'étude de la courantologie locale réalisée avec des drogues flottantes aux abords des débouchés des émissaires a montré des phénomènes de dispersion différents entre Reyran et Agay.

La baie de Fréjus est une zone fortement exposée aux vents dominants (Nord ouest et Sud est). La bathymétrie diminue progressivement de la côte vers le large et il n'y a aucune zone de haut fond pouvant perturber les courants autour des émissaires du Reyran. Les courants de surface et de sub-surface autour des rejets des émissaires du Reyran apparaissent donc principalement influencés par les vents. La dispersion des eaux de surface se fait dans le sens opposé au sens du vent.

L'étude réalisée dans la baie d'Agay par régime de Nord-Ouest modéré, a montré un phénomène bien différent de celui observé précédemment sur Fréjus. La baie d'Agay est encadrée dans le massif de l'Esterel. Sa côte rocheuse est très découpée et sa bathymétrie très irrégulière. Les courants de surface et de sub-surface, influencés par les vents, montre un faible renouvellement des eaux de la baie par vent de Nord-Ouest modéré. Dans ces conditions météorologiques, les eaux au niveau du rejet de l'émissaire d'Agay ont donc tendance à rentrer dans la rade et à y stagner.

III. ETUDE LA QUALITE DE L'EAU

III.1. MATERIEL ET METHODES

III.1.1. INTRODUCTION

Premier élément touché, la masse d'eau est le milieu physique où l'effluent sera dilué et dispersé, en fonction de l'hydrodynamisme local. Du fait de l'extrême variabilité des courants en Méditerranée, l'expérience montre qu'il est très difficile d'appliquer une méthodologie d'échantillonnage performante pour effectuer cette surveillance. Nous conserverons dans ces cas un protocole simplifié s'apparentant plutôt à une "veille" dans le cadre d'une simple surveillance.

III.1.2. CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE

III.1.2.1. STRATEGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

La stratégie d'échantillonnage retenue pour les prélèvements d'eau s'appuie sur celle préconisée par l'Ifremer dans le cadre d'une surveillance des rejets urbains. 4 points ont ainsi été échantillonnés selon les recommandations de l'Ifremer. Ils ont été répartis selon la courantologie locale, de la façon suivante:

- un point "rejet", situé au niveau du débouché, à moins de 50 m,
- un point au droit du rejet, à 500 m vers la côte,
- deux autres points, l'un situés à proximité de la côte, à 1 000 m du rejet proche de sites spécifiques sensibles (plages à haute fréquentation touristiques par exemple), et l'autre sur le trajet le plus probable du panache.

Un cinquième point a été rajouté au plan d'échantillonnage sur chacune des zones d'étude :

- Sur la zone de Fréjus – Saint-Raphaël : le cinquième point est positionné au niveau du débouché du second émissaire du Reyran (Reyran 2).
- Sur la zone d'étude d'Agay : Ce point est positionné au niveau des premiers diffuseurs sur l'émissaire d'Agay, environ 200 m avant le débouché.

Les prélèvements ont été réalisés à 2 niveaux de profondeurs, de façon à "encadrer" la stratification éventuelle de la masse d'eau, soit : à 1 mètre au-dessus du fond, et à 1 mètre sous la surface.

La principale campagne d'échantillonnage a été réalisée au début du mois de Juin 2009 sur l'ensemble des stations d'échantillonnage. Une seconde campagne a été réalisée au milieu du mois d'août 2009 sur les deux stations des débouchés du Reyran (SQF1 et SQF2). Cette seconde campagne a été volontairement réalisée en pleine période estivale afin de comparer les données avec celles de la première campagne réalisée juste avant cette période.

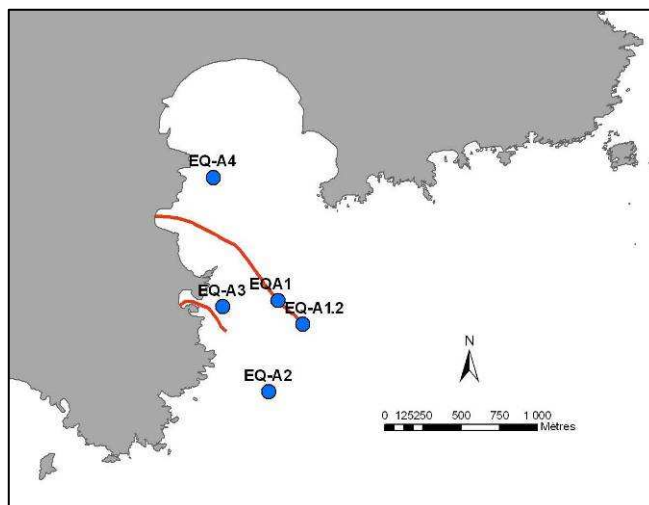
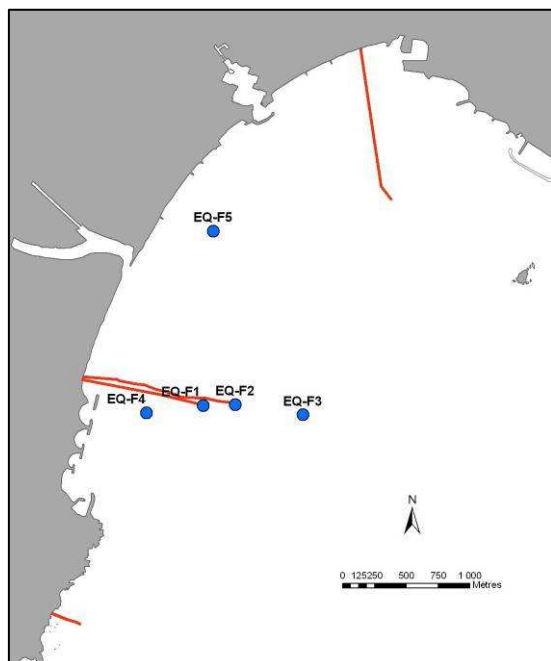


Figure 19 : Positions des stations de prélèvement d'eau sur les zones de Fréjus et Agay.

Les 10 stations ont les coordonnées suivantes :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
EQ F1	6 44,556	43 23,935	-1 m et -23 m
EQ F2	6 44,742	43 23,933	-1 m et -29 m
EQ F3	6 45,133	43 23,876	-1 m et -42 m
EQ F4	6 44,224	43 23,915	-1m et -5,9m
EQ F5	6 44,66	43 24,674	-1 m et -4,1 m
EQ A1	6 51,946	43 25,188	-1 m et -43,5 m
EQ A1.2	6 52,061	43 25,1	-1 m et -49 m
EQ A2	6 51,881	43 24,867	-1 m et -46,5 m
EQ A3	6 51,677	43 25,176	-1 m et - 9m
EQ A4	6 51,662	43 25,634	-1 m et -8,5 m

Tableau 3 : Coordonnées des stations de prélèvement d'eau (projection Lambert 93).

III.1.2.2. OPERATIONS DE PRELEVEMENT DE CONSERVATION ET TRANSPORT DES ECHANTILLONS

Les prélèvements d'eau ont été réalisés sur 5 stations autour de chaque émissaire en 2 profondeurs (surface - 1 m, fond + 1 m) le 16 juin 2009 en début d'après-midi. Ils n'ont pas été réalisés à l'aide d'une bouteille « Niskin » mais avec un double préleveur d'une capacité de 2 fois 4 litres (figure 20).



Figure 20 : Prélèvement d'eau par le plongeur à l'aide du double préleveur.

L'eau de mer a été directement versée dans les flacons stériles d'une capacité de 1l destinés aux analyses bactériologiques et physico chimiques. 3 flacons de 1l ont ainsi été remplis a chaque station pour chaque profondeur : un premier destiné à la recherche de salmonella, un second destiné à l'analyse des teneurs en Escherichia coli et en entérocoques et un troisième destiné à l'analyse des paramètres physico-chimiques (figure 21). Les échantillons ont été conservés puis acheminés dans des conteneurs portables remplis de pains de glace. Ils ont été réceptionnés le 17 juin 2009 dans le laboratoire IDHESA Bretagne Océane en tout début de matinée soit moins de 16 heures après le prélèvement.



Figure 21 : Exemple d'échantillons d'eau envoyés au laboratoire.

III.1.2.3. PRESENTATION DU LABORATOIRE IDHESA BRETAGNE OCEANE

Le laboratoire IDHESA Bretagne Océane a été mandaté pour l'analyse bactériologique et physico-chimique des échantillons d'eau de mer.



IDHESA Bretagne Océane a été créé le 1er janvier 2007 par le Conseil général du Finistère et Brest métropole océane et résulte de la fusion du Laboratoire Départemental Vétérinaire du Finistère basé à Quimper et du Pôle Analytique des Eaux – Laboratoire Brest Océan de Plouzané.

IDHESA Bretagne Océane intervient dans le domaine de l'analyse depuis plus de 120 ans (1883 : création du laboratoire).

IDHESA s'appuie sur une expérience et des références forgées de longue date dans les missions de service public, et notamment lors de situations de crise.

Le laboratoire IDHESA Bretagne océane offre une large gamme d'analyses pour répondre à tous les besoins :

- Physico-chimie des eaux : paramètres naturels et substances indésirables
- Microbiologie des eaux : eaux potables, eaux usées, eaux de baignade
- Polluants minéraux : ions, métaux et métaux lourds
- Micropolluants organiques : hydrocarbures, résidus de pesticides et de médicaments
- Chimie et microbiologie des aliments : alimentation humaine et animale
- Santé humaine et animale : Légionelles, ESB, parasitologie, virologie, bactériologie, ...

IDHESA Bretagne Océane est accrédité par le COFRAC pour la réalisation des prélèvements et l'ensemble de ses programmes d'analyses.



IDHESA Bretagne océane est agréé par les Ministères de la Santé, de l'Écologie et du développement Durable et de l'Agriculture.



III.1.2.4. PARAMETRES ANALYSES

Les bactéries recherchées pour cette étude sont les Escherichia coli, les entérocoques et les Salmonella.

Les paramètres physico-chimiques mesurés sont les suivants :

- La turbidité néphélométrique, la matière en suspension et la matière volatile en suspension (MVS) : analysées par le laboratoire IDHESA Bretagne Océane.

- La température, la salinité, le pH, la conductivité et l'oxygène dissous : analysés in situ à l'aide d'une sonde (Hydrolab quanta multiparameter water quality sonde).



Figure 22 : Hydrolab quanta multiparameter water quality sonde.

III.2. RESULTATS ET INTERPRETATIONS

III.2.1. CRITERES D'EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU

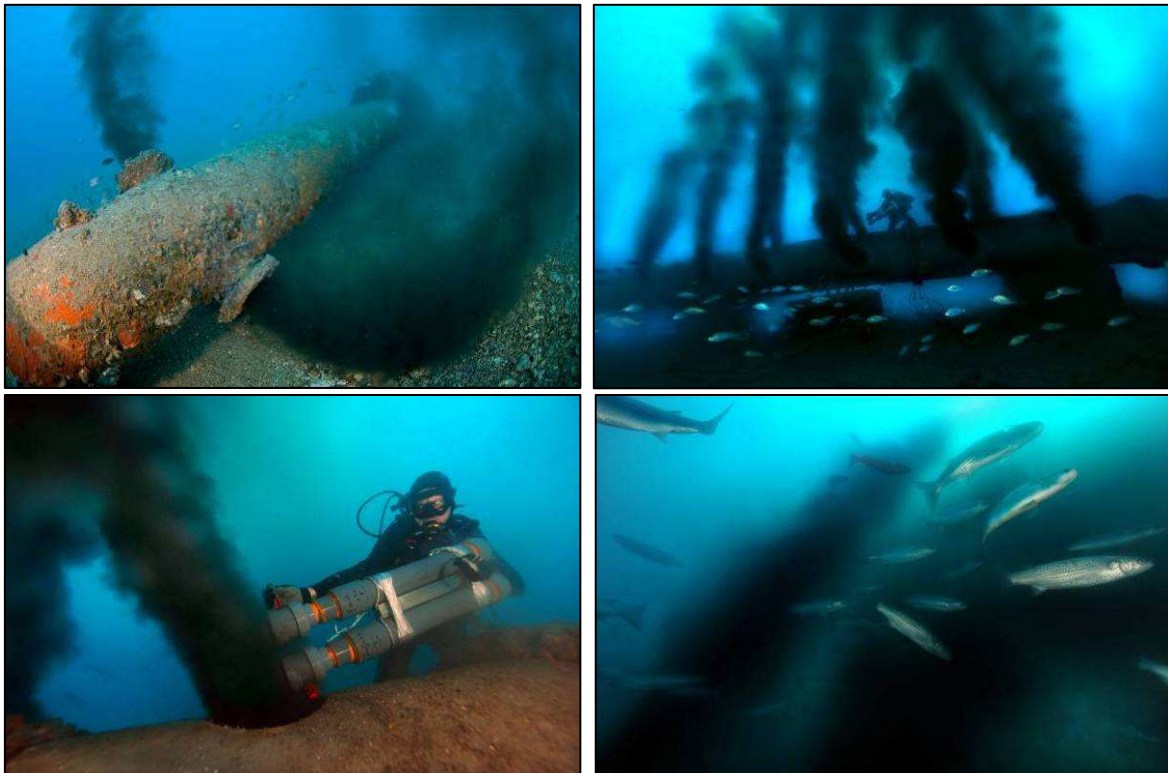
L'appréciation de la qualité de l'eau est effectuée selon les dispositions du code de la santé publique. La qualité des eaux est évaluée au moyen de deux types d'indicateurs : microbiologiques et physico-chimiques.

Les analyses microbiologiques effectuées par le laboratoire IDHESA Bretagne Océane concernent la mesure des germes témoins de contamination fécale. Ces micro-organismes sont normalement présents dans la flore intestinale des mammifères, et de l'homme en particulier. Leur présence dans l'eau témoigne de la contamination fécale des zones d'étude. Ils constituent ainsi un indicateur du niveau de pollution par des eaux usées et traduisent la probabilité de présence de germes pathogènes. Plus ces germes sont présents en quantité importante, plus le risque sanitaire augmente.

Les bactéries recherchées pour cette étude sont les *Escherichia coli*, les entérocoques et les *Salmonella*.

Les paramètres physico-chimiques mesurés sont les suivants :

- La turbidité néphélométrique, la matière en suspension et la matière volatile en suspension (MVS) : analysées par le laboratoire IDHESA Bretagne Océane
- La température, la salinité, le pH, la conductivité et l'oxygène dissous : analysés in situ à l'aide d'une sonde (Hydrolab quanta multiparameter water quality sonde).



I I I . 2 . 2 . M E T H O D E D ' I N T E R P R E T A T I O N D E S R E S U L T A T S

Chaque résultat d'analyse est comparé aux seuils de qualité des critères microbiologiques et physico-chimiques, figurant dans les tableaux 4 et 5, d'après les dispositions de la directive n°76-160 concernant la qualité des eaux de baignade, transposées en droit français dans le code de la santé publique.

Paramètre microbiologiques :

Paramètre	Valeur Guide	Valeur Impérative
E. coli	100 (100ml)	2000 (100ml)
Entérocoques intestinaux	100 (100ml)	-
Salmonelles	-	0 (1l)

Tableau 4 : Seuils de qualité des critères microbiologiques d'après les dispositions de la directive n°76-160 concernant la qualité des eaux de baignade.

Paramètres physico-chimiques :

Paramètre	Valeur Guide	Valeur Impérative
Ph	-	6 - 9
Oxygène dissout	80 - 120	-

Tableau 5 : Seuils de qualité des critères physico-chimiques d'après les dispositions de la directive n°76-160 concernant la qualité des eaux de baignade.

Un classement de chaque site peut être établi à partir de l'ensemble des résultats des prélèvements effectués au cours de l'étude. Ce classement tient compte des 6 paramètres suivants :

3 paramètres microbiologiques : coliformes totaux, Escherichia coli et entérocoques intestinaux.

3 paramètres physico-chimiques : huiles minérales, substances tensioactives (mousses) et phénols.

Selon les dispositions de la directive n°76-160 concernant la qualité des eaux de baignade, transposées en droit français dans le code de la santé publique, en fonction du pourcentage de résultats d'analyse respectant les valeurs guides et impératives pour ces 6 paramètres, sont définies deux classes d'eaux : les eaux conformes et les eaux non conformes. Les eaux de baignade sont conformes si tous les résultats demeurent inférieurs aux valeurs impératives.

En France, le classement des eaux de baignade distingue 4 classes de qualité (tableau 6):

Les eaux « conformes » au niveau européen correspondent aux eaux de bonne qualité, catégorie A (respect des valeurs guides et impératives de la directive européenne) et aux eaux de qualité moyenne, catégorie B (respect des valeurs impératives).

Les eaux « non conformes » représentent les eaux momentanément polluées, catégorie C (entre 5 et 33% d'échantillons prélevés au cours d'une saison balnéaire ne sont pas conformes aux valeurs impératives) et les eaux de mauvaise qualité, catégorie D (plus de 33% d'échantillons sont non conformes aux valeurs impératives).

Critères de classement de la qualité des eaux de baignade en France	
A : Eau de bonne qualité	B : Eau de qualité moyenne
<p>Au moins 80% des résultats en Escherichia coli sont inférieurs ou égaux au nombre guide</p> <p>Au moins 95% des résultats en Escherichia coli sont inférieurs ou égaux au nombre impératif</p> <p>Au moins 90% des résultats en Streptocoques fécaux sont inférieurs ou égaux au nombre guide</p> <p>Au moins 95% des résultats en Coliformes totaux sont inférieurs ou égaux au nombre impératif</p> <p>Au moins 80% des résultats en Coliformes totaux sont inférieurs ou égaux au nombre guide</p> <p>Au moins 95% des résultats en sont inférieurs ou égaux aux seuils impératifs pour les huiles minérales, les phénols et les mousses.</p>	<p>Au moins 95% des prélèvements respectent le nombre impératif pour les Escherichia coli, et les Coliformes totaux;</p> <p>Au moins 95% des résultats sont inférieurs ou égaux aux seuils impératifs pour les huiles minérales, les phénols et les mousses.</p> <p>Les conditions relatives aux nombres guides ne sont pas, en tout ou en partie, vérifiées.</p>
Les eaux classées en catégories A ou B sont conformes à la réglementation européenne	
C : Eau pouvant être momentanément polluée	D : Eau de mauvaise qualité
<p>La fréquence de dépassement des limites impératives est comprise entre 5% et 33,3%.</p>	<p>Les conditions relatives aux limites impératives sont dépassées au moins une fois sur trois</p> <p>Toutes les zones classées en catégorie D une année, doivent être interdites à la baignade l'année suivante.</p>
Les eaux classées en catégorie C ou D ne sont pas conformes à la réglementation européenne	

Tableau 6 : Critères de classement de la qualité des eaux de baignade en France.

III.2.3. RESULTATS (ANNEXE 1 ET 2)

III.2.3.1. SALMONELLA SP.

Des salmonelles ont été trouvées sur une seule station au cours de cette étude. Il s'agit de *Salmonella typhimurium*, présentes dans les eaux profondes de la station EQA1-F. Cette zone d'échantillonnage se situe au niveau des premiers diffuseurs de l'émissaire d'Agay. Cette pollution, très localisée, semble être le résultat d'une pollution des eaux usées charriées par l'émissaire.

Salmonella typhimurium, responsable de toxi-infections alimentaires traverse la chaîne alimentaire de la production primaire aux hommes. Le germe pénètre par voie digestive et, ingéré en très grand nombre, il peut déclencher la maladie chez l'adulte sain.

III.2.3.2. ESCHERICHIA COLI ET ENTEROCOQUES

Des concentrations bactériennes d'*Escherichia coli* nettement supérieures au seuil de valeur impérative ont été mesurées aux stations EQA1, EQA1.2-F lors des échantillonnages du 16/06 et sur les deux stations échantillonnées en août : EQF1 04/08, et EQF2-F 04/08 (tableau 7).

De même, des concentrations d'entérocoques supérieures au seuil de valeur impérative ont été mesurées aux stations EQA1-F, EQF1-F 04/08 et EQF2-F 04/08.

La présence d'*Escherichia coli* dans les eaux traduit une contamination récente alors que la présence d'entérocoques est plutôt associée à une contamination ancienne des eaux.

Quelques stations présentent des données supérieures aux valeurs guides mais inférieures aux valeurs impératives :

- EQA4-F, EQF2-F et EQF2-S 04/08 pour les *Escherichia coli*,
- EQF1-S 04/08, EQA1.2-F et EQF2-F pour les entérocoques.

Toutes les autres stations ont des concentrations bactériennes qui demeurent inférieures aux valeurs guides.

La norme impérative de la directive CEE 76/160 constituant la limite supérieure au delà de laquelle la baignade est considérée de mauvaise qualité est de 2000 E. coli / 100 ml. Par conséquent, les concentrations en germes témoins de contamination fécale des stations EQA1, EQF1 04/08, EQA1.2 et EQF2-F, ne sont pas compatibles avec l'activité de baignade en mer.

La situation géographique des stations concernées explique ce phénomène. Les stations EQA1 et EQA1.2 sont les deux stations les plus proches des rejets de l'émissaire d'Agay. La station EQF2 se situe quand à elle au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran. La contamination des eaux au niveau du rejet des émissaires d'Agay et du Reyran 2 sont la conséquence d'une pollution des eaux usées rejetées en amont par les stations d'épuration.

L'analyse de ces données permet de mettre en avant un second phénomène observé. Les teneurs en E coli sont toutes plus importantes dans les prélèvements de fond que dans ceux de surface pour les 3 stations concernées (EQA1, EQA1.2 et EQF2). Ce phénomène s'observe également avec les concentrations bactériennes d'Entérocoques. Les prélèvements de fond ont été réalisés par un plongeur directement dans les eaux de rejet de l'émissaire. Ces eaux usées, faiblement diluées sont plus riches en contaminants que les eaux diluées de surface.

Deux analyses de la qualité microbiologique des eaux aux débouchés des deux émissaires du Reyran ont été réalisées à 3 mois d'intervalles. Le premier prélèvement a été réalisé le 16 Juin 2009, avant la saison estivale. Le second prélèvement a été réalisé le 04 Août 2009, en pleine saison estivale. Les données issues de cette analyse reflètent bien l'augmentation de la population sur le littoral de Fréjus et Saint-Raphaël. En effet les concentrations bactériennes (en E. coli et en entérocoques) sont nettement supérieures dans les eaux proches du rejet durant la période estivale.

Station	Code Situation	Profondeur	E. coli	Entérocoques
EQA1	S	Surface -1m	353	15
	F	Fond +3m	3178200	189780
EQA1.2	S	Surface -1m	46	<15
	F	Fond +3m	27726	1213
EQA2	S	Surface -1m	61	15
	F	Fond +3m	<15	<15
EQA3	S	Surface -1m	<15	<15
	F	Fond +3m	15	<15
EQA4	S	Surface -1m	15	<15
	F	Fond +3m	215	15
EQF1	S	Surface -1m	<15	<15
	F	Fond +3m	<15	<15
EQF1 04/08	S	Surface -1m	10687	230
	F	Fond +3m	3178200	420900
EQF2	S	Surface -1m	<15	<15
	F	Fond +3m	177	161
EQF2 04/08	S	Surface -1m	289	<15
	F	Fond +3m	3178200	154180
EQF3	S	Surface -1m	<15	<15
	F	Fond +3m	30	<15
EQF4	S	Surface -1m	<15	<15
	F	Fond +3m	<15	<15
EQF5	S	Surface -1m	<15	<15
	F	Fond +3m	<15	<15




	< Valeurs Guides
	> Valeurs Guides < Valeurs Impératives
	> Valeurs Impératives

Tableau 7 : Quantité d'Escherichia coli en npp/100ml de chaque échantillon analysé (npp=nombre le plus probable).

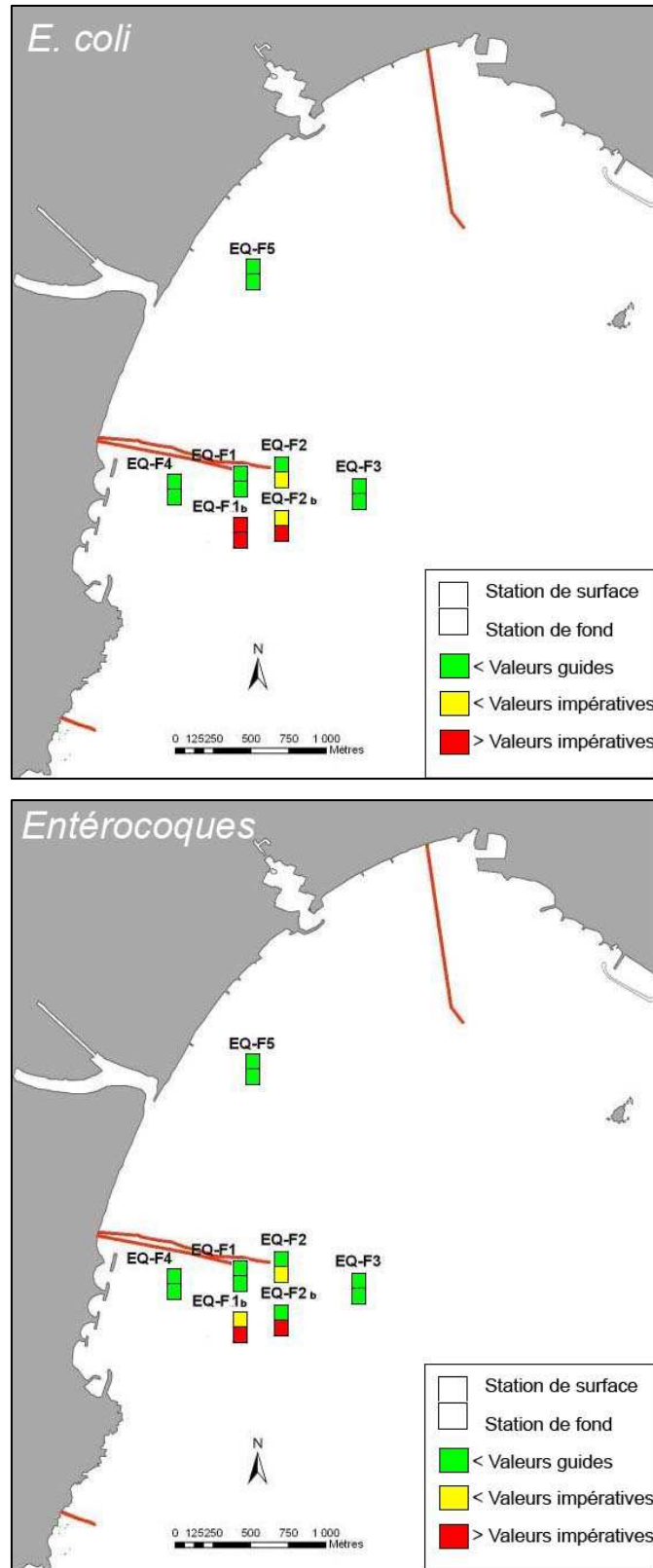


Figure 23 : Carte de la contamination bactériologique des eaux aux niveaux des stations du Reyran.

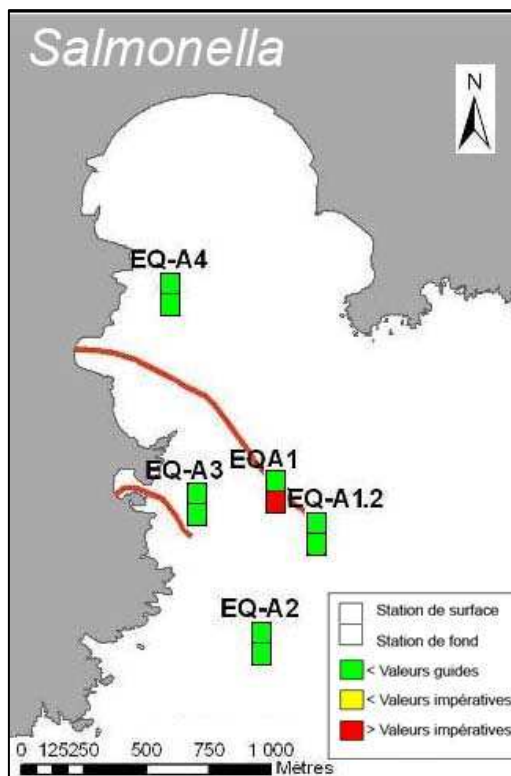
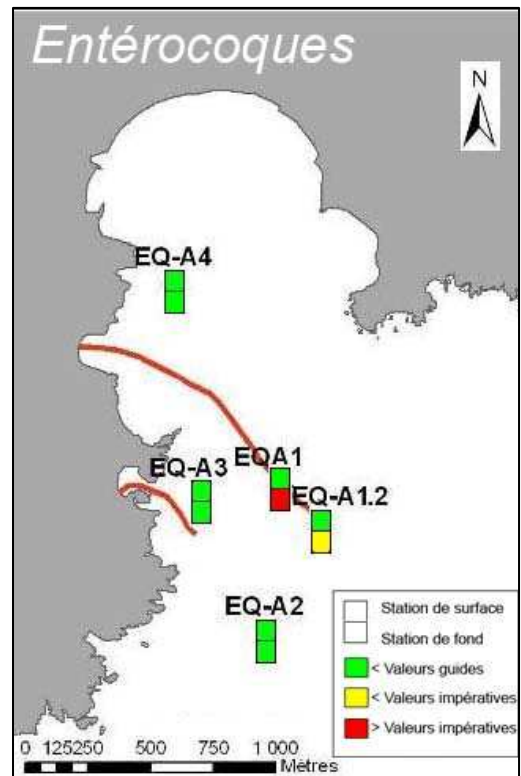
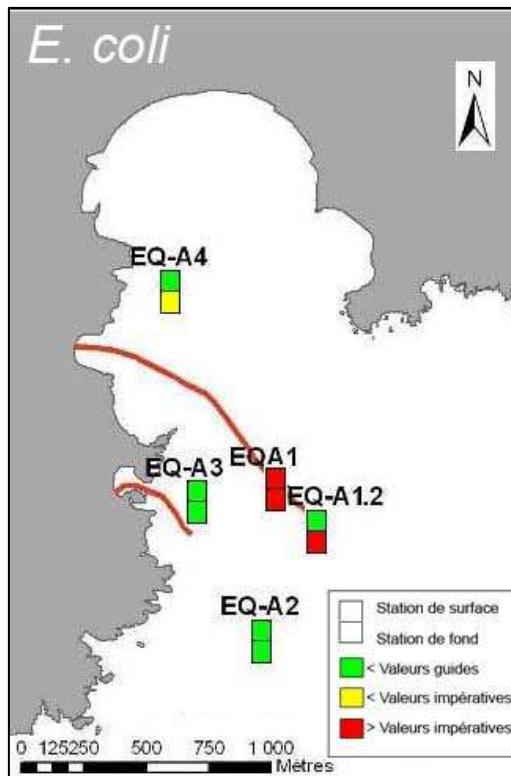


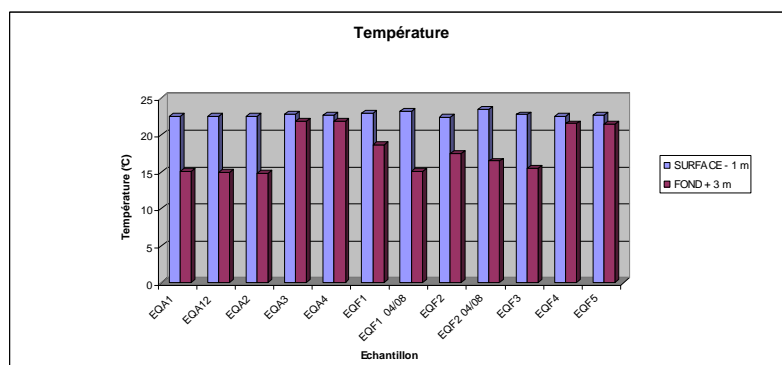
Figure 24 : Carte de la contamination bactériologique des eaux aux niveaux des stations d'Agay.

III.2.3.3. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Température

La température de l'eau permet de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau.

Le graphique 1 présente les résultats de l'analyse de la température pour chaque station :

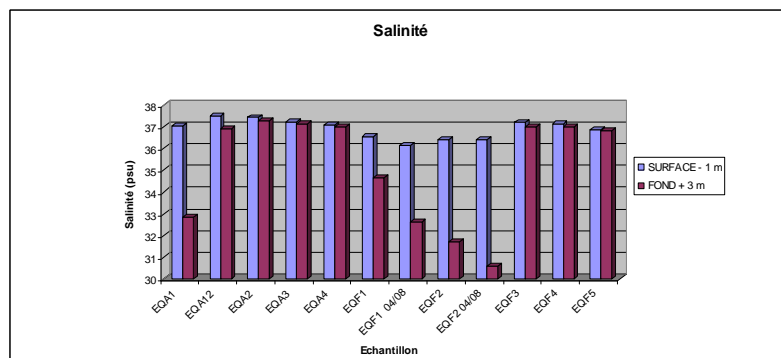


Graphique 1 : Températures des eaux de chaque station.

Les variations de température observées sur ce graphique sont toutes reliées à la variation des profondeurs entre chaque station. Les eaux de surface, sous l'influence direct des rayons du soleil, sont toutes plus chaude que les eaux de fond. La différence entre la température des eaux de fond (15°C en moyenne) et de surface (22,5°C en moyenne) laisse supposer la présence d'une ou plusieurs thermoclines.

Salinité

Le graphique 2 présente les résultats de l'analyse de la salinité pour chaque station :



Graphique 2 : Salinités des eaux de chaque station.

Les salinités aux niveaux des stations EQA1.2, EQA2, EQA3, EQA4, EQF3, EQF4 et EQF5 oscillent toutes autour de 37 psu. Ces stations ne sont pas sous l'influence directe de sources d'eau douces.

La salinité des stations de fond est très sensiblement inférieure à celle des stations de surface. Ces variations de la salinité sont principalement gouvernées par le processus d'évaporation. Les masses d'eaux de surfaces, sensibles à l'évaporation, sont naturellement plus riches en sel que les eaux plus profondes lors des périodes chaudes sans précipitation.

Les salinités mesurées en surface aux stations EQF1 et EQF2 lors des échantillonnages de juin et d'août sont légèrement inférieures à celles mesurées sur les autres stations. Ces stations se situent à la verticale des rejets d'eaux douces usées provenant de la station d'épuration du Reyran. Le phénomène observé s'explique par les remontées d'eau douce, moins dense que l'eau de mer, au niveau de ces stations.

Enfin, des salinités très faibles sont mesurées dans les masses d'eau profondes des stations EQA1, EQF1 (lors des deux échantillonnages) et EQF2 (lors des deux échantillonnages). Les prélèvements sur ces stations ont été réalisés par un plongeur directement dans les eaux de rejet des émissaires. Ces eaux ne sont alors pas complètement diluées dans l'eau de mer et leur salinité est très faible.

Les débits d'eaux douces usées des émissaires d'Agay et du Reyran 2 sont relativement importants puisqu'ils modifient la salinité de toute la colonne d'eau autour des rejets.

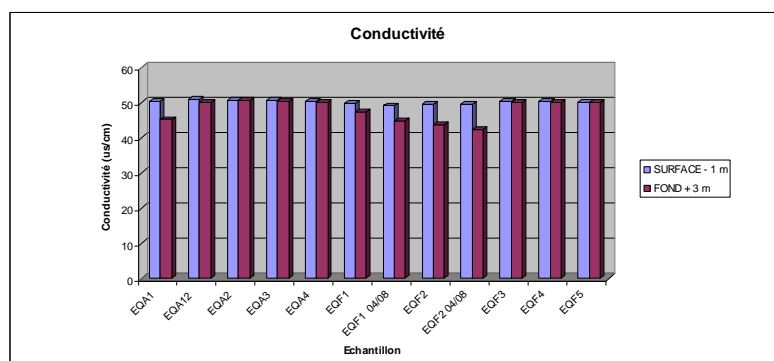
Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau.

La conductivité est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente. Les résultats de mesure sont donc présentés en termes de conductivité équivalente à 20°C.

Ce paramètre a été mesuré sur le terrain. Comme la température, des contrastes de conductivité permettent de mettre en évidence des pollutions, des zones de mélanges ou d'infiltration.

Le graphique 3 présente les résultats de l'analyse de la conductivité pour chaque station :



Graphique 3 : Conductivité des eaux de chaque station.

Les variations de conductivité observées entre les stations sont à relier aux variations de la salinité présentées précédemment. Aucune variation importante de conductivité permettant de mettre en évidence des pollutions, n'est observée.

pH

Le pH (potentiel Hydrogène) mesure la concentration en ions H⁺ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14, 7 étant le pH de neutralité (tableau 8). Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau.

pH < 5	Acidité forte => présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH = 7	pH neutre
7 < pH < 8	Neutralité approchée => majorité des eaux de surface
5,5 < pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte, évaporation intense

Tableau 8 : classification des eaux d'après leur pH

Tous les pH mesurés pour chaque station sont compris entre 7 et 8. Ces valeurs sont des valeurs normales.

La turbidité

La turbidité désigne la teneur d'un liquide en matières qui le troublent. Elle est causée par des particules colloïdales qui absorbent, diffusent et/ou réfléchissent la lumière.

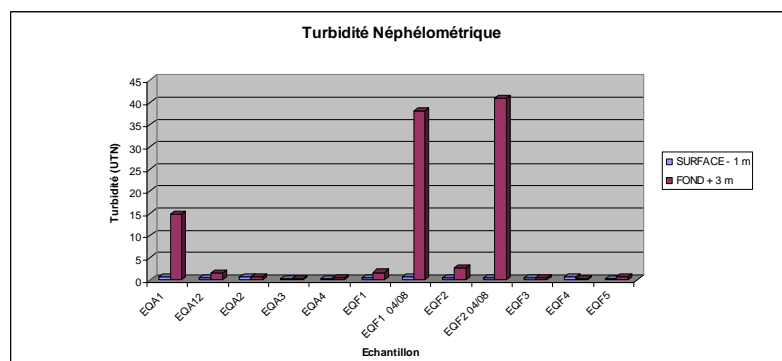
La turbidité est un facteur écologique important, qui peut traduire :

- Une teneur importante (normale ou non) en matières fines ou colorantes en suspension,
- Une teneur élevée en plancton,
- Une pollution ou eutrophisation de l'eau.

NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 30	Eau trouble

Tableau 9: classes de turbidité usuelles (NTU, nephelometric turbidity unit)

Les résultats de l'analyse de la turbidité sont présentés dans le graphique 4.



Graphique 4 : Turbidité néphélométrique des eaux de chaque station.

Les eaux du rejet de l'émissaire d'Agay et de Reyran 2 sont très turbides. La turbidité de ces eaux est nettement plus importante en période estivale (38 utn à la station EQA1 lors du prélèvement du 04/08 et 41 utn à la station EQF2 lors du prélèvement du 04/08).

Ces eaux turbides limitent la pénétration des rayons lumineux nécessaires à la photosynthèse, et la pénétration des rayons UV qui jouent un rôle important en limitant les populations microbiennes de certains pathogènes.

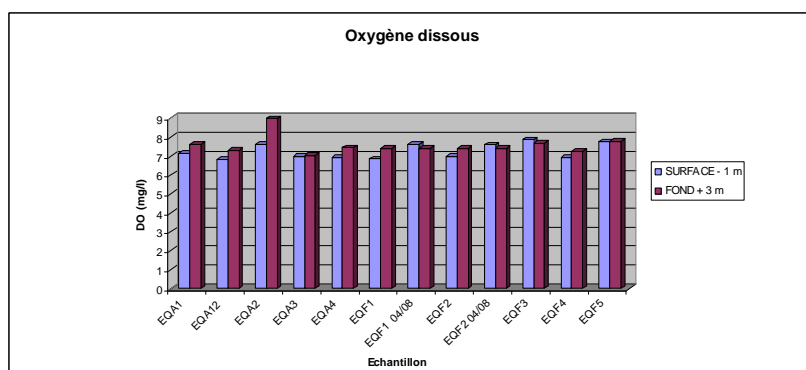
Oxygène dissous

L'eau absorbe autant d'oxygène que nécessaire pour que les pressions partielles d'oxygène dans le liquide et dans l'air soient en équilibre. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique, de la température et de la minéralisation de l'eau : la saturation en O₂ diminue lorsque la température et l'altitude augmentent.

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse.

Au niveau de la mer à 20°C, la concentration en oxygène en équilibre avec la pression atmosphérique est de 8,8 mg/l d'O₂ à saturation. Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène, alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène.

Les résultats de l'analyse de l'oxygène dissous sont présentés dans le graphique 5.



Graphique 5 : Oxygène dissous dans les eaux de chaque station.

Toutes les stations ont une concentration en oxygène dissous légèrement inférieure à 8,8 mg/l. Cette différence est due à la température lors de l'analyse qui est légèrement supérieure à 20°C.

Les pourcentages d'oxygène dissous compris entre 88 et 102,1 ne dépassent pas les valeurs impératives imposées par la directive n°76-160 concernant la qualité des eaux de baignade.

III.3. CONCLUSIONS

Premier élément touché, la masse d'eau est le milieu physique ou l'effluent est dilué et dispersé, en fonction de l'hydrodynamisme local.

L'appréciation de la qualité de l'eau a été effectuée selon les dispositions du code de la santé publique. La qualité des eaux a été évaluée au moyen de deux types d'indicateurs, microbiologiques et physico-chimiques.

Les analyses microbiologiques ont concerné la mesure des germes témoins de contamination fécale. Leur présence dans l'eau témoigne de la contamination fécale des zones d'étude. Ils constituent ainsi un indicateur du niveau de pollution par des eaux usées et traduisent la probabilité de présence de germes pathogènes. Plus ces germes sont présents en quantité importante, plus le risque sanitaire augmente.

Des salmonelles ont été trouvées sur une seule station au cours de cette étude. Il s'agit de *Salmonella typhimurium*, présentes dans les eaux profondes de la station EQA1-F. Cette zone d'échantillonnage se situe au niveau des premiers diffuseurs de l'émissaire d'Agay. Cette pollution, très localisée, semble être le résultat d'une pollution des eaux usées charriées par l'émissaire.

Des concentrations bactériennes d'*Escherichia coli* nettement supérieures au seuil de valeur impérative ont été mesurées aux stations EQA1, EQA1.2-F lors des échantillonnages du 16/06 et sur les deux stations échantillonnées en août : EQF1 04/08, et EQF2-F 04/08.

De même, des concentrations d'entérocoques supérieures au seuil de valeur impérative ont été mesurées aux stations EQA1-F, EQF1-F 04/08 et EQF2-F 04/08.

La présence d'*Escherichia coli* dans les eaux traduit une contamination récente alors que la présence d'entérocoques est plutôt associée à une contamination ancienne des eaux.

Les concentrations en germes témoins de contamination fécale des stations EQA1, EQF1 04/08, EQA1.2 et EQF2-F, ne sont pas compatibles avec l'activité de baignade en mer.

La situation géographique des stations concernées explique ce phénomène. Ces stations se situent à proximité des rejets des émissaires d'Agay et du Reyran 2. Cette contamination des eaux est la conséquence d'une pollution des eaux usées rejetées en amont par les stations d'épuration.

L'analyse, dans le temps, de la qualité microbiologique des eaux aux débouchés des deux émissaires du Reyran a montré une nette augmentation des concentrations bactériennes (en *E. coli* et en entérocoques) dans les eaux proches du rejet durant la période estivale.

L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau, en particulier de la turbidité, confirme ce phénomène. La turbidité est près de 20 fois supérieure au niveau des débouchés durant la période estivale.

IV. ETUDE DE LA QUALITE DU SEDIMENT

IV.1. MATERIEL ET METHODE

IV.1.1. INTRODUCTION

Les contaminants chimiques, d'origine naturelle ou anthropique, parviennent au milieu marin principalement par des rejets ponctuels directs (urbains et industriels) ou diffus (agricoles et sanitaires), le drainage des bassins versants et les apports atmosphériques (processus industriels, incinération, combustion). Leur forte affinité pour le matériel particulaire les conduit à alimenter continuellement les sédiments côtiers. Ils auront tendance à se concentrer dans la fraction fine des sédiments et les conditions physicochimiques du milieu (pH, salinité) du milieu environnant influenceront leur piégeage dans les sédiments ou leur relargage dans la colonne d'eau.

Les sédiments constituent donc un réservoir potentiel de contaminants chimiques et sont couramment utilisés comme indicateurs de la qualité du milieu marin, dans de nombreux programmes de surveillance. Contrairement à la mesure ponctuelle d'un contaminant dans la colonne d'eau, l'étude du compartiment sédimentaire permet d'intégrer la variabilité temporelle du milieu marin et d'évaluer la contamination chronique des milieux prospectés.

IV.1.2. CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE

IV.1.2.1. STRATEGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Les stations d'échantillonnages définies dans l'appel d'offre ont été modifiées suites aux données de courantologie et aux recommandations pour la surveillance des rejets en mer de l'Ifremer. Le nouveau plan d'échantillonnage défini ci-après à été validé par la communauté d'agglomération de Fréjus Saint-Raphaël.

13 points ont été échantillonnés sur la zone d'Agay et 16 sur la zone de Fréjus Saint-Raphaël. Ils ont été répartis sur une zone englobant les rejets, déterminées selon l'importance de ces rejets, la diversité des faciès sédimentaires et la courantologie locale. Ces stations ont été distribuées de façon à couvrir, en les privilégiant, les axes de propagation majeure des effluents en mer.

Les stations de la zone d'Agay ont été réparties selon le schéma suivant (figure 25) :



- 7 stations dans le champ proche (moins de 500 m de la sortie de l'effluent, situées en priorité sur l'axe d'étalement préférentiel de la tâche, à des distances croissantes de façon exponentielle (0 m, 150 m et 350 m environ).

- 4 stations dans le champ intermédiaire, sur des axes nord-sud et est-ouest à des distances comprises entre 500 m et 1000 m du rejet.

- 2 stations complémentaires, l'une située dans le champ lointain (2000 m du débouché), et une sur un secteur particulier : le débouché de l'émissaire pluvial de Camp-Long.

Figure 25 : Positions des 13 stations de prélèvement de sédiment de la zone d'Agay.

Les 13 prélèvements ont les coordonnées suivantes (tableau 10) :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
SQA1	6 52,061	43 25,1	-49
SQA2	6 51,944	43 25,187	-30
SQA3	6 52,043	43 25,665	-10
SQA4	6 51,642	43 25,453	-10
SQA5	6 51,933	43 25,086	-30
SQA6	6 51,897	43 25	-46
SQA7	6 51,682	43 24,787	-40
SQA8	6 50,845	43 24,507	-44
SQA9	6 52,087	43 25,183	-40
SQA10	6 52,177	43 25,276	-40
SQA11	6 52,546	43 25,291	-40
SQA12	6 52,009	43 25,042	-55
SQA13	6 51,691	43 25,087	-12

Tableau 10 : Coordonnées des points de prélèvement (projection Lambert 93)

Les stations de la zone de Fréjus ont été réparties selon le schéma suivant (figure 26) :

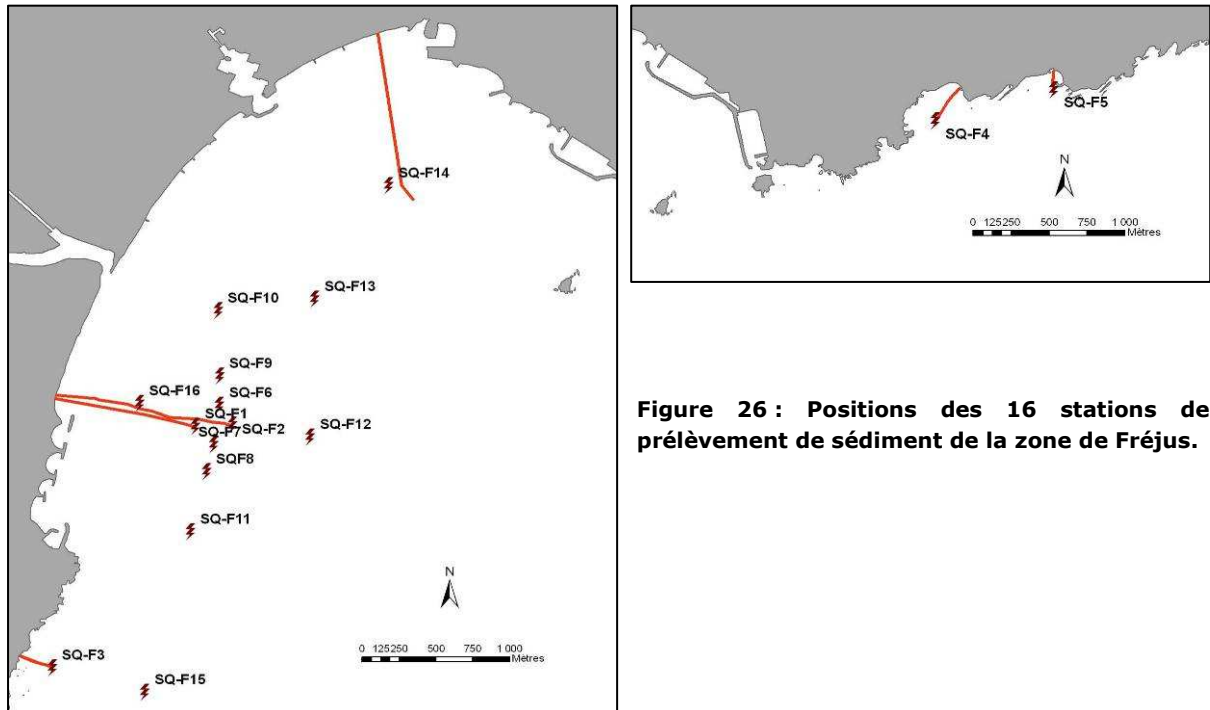


Figure 26 : Positions des 16 stations de prélèvement de sédiment de la zone de Fréjus.

- 6 stations dans le champ proche (moins de 500 m de la sortie des effluents du Reyran, situées en priorité sur les axes d'étalement préférentiel des tâches, à des distances croissantes de façon exponentielle (0 m, 200 m et 400 m environ).
- 5 stations dans le champ intermédiaire, sur des axes nord-sud et est-ouest à des distances comprises entre 500 m et 1000 m des rejets.
- 5 stations complémentaires, 3 situées dans le champ lointain (1000 à 2000 m des débouchés), et 3 sur des secteurs particuliers : un sur le débouché de l'émissaire pluvial de Balzac, un sur le débouché de l'émissaire de Péguière et un sur le débouché de l'émissaire de Toukan.

Les 16 prélèvements ont les coordonnées suivantes (tableau 11) :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
SQF1	6 44,556	43 23,935	-30
SQF2	6 44,742	43 23,933	-40
SQF3	6 43,78	43 23,03	-10
SQF4	6 47,797	43 24,691	-10
SQF5	6 48,383	43 24,787	-7
SQF6	6 44,683	43 24,012	-38
SQF7	6 44,644	43 23,861	-35
SQF8	6 44,602	43 23,759	-35
SQF9	6 44,692	43 24,125	-35
SQF10	6 44,701	43 24,378	-20
SQF11	6 44,507	43 23,529	-35
SQF12	6 45,129	43 23,875	-56
SQF13	6 45,187	43 24,405	-40
SQF14	6 45,586	43 24,829	-20
SQF15	6 44,238	43 22,92	-38
SQF16	6 44,283	43 24,033	-10

Tableau 11 : Coordonnées des points de prélèvement (projection Lambert 93)

IV.1.2.2. OPERATIONS DE PRELEVEMENT

Le semi-rigide de la société a été utilisée pour effectuée les prélèvements de sédiment. L'utilisation de ce bateau, a permis de conditionner l'ensemble des échantillons et l'instrumentation à bord (GPS, carte informatique géoréférencées...) a permis de marquer précisément la position GPS des stations d'échantillonnage.

Les prélèvements de sédiments ont été réalisés par un plongeur à l'aide d'un préleveur. A chaque station 3 prélèvements de dépôts particuliers très fins ont été réalisés. La couche superficielle de sédiment prélevée correspond aux 3 premiers centimètres (couche néphéloïde). Les trois échantillons ont été mélangés de façon à obtenir un échantillon moyen représentatif du sédiment superficiel.

IV.1.2.3. CONSTITUTION DE L'ÉCHANTILLON

Afin que les échantillons prélevés sur les sites soient le plus représentatif possible, au moins trois échantillons, dits élémentaires, ont été prélevés sur chaque station pour fabriquer un échantillon moyen. Le poids minimum des échantillons a été de 700 g afin de faire ensuite analyser par deux laboratoires l'ensemble des paramètres granulométriques, et physico-chimiques. Le mélange des échantillons élémentaires a été fait à volumes identiques. Lorsque les échantillons élémentaires ont été mis ensemble, l'échantillon moyen a été réalisé par mélange. La présence d'éléments grossiers, minéraux de tailles supérieures à 2 millimètres, coquillages, algues et phanérogames, pouvant être un facteur limitant l'homogénéisation de l'échantillon, ils ont été enlevés après avoir marqué leur présence sur la feuille d'échantillonnage. L'homogénéisation du mélange a été réalisée par malaxage manuel des trois échantillons élémentaires dans un récipient en verre. Entre chaque opération, le matériel de prélèvement a été nettoyé à l'eau de mer.

IV.1.2.4. CONSERVATION ET TRANSPORT DES ECHANTILLONS

Les échantillons ont été mis dans des sachets plastiques alimentaires neufs non colorés. Pour éviter toute confusion ultérieure, les numéros des stations ont été portés sur les emballages correspondant avec un marqueur indélébile. Les échantillons ont ensuite été conservés congelés pour être envoyés aux laboratoires d'analyse sous 16 heures.

IV.1.2.5. PRESENTATION DES LABORATOIRES MANDATES POUR LES ANALYSES DES ECHANTILLONS DE SEDIMENT

Les laboratoires IDHESA Bretagne Océane et LHMA Marseille ont été mandatés pour les analyses granulométriques et physico-chimiques des échantillons de sédiments.

IDHESA Bretagne Océane



IDHESA Bretagne Océane a été créé le 1er janvier 2007 par le Conseil général du Finistère et Brest métropole océane et résulte de la fusion du Laboratoire Départemental Vétérinaire du Finistère basé à Quimper et du Pôle Analytique des Eaux – Laboratoire Brest Océan de Plouzané.

IDHESA Bretagne Océane intervient dans le domaine de l'analyse depuis plus de 120 ans (1883 : création du laboratoire).

IDHESA s'appuie sur une expérience et des références forgées de longue date dans les missions de service public, et notamment lors de situations de crise.

Le laboratoire IDHESA Bretagne océane offre une large gamme d'analyses pour répondre à tous les besoins :

- Physico-chimie des eaux : paramètres naturels et substances indésirables
- Microbiologie des eaux : eaux potables, eaux usées, eaux de baignade
- Polluants minéraux : ions, métaux et métaux lourds
- Micropolluants organiques : hydrocarbures, résidus de pesticides et de médicaments
- Chimie et microbiologie des aliments : alimentation humaine et animale
- Santé humaine et animale : Légionelles, ESB, parasitologie, virologie, bactériologie, ...

IDHESA Bretagne Océane est accrédité par le COFRAC pour la réalisation des prélèvements et l'ensemble de ses programmes d'analyses.



IDHESA Bretagne océane est agréé par les Ministères de la Santé, de l'Écologie et du développement Durable et de l'Agriculture.



LHMA Marseille



Le Laboratoire d'Hydrologie et de Molysmologie Aquatique fondé en 1976 par le professeur A. Arnoux est rattaché à la faculté de Pharmacie (UFR) composante de l'Université de Méditerranée (Aix-Marseille II). En 1998, J.L. Monod a succédé au professeur A. Arnoux pour assurer la direction et la valorisation jusqu'en septembre 2006.

Les activités du LHMA se déclinent en trois axes principaux :

- Recherche dans le domaine analytique et application au milieu littoral.
- Prestation de service analytique sur les matrices " Eau ", " Sédiment ", " Matière Vivante ".
- Enseignement dans le cadre des études pharmaceutiques (Hydrologie).

Outre sa spécialisation en matière d'analyse en routine sur le milieu marin, le LHMA se distingue par sa compétence spécifique en matière de spéciation des PolyChloroBiphényles (PCB) pour lesquels sa position dominante lui a permis de représenter la France au Bureau Communautaire de Bruxelles.

De plus, le LHMA a développé des méthodes analytiques spécifiques de dosage des contaminants organomercuriels (MeHg), des hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) ainsi qu'une méthode d'analyse en série des organostanniques (TBT, DBT, MBT) et des détergents passés au rang des polluants prioritaires.

Techniques de pointe principales mises en œuvre au LHMA :

- Chromatographie liquide [HAP(16)], Chromatographie gazeuse (ECD - MSD - AED) [PCB], [Organostanniques], [méthylmercure], [pesticides].
- Absorption atomique [Métaux], Fluorescence atomique [Mercure].
- Kjeldis [Azote Kjeldahl], Analyseur [COT].
- Spectrophotométrie UV visibles [sels nutritifs : azote et phosphore].
- Granulométrie Laser.

Assurance Qualité :

Le laboratoire a reçu l'accréditation sur le programme 156 / n°1 - 1234 du COFRAC en 2000 et a obtenu son renouvellement en 2006. Cette accréditation a conduit à l'obtention des agréments 9 et 10 du Ministère de l'Environnement pour l'analyse des contaminants dans le sédiment.

IV.1.2.6. PARAMETRES ANALYSES

Les sédiments côtiers renferment de nombreuses substances dont certaines présentent un caractère toxique affirmé : métaux, hydrocarbures polyaromatiques, organochlorés (PCB), pesticides et biocides divers. Les processus qui interviennent dans le relargage ou l'immobilisation des contaminants associés au sédiment sont régulés dans une large mesure par les propriétés physico-chimiques de l'environnement du site de dépôt, mais aussi liés à l'activité microbologique dans le sédiment lui-même.

Une attention particulière a été apportée aux contaminants toxiques, persistants et bioaccumulables.

Une première analyse visuelle des échantillons prélevés a été réalisée in situ. Elle concerne les paramètres suivants : la couleur, l'homogénéité (présence ou absence de stratification), la présence d'animaux, la texture, la structure de la surface (par exemple, rides), l'odeur et l'éventuelle présence d'une contamination visible à l'œil nu (par exemple, reflet d'hydrocarbure).

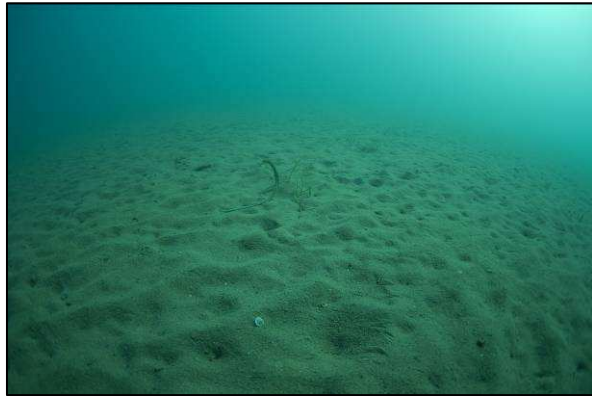
Les paramètres analysés par les laboratoires IDHESA Bretagne océane et LHMA de Marseille sont présentés ci-après. Les méthodes d'analyse concernent la fraction fine (< 63 µ) des sédiments, et l'eau interstitielle.

1. La granulométrie complète du sédiment total; spectre des tailles des particules, volumes particulaires, teneur en fraction fine (< 63 µ).

2. Les paramètres chimiques de contamination :

- les métaux : le plomb, le cadmium, le cuivre, le mercure, le zinc, le chrome et le nickel.
- les micropolluants organiques : les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).
- autres paramètres physico-chimiques : la matière sèche, le carbone organique, l'azote total kjeldhal, le phosphore total et les hydrocarbures totaux.

Les résultats situent les niveaux des contaminations identifiées, en prenant en compte les valeurs de référence disponibles ou en vigueur (normes, valeurs RNO,..).



**IV.2. RESULTATS ET INTERPRETATIONS : QUALITE DES
SEDIMENTS DE LA BAIE DE FREJUS**

Les données brutes sont présentées en annexes 3 et 4.

IV.2.1. CARACTERISATIONS GRANULOMETRIQUES

Nous avons réalisé à l'aide de la benne Van Veen, 16 prélèvements répartis sur la zone selon le plan d'échantillonnage défini précédemment dans le chapitre matériel et méthodes. Les différentes analyses granulométriques et les représentations graphiques sont données dans les figures et les tableaux ci-après.

Les 16 prélèvements ont les coordonnées suivantes (tableau 12) :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
SQF1	6 44,556	43 23,935	-30
SQF2	6 44,742	43 23,933	-40
SQF3	6 43,78	43 23,03	-10
SQF4	6 47,797	43 24,691	-10
SQF5	6 48,383	43 24,787	-7
SQF6	6 44,683	43 24,012	-38
SQF7	6 44,644	43 23,861	-35
SQF8	6 44,602	43 23,759	-35
SQF9	6 44,692	43 24,125	-35
SQF10	6 44,701	43 24,378	-20
SQF11	6 44,507	43 23,529	-35
SQF12	6 45,129	43 23,875	-56
SQF13	6 45,187	43 24,405	-40
SQF14	6 45,586	43 24,829	-20
SQF15	6 44,238	43 22,92	-38
SQF16	6 44,283	43 24,033	-10

Tableau 12 : Coordonnées des points de prélèvement (projection Lambert 93)

La granulométrie est la mesure de la taille des grains d'un sédiment (tableau 13) et correspond à la définition des paramètres exprimant cette taille (dimension médiane et répartition de part et d'autre de celle-ci).

Classe	Diamètre des grains
Colloïdes	< 0,12 µm
Précolloïdes	0,12 – 4 µm
Silts	4 – 63 µm
Sables très fins	63 – 125 µm
Sables fins	125 – 250 µm
Sables moyens	250 – 500 µm
Sables grossiers	500 – 1 000 µm
Sables très grossiers	1 – 2 mm
Graviers	2 – 20 mm
Galets	20 – 200 mm
Blocs	> 200 mm

Tableau 13 : Classification générale granulométrique (Migniot 1987)

Les résultats de l'analyse granulométrique sont représentés principalement sous forme de courbes cumulatives et d'histogrammes (Annexe XXX) à partir desquels un certain nombre de paramètres texturaux sont définis et calculés (tableau 14).

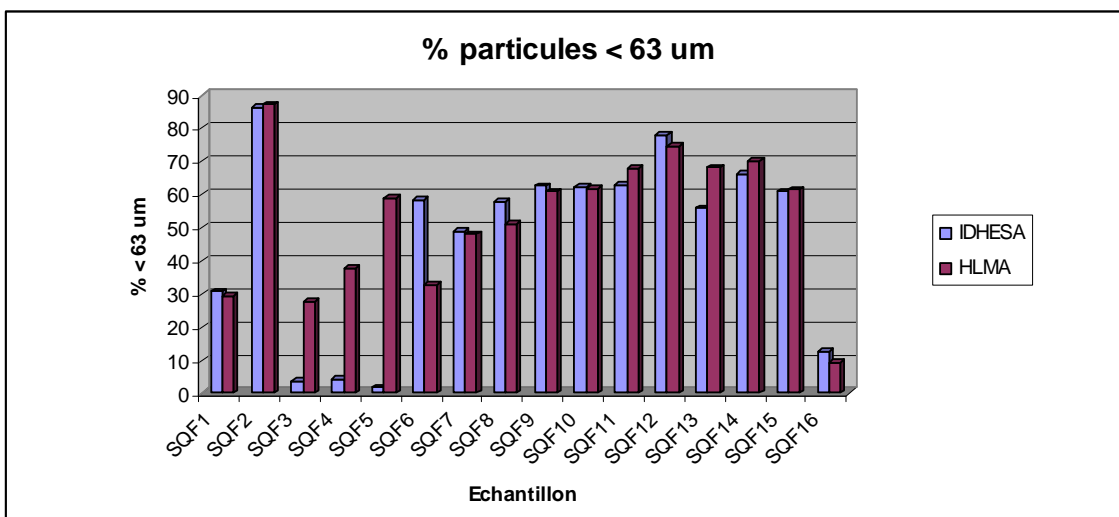
La médiane d'un échantillon de données est trouvée en classant les données des plus petites aux plus grandes, et en sélectionnant la valeur au milieu de l'échantillon. D'un point de vue granulométrique, cela signifie qu'il y a autant de grains aux diamètres supérieurs à la médiane, et autant de grains aux diamètres inférieurs à celle-ci. Dans un classement par taille, avec des catégories de même ampleur, le mode correspond à la catégorie la mieux représentée. La moyenne est la valeur obtenue en additionnant un ensemble de valeurs unitaires et en divisant par le nombre total de ces valeurs. La courbe granulométrique des sédiments permet de les caractériser en donnant le diamètre médian. De même, la courbe de fréquences des classes granulométriques fournit des indications sur le mode qui correspond au diamètre le plus fréquent des grains. Lorsqu'il y a plusieurs stocks sédimentaires, leur mélange fait apparaître plusieurs modes dans la courbe de fréquence.

	SQF1	SQF2	SQF3	SQF4	SQF5	SQF6	SQF7	SQF8
Mode (µm)	185,4	14,94	1584	684,2	993,6	50,22	140,1	60,52
Médiane (µm)	138,6	12,34	1150	802,2	945,7	54,70	71,98	55,68
Skewness	3,291	2,545	-0,622	0,229	-0,0023	4,578	4,289	4,423
Kurtosis	12,91	6,539	0,157	-2,02	-0,235	27,50	24,32	25,97
	SQF9	SQF10	SQF11	SQF12	SQF13	SQF14	SQF15	SQF16
Mode (µm)	45,75	50,22	72,94	37,97	41,68	45,75	72,94	140,1
Médiane (µm)	49,14	52,65	47,87	29,25	52,77	43,87	52,88	136,5
Skewness	2,702	4,465	2,698	4,046	2,567	4,335	2,789	1,503
Kurtosis	9,154	24,55	9,408	22,43	6,563	21,84	10,72	4,905

Tableau 14 : Paramètres granulométriques des sédiments (résultats IDHESA).

Echantillon	% particules < 63 µm	
	IDHESA	HLMA
SQF1	30,8	29,3
SQF2	86,4	87,3
SQF3	3,7	27,5
SQF4	4,2	37,8
SQF5	1,6	59
SQF6	58,5	32,6
SQF7	49	48,1
SQF8	57,8	51,1
SQF9	62,7	60,9
SQF10	62,5	61,7
SQF11	62,8	67,9
SQF12	78	74,7
SQF13	56	68,3
SQF14	66,1	70
SQF15	61	61,6
SQF16	12,5	9,1

Tableau 15 : Fractions granulométriques inférieures à 63 µm - données des deux laboratoires, IDHESA et LHMA.



Graphique 6 : Fractions granulométriques inférieures à 63 µm - données des deux laboratoires, IDHESA et LHMA.

La comparaison des résultats sur les fractions granulométriques inférieures à 63 µm donnés par chacun des deux laboratoires d'analyse, IDHESA et LHMA, montre une similarité des données pour les échantillons SQF1, SQF2 et SQF7 à SQF18 (tableau 15 et graphique 6).

Seules les données des points d'échantillonnage SQF3, SQF4, SQF5 et SQF6 diffèrent nettement entre les deux laboratoires. Ces différences sont difficiles à expliquer.

L'homogénéisation des échantillons a été réalisée par l'analyste suivant les recommandations du RLM. Les échantillons prélevés à l'aide d'une benne Van Veen ont été déposés dans un réceptacle. Les éléments grossiers, minéraux de tailles supérieures à 2 millimètres, coquillages, algues et phanérogames, pouvant être un facteur limitant l'homogénéisation de l'échantillon, ont été enlevés. L'homogénéisation a été réalisée à la fois avec une spatule et manuellement par malaxage et agitation. Le remplissage de deux flacons en polyéthylène haute densité de 1 litre destinés à chacun des deux laboratoires s'est fait progressivement. Cette méthode a été réalisée de la même façon pour chacun des 16 échantillons. Il ne semble pas que la différence observée entre les deux laboratoires pour les échantillons SQF3, SQF4, SQF5 et SQF6 soit due à un problème d'homogénéisation des échantillons.

Les deux laboratoires mandatés pour réaliser l'analyse granulométrique de ces échantillons sont accrédités COFRAC, preuve de leur rigueur et de leurs compétences techniques.

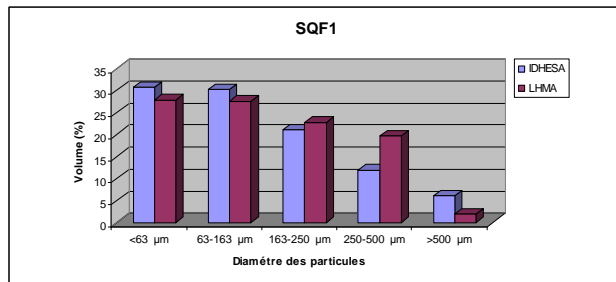
En revanche, les méthodes utilisées pour l'analyse granulométrique des sédiments diffèrent entre les deux laboratoires. Certaines méthodes utilisées peuvent, suivant certains paramètres de réglage, altérer la structure physique du sédiment en formant ou en cassant des agglomérats dans l'échantillon analysé. Ce phénomène peut expliquer les différences observées sur certains échantillons comme ceux des stations SQF3, SQF4, SQF5 et SQF6 concernées.

Les différences de résultat observées pour les échantillons SQF3, SQF4, SQF5 et SQF6, étant difficilement interprétables, il est impossible de définir avec assurance les pourcentages réels de fractions granulométriques inférieures à 63 µm ni d'établir avec certitude les courbes granulométriques de ces échantillons.

Les analystes présents sur le terrain pour ces opérations de prélèvement de sédiments ont toutefois notés par analyse visuelle un sédiment de nature grossier pour les échantillons SQF3, SQF4 et SQF5.

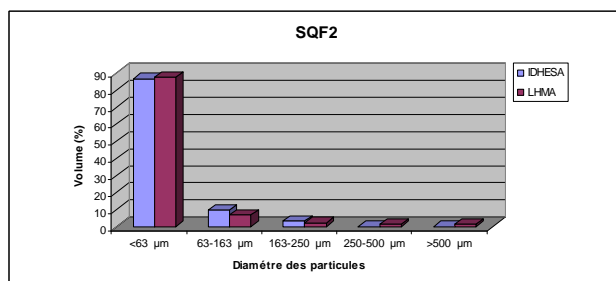
D'après les analyses granulométriques, il est possible de préciser les caractéristiques du sédiment des 12 autres échantillons (SQF1, SQF2 et SQF7 à SQF18). On distingue ainsi 4 groupes de sédiments.

- Les sédiments de l'échantillon SQF1 sont très hétérogènes (graphique 7). Ils sont constitués de sables fins fortement envasés à grossiers (la fraction vaseuse (<63 µm) est supérieure à 25 %). La position du point d'échantillonnage placé à la sortie de l'émissaire 1 du Reyrans (Ø 70cm), à une profondeur de 30 m où les courants sont faibles, explique le dépôt de sédiments très fins observé.



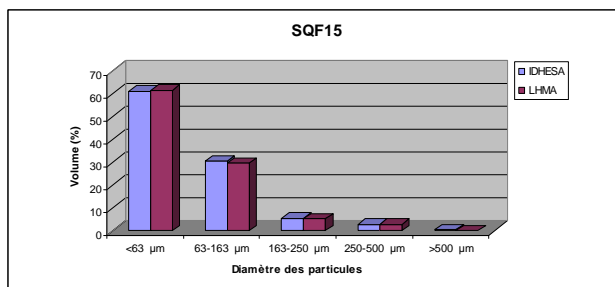
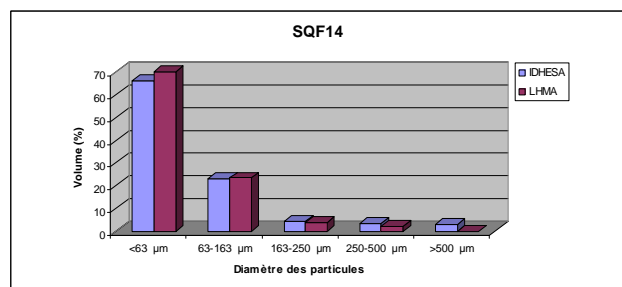
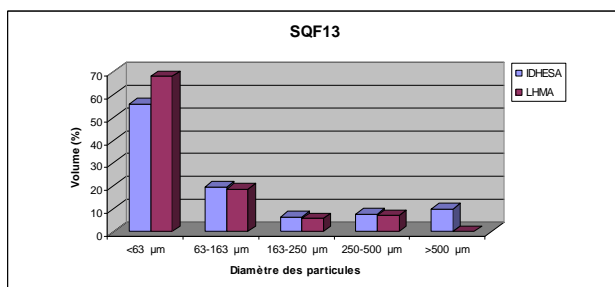
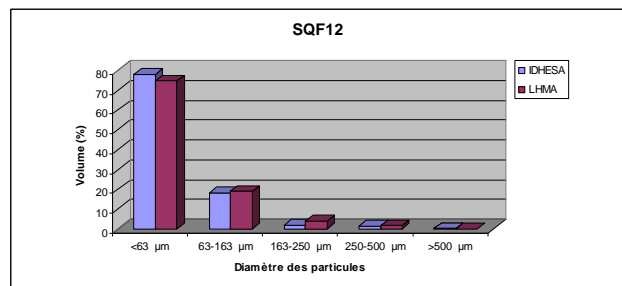
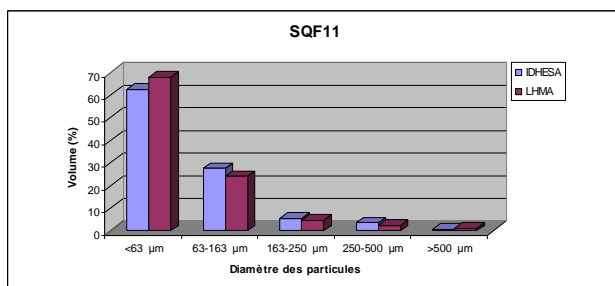
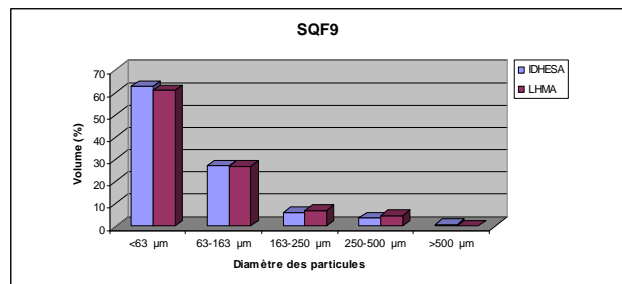
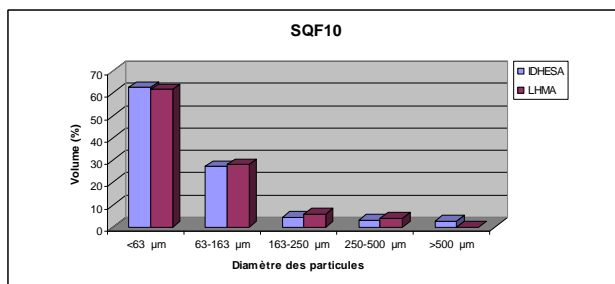
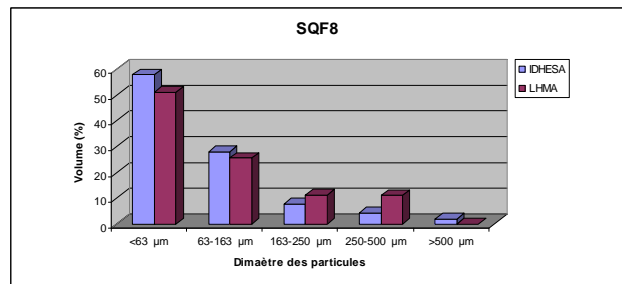
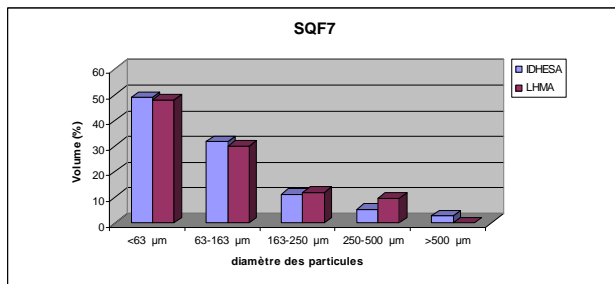
Graphique 7 : Volume de sédiment en fonction des classes de taille des particules.

- Les sédiments de l'échantillon SQF2 sont très homogènes (graphique 8). Ils sont constitués à plus de 80% de vase. La position du point d'échantillonnage placé à la sortie de l'émissaire 2 du Reyrans (Ø 90cm), à une profondeur de 40 m où les courants sont faibles, explique le dépôt de sédiments très fins observé.



Graphique 8 : Volume de sédiment en fonction des classes de taille des particules.

- Les échantillons SQF7 à SQF15 ont des profils granulométriques qui se rapprochent et se ressemblent (graphique 9). Ils sont composés à plus de 50% de particules fines (inférieurs à 63 µm) et de 10 à 30% environ de particules de sable fins. Les autres classes de sédiment ne représentent que de faibles pourcentages (<10%). Les bathymétries, allant de 20 à 56 m, où les courants sont faibles peuvent expliquer le dépôt de sédiments très fins.



Graphique 9: Volume de sédiment en fonction des classes de taille des particules.

I V . 2 . 2 . A N A L Y S E S G E O C H I M I Q U E S

Les échantillons ont été analysés par les laboratoires IDHESA Bretagne Océane et LHMA de l'Université de la Méditerranée de Marseille. Tous deux disposent de l'ensemble des agréments ministériels et sont accrédités COFRAC.

Les analyses ont été menées conformément aux recommandations du guide méthodologique du Réseau Littoral Méditerranéen (RLM).

Les méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des échantillons de sédiment sont présentées ci-dessous pour chacun des laboratoires (tableau 16 et 17) :

SEDIMENTS	IDHESA		LHMA	
Paramètres analysés	Méthodes	Unités	Méthodes	Unités
PHYSICO - CHIMIE				
Granulométrie	NF EN ISO 13320.1		Méthodes interne-MO 34/EB 8/34	%
Matières Sèches	NF EN 12880	%	Non fournie	-
Carbone Organique	NF ISO 14235	g/kg MS	Méthode interne volumérique - MO 32/EB 8/32	%
Azote Total Kieldhal	NF EN 13342	g/kg MS	NF ISO 11261	mg/kg MS
Phosphore Total	NF EN ISO 11885	g/kg MS	NF EN ISO 6878	mg/kg MS
HYDROCARBURES				
Hydrocarbures Totaux	NF EN ISO 14039 modifié GC/MS	mg/kg M S	Méthode interne IR - MO 53/EB 8/53	mg/kg M S
MICROPOLLUANTS INORGANIQUES				
Cadmium	NF EN ISO 15586	mg/kg M S	ISO 11047	mg/kg M S
Chrome Total	NF EN ISO 11885	mg/kg M S	ISO 11047	mg/kg M S
Cuivre	NF EN ISO 11885	mg/kg M S	ISO 11047	mg/kg M S
Fer	NF EN ISO 11885	g/kg MS	FD T 90-112	g/kg MS
Mercure	Fluorescence Atomique	mg/kg M S	NF ISO 16 772	mg/kg M S
Plomb	NF EN ISO 15586	mg/kg M S	ISO 11047	mg/kg M S
Zinc	NF EN ISO 11885	mg/kg M S	ISO 11047	mg/kg M S
MICROPOLLUANTS ORGANIQUES				
PCB (7)	XPX 33012	mg/kg M S	Méthode interne - MO 39/EB 8/39	µg/kg M S
HAP (16)	XPX 33012	mg/kg M S	Méthode interne - MO 29/EB 8/29	µg/kg M S

Tableau 16 : Présentation des méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des sédiments des deux laboratoires, IDHESA et LHMA.

EAUX INTERSTITIELLES	IDHESA		LHMA	
Paramètres analysés	Méthodes	Unités	Méthodes	Unités
Azote Ammoniacal (en NH₄)	NF T90-015-2	mg/l	Spectrophotométrie visible	µmol/l
Nitrates (en NO₃)	Colorimétrie	mg/l	Spectrophotométrie visible	µmol/l
Nitrites (en NO₂)	Colorimétrie	mg/l	Spectrophotométrie visible	µmol/l
Orthophosphates (en PO₄)	NF EN ISO 15681-1	mg/l	Spectrophotométrie visible	µmol/l
Agents de Surface (Réag. Bleu Méth)	NF EN 903	µg/l		µg/l

Tableau 17 : Présentation des méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des eaux interstitielles des sédiments des deux laboratoires, IDHESA et LHMA.

IV.2.3. COMPARAISON AVEC DES VALEURS SEUILS

Les analyses réalisées dans le cadre de cet état "zéro" du site seront interprétées au regard des concentrations connues dans les sédiments pour les paramètres mesurés. Différentes valeurs seuils issues de la bibliographie seront ainsi utilisées :

IV.2.3.1. MATIERES AZOTEES, PHOSPHOREES ET CARBONEES

Les valeurs seuils des matières azotées, phosphorées et carbonées sont issues d'un document « Système d'Aide à l'interprétation des données benthiques en milieu marin et lagunaire » rédigé par M.L. Licari en 1998 (étude IARE) pour le compte de la Région PACA et l'Agence de l'Eau RMC » (tableau 18).

	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur forte	Teneur très forte
Azote Total (% MS)	<0,04	0,04 à 0,09	0,09 à 0,18	>0,18
Phosphore Total (mg/kg)	<553	553 à 1417	1417 à 2085	>2085
Carbone organique (%)	<0,44	0,44 à 0,75	0,75 à 1,52	>1,52

Tableau 18 : Valeurs de référence de l'azote total, du phosphore total et du carbone organique dans les sédiments marins – Données M. L. Licari 1998.

IV.2.3.2. HYDROCARBURES TOTAUX

Les valeurs seuils des hydrocarbures totaux sont issues des données du REPOM pour la qualité des sédiments portuaires (tableau 19).

(mg/kg)	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur forte	Teneur très forte
Hydrocarbures Totaux	< 100	100 à 500	500 à 1000	> 1000

Tableau 19 : Valeurs de référence des hydrocarbures totaux dans les sédiments marins – Données REPOM.

IV.2.3.3. METAUX LOURDS

Les valeurs seuils des métaux lourds dans les sédiments marins sont issues de différents rapports :

- GEODE

Il existe des niveaux de référence fournis au niveau national par le groupe de travail GEODE. Ces données ont servi de base à l'élaboration de la circulaire du 14 juin 2000 relative aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents principalement en milieu portuaire. Ces seuils réglementaires contribuent à déterminer la démarche à retenir en termes d'études et de solutions techniques pour rejeter les matériaux de dragage.

- L'arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire

« Art. premier - Lorsqu'en vue d'une action déterminée, une analyse est requise pour en apprécier l'incidence sur les milieux concernés, ladite analyse précise pour les sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire la qualité de ceux-ci en fonction des niveaux de référence figurant au tableau 20 ci-après. »

mg/kg	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Niveau N1	1,2	90	45	0,4	37	100	276
Niveau N2	2,4	180	90	0,8	74	200	552

Tableau 20 : Niveaux relatifs aux éléments traces – Données de l'arrêté du 14 juin 2000.

La Circulaire du 14 juin 2000, relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire défini par arrêté interministériel, a pour objet d'explicitier les conditions d'utilisation du référentiel de qualité défini par l'arrêté du 14 juin 2000 :

« Les seuils de l'arrêté du 14 juin 2000 constituent des points de repère permettant de mieux apprécier l'incidence que peut avoir l'opération projetée.

Ainsi, au-dessous du niveau N1, l'impact potentiel est en principe jugé d'emblée neutre ou négligeable, les teneurs étant « normales » ou comparables au bruit de fond environnemental.

Entre le niveau N1 et le niveau N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau N1. De façon générale, l'investigation complémentaire doit être proportionnée à l'importance de l'opération envisagée.

Au-delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif de l'opération. »

- Le Réseau National d'Observation (RNO)

Le Réseau National d'Observation (RNO) géré par l'Ifremer permet de disposer de valeurs de référence dans les sédiments méditerranéens. Ces campagnes ont été l'occasion de prélèvements tout au long de la côte méditerranéenne. Le traitement de ces données a permis de définir trois états descriptifs de la qualité chimique des sédiments en Méditerranée, déterminés dans le cadre du RLM.

- Guide méthodologique du RLM

Afin d'appliquer une démarche commune à d'autres sites (mais sans souci de comparaison avec ces sites), il est possible de se référer aux recommandations du guide méthodologique du RLM pour l'évaluation de la contamination chimique du sédiment :

" En l'absence d'une méthode de référence pour les milieux naturels, les travaux menés dans le cadre du RLM ont permis de définir trois états descriptifs de la qualité chimique des sédiments :

- Etat 1 : il caractérise les niveaux inférieurs ou égaux au bruit de fond de la contamination chimique établi pour chaque contaminant à l'échelle de la Méditerranée française. Le bruit de fond correspond à la valeur limite au dessus de laquelle une contamination peut être suspectée dans un sédiment fin. Pour les sédiments correspondant à cet état, le RLM ne recommande aucune mesure particulière autre que la surveillance régulière du site.

- Etat 2 : il caractérise des niveaux correspondant à des valeurs supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures ou égales au seuil de contamination avérée. Pour les sédiments correspondant à cet état, le RLM recommande une expertise complémentaire, pouvant aller jusqu'à une analyse des risques environnementaux.

- Etat 3 : il caractérise les niveaux supérieurs au seuil d'une contamination avérée pour lesquelles le RLM recommande de mettre en œuvre :

- une analyse approfondie des risques environnementaux, y compris une identification et une quantification des apports),*
- la définition de mesures propres à remédier à l'état de pollution."*

Les valeurs délimitant ces trois états ont été déterminées sur la base du traitement des données issues des travaux du RNO en Méditerranée (tableau 21). Elles ne s'appliquent pas aux sédiments assujettis à la réglementation relative aux rejets de dragage (arrêté du 14 juin 2000).

Le traitement des données a porté uniquement sur des sédiments fins caractérisés par un pourcentage de particules inférieures à 63 µm supérieur ou égal à 30 %.

mg/kg	Pb	Hg	Cd	Cu	Zn
RLM Etat 1	<25	<0,05	<0,15	<15	<90
RLM Etat 2	25<50	0,05<0,4	0,15<0,6	15<60	90<200
RLM Etat 3	>50	>0,4	>0,6	>60	>200

Tableau 21 : Valeurs de référence des concentrations en métaux lourds dans les sédiments méditerranéens – Données RLM.

- OSPAR

Les programmes de surveillance internationaux menés dans l'Atlantique Nord-Est (OSPAR - CEMP) fournissent aussi des valeurs seuils (tableau 22).

mg/kg	Pb	Hg	Cd	Cu	Cr	Zn
OSPAR	25,0	0,05	0,20	20,0	60,0	90,0

Tableau 22 : Valeurs de référence des concentrations en métaux lourds dans les sédiments de l'Atlantique Nord Est – Données OSPAR - CEMP.

IV.2.3.4. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES - PCB

Les valeurs seuils des PCB dans les sédiments marins sont issues de différents rapports :

- L'arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire (tableau 23).

µg/kg	PCB Totaux	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Niveau N 1	500	25	25	50	25	50	50	25
Niveau N 2	1000	50	50	100	50	100	100	50

Tableau 23 : Niveaux relatifs aux PCB – Données de l'arrêté du 14 juin 2000.

- Guide méthodologique du RLM

Recommandations du guide méthodologique du RLM pour l'évaluation de la contamination chimique en PCB du sédiment (tableau 24):

µg/kg	PCB 118	PCB 153
Etat 1	<0,5	<0,2
Etat 2	0,5<4	0,2<5
Etat 3	>4	>5

Tableau 24 : Valeurs de référence des concentrations en PCB dans les sédiments méditerranéens – Données RLM.

IV.2.3.5. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES - HAP

Les valeurs seuils des HAP dans les sédiments marins sont issues de différents rapports :

- REPOM

Les valeurs seuils des hydrocarbures totaux issues des données du REPOM pour la qualité des sédiments portuaires sont présentées dans le tableau 25 ci-après.

µg/kg	teneur faible	teneur moyenne	teneur forte	teneur très forte
HAP	<500	500 à 1000	1000 à 10000	> 10000

Tableau 25 : Niveaux relatifs aux HAP – Données du REPOM.

- Guide méthodologique du RLM

Recommandations du guide méthodologique du RLM pour l'évaluation de la contamination chimique en PCB du sédiment (tableau 26):

µg/kg	Fluoranthène	Benzo(a) pyrène	Benzo(b) fluoranthène	Benzo(ghi) pérylène	Benzo(k) fluoranthène	Indéno(1,2,3) pyrène
Etat 1	<40	<100	<200	<100	<100	<100
Etat 2	40<200	100<500	200<500	100<250	100<250	100<250
Etat 3	>200	>500	>500	>250	>250	>250

Tableau 26 : Valeurs de référence des concentrations en HAP dans les sédiments méditerranéens – Données RLM.

- OSPAR

Les programmes de surveillance internationaux menés dans l'Atlantique Nord-Est (OSPAR - CEMP) fournissent aussi des valeurs seuils (tableau 27).

µg/kg	Fluoranthène	Benzo(b) fluoranthène	Benzo(k) fluoranthène	Benzo(a) pyrène	Indéno (1-2-3-cd) pyrène	Benzo(g,h,i) pérylène	Naphtalène	Acénaphthylène
Valeurs seuils	400	300	150	200	200	150	200	50

µg/kg	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Pyrène	Benzo(a) anthracène	Chrysène	Dibenzo(a,h) anthracène
Valeurs seuils	100	170	1000	500	1500	500	1000	100

Tableau 27 : Valeurs de référence des concentrations en HAP dans les sédiments de l'Atlantique Nord Est – Données OSPAR.

IV.2.3.6. RECAPITULATIF DES VALEURS SEUILS UTILISEES DANS LE CADRE DE CETTE ETUDE

Les valeurs seuils existantes permettant l'analyse et l'interprétation des données obtenues au cours de cette étude sont résumées dans les tableaux 28, 29, 30, 31 et 32 ci-après:

	Azote Total (% MS)	Phosphore Total (mg/kg)	Carbone organique (%)
Teneur faible	<0,04	<553	<0,44
Teneur moyenne	0,04 à 0,09	553 à 1417	0,44 à 0,75
Teneur forte	0,09 à 0,18	1417 à 2085	0,75 à 1,52
Teneur très forte	>0,18	>2085	>1,52

Tableau 28 : Valeurs de référence de l'azote total, du phosphore total et du carbone organique dans les sédiments marins – Données M. L. Licari 1998.

mg/kg	Hydrocarbures Totaux
Teneur faible	< 100
Teneur moyenne	100 à 500
Teneur forte	500 à 1000
Teneur très forte	> 1000

Tableau 29 : Valeurs de référence des hydrocarbures totaux dans les sédiments marins – Données REPOM.

(mg/kg)	Pb	Hg	Cd	Cu	Cr	Zn
Arrêté du 14 juin 2000 N1	100	0,4	1,2	45	90	276
Arrêté du 14 juin 2000 N2	100<200	0,4<0,8	1,2<2,4	45<90	90<180	276<552
RLM Etat 1	<25	<0,05	<0,15	<15	-	<90
RLM Etat 2	25<50	0,05<0,4	0,15<0,6	15<60	-	90<200
RLM Etat 3	>50	>0,4	>0,6	>60	-	>200
OSPAR	25,0	0,05	0,20	20,0	60,0	90,0

Tableau 30: Présentation des qualités géochimiques des sédiments en métaux lourds des différentes valeurs de référence connues.

$\mu\text{g}/\text{kg}$	PCB Totaux	Somme des 7 PCB	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Arrêté du 14 juin 2000 N1	500	250	25	25	50	25	50	50	25
Arrêté du 14 juin 2000 N2	1000	500	50	50	100	50	100	100	50

Tableau 31 : Présentation des qualités géochimiques des sédiments en PCB des différentes valeurs de référence connues.

$\mu\text{g}/\text{kg}$	Fluoranthène	Benzo(b) fluoranthène	Benzo(k) fluoranthène	Benzo(a) pyrène	Indéno (1-2-3-cd) pyrène	Benzo(g,h,i) pérylène	Naphtalène	Acénaphthylène
OSPAR	400	300	150	200	200	150	200	50
RLM Etat 1	<40	<200	<100	<100	<100	<100	-	-
RLM Etat 2	40<200	200<500	100<250	100<500	100<250	100<250	-	-
RLM Etat 3	>200	>500	>250	>500	>250	>250	-	-

$\mu\text{g}/\text{kg}$	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Pyrène	Benzo(a) anthracène	Chrysène	Dibenzo(a,h) anthracène
OSPAR	100	170	1000	500	1500	500	1000	100

Tableau 32 : Présentation des qualités géochimiques des sédiments en HAP des différentes valeurs de référence connues.

IV.2.4. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES SÉDIMENTS

Les résultats des analyses des deux laboratoires pour l'ensemble des 16 échantillons sont présentés en annexe.

De manière générale, lorsqu'apparaissent des différences entre les résultats des deux laboratoires pour un même échantillon analysé, la valeur la plus forte (valeur la plus pénalisante) sera retenue dans l'interprétation des résultats.

IV.2.4.1. MATIÈRES AZOTÉES, PHOSPHORÉES ET CARBONÉES

Azote Total Kjeldahl

La teneur en Azote Total Kjeldahl (NTK) est considérée comme faible aux stations SQF3, SQF4 et SQF16. Ces trois stations très peu profondes (-10m) et composées de sédiments grossiers sont sous l'influence de courants empêchant l'accumulation de l'azote NTK dans les sédiments.

La teneur en Azote Total Kjeldahl est considérée comme moyenne à la station SQF1.

La teneur en Azote Total Kjeldahl est considérée comme forte aux stations SQF2, SQF5, SQF6, SQF7, SQF8, SQF9, SQF10, SQF11, SQF12 et SQF15.

Toutes ces stations ont une profondeur assez élevée (-20 m à -56 m) (sauf la station SQF5) et sont composées de sédiments fins fortement envasés. Ceci traduirait une absence de courant de fond et ainsi une possibilité d'accumulation de l'azote NTK dans les sédiments de surface.

La station SQF5 quand à elle se situe dans les petits fonds, directement à la sortie de l'émissaire du Toukan et à proximité du cours d'eau de l'Armitelle. La proximité de ces deux rejets peut expliquer l'apport important d'azote dans les sédiments.

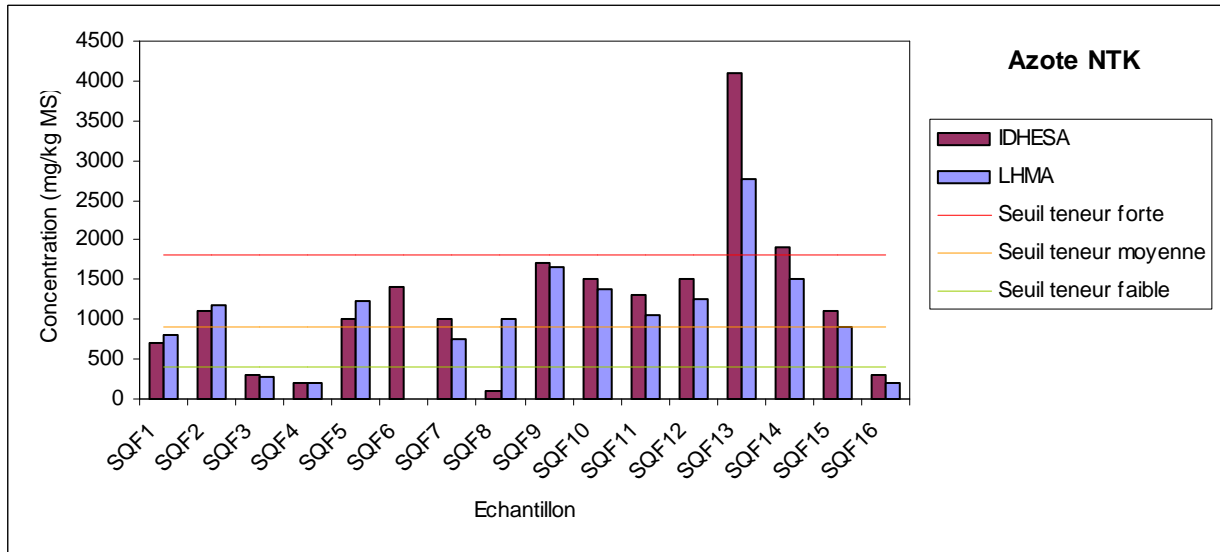
Notons enfin un pic de contamination à l'Azote Total Kjeldahl à la station SQF13 avec une teneur considérée comme très forte. Cette station a une profondeur assez élevée (de l'ordre de 40 m) et n'est pas sous l'influence immédiate des rejets de la station d'épuration. L'explication de ce phénomène peut résider dans le fait qu'à cette profondeur la sédimentation peut être considérée comme permanente (très peu de remise en suspension due aux courants) d'où une probable accumulation de l'azote dans les sédiments superficiels. De plus, cette station reçoit les effluents du fleuve Argente, des rivières Garonne et Pédégal et se situe à mi distance des rejets des émissaires du Reyran et de Playa, accumulant ainsi l'azote NTK provenant de ces six sources.

La station SQF14 à elle aussi une teneur en NTK considérée comme très forte d'après les données du laboratoire IDHESA. Cette teneur qui reste tout de même très inférieure à celle de la station SQF13 peut être due à la proximité du rejet de l'émissaire de Playa et du débouché des rivières Garonne et Pédégal.

Globalement, on observe une teneur forte en azote NTK dans le champ proche des rejets des émissaires de Reyran, de Playa et de Toukan, pouvant traduire une contamination des sédiments par l'azote NTK.

Un pic de pollution à l'azote NTK est observé au niveau de la station SQF13, probablement dû à l'accumulation d'azote NTK provenant à la fois des émissaires du Reyran, de Playa et du fleuve Argent.

Aucune relation ne peut être établie entre la teneur en azote NTK et la distance séparant les stations des rejets des émissaires.



Graphique 10 : Concentration en Azote Total Kjeldhal des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<150 mg/kg MS)).

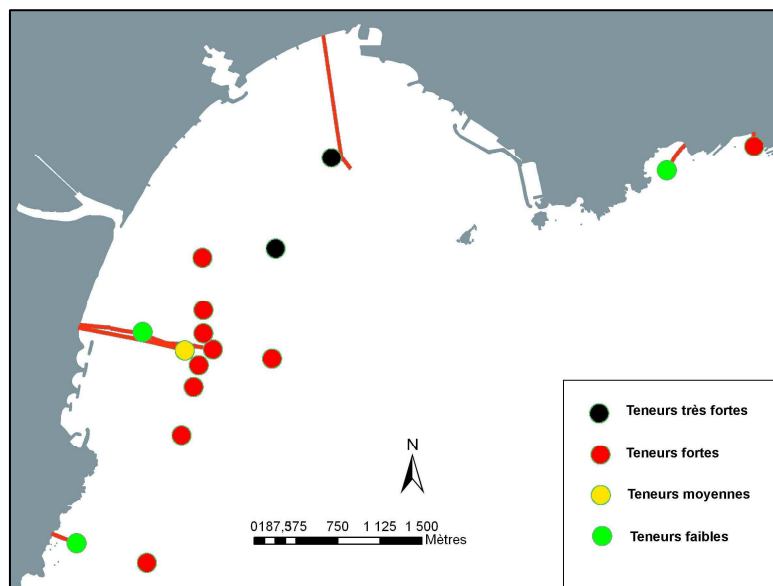
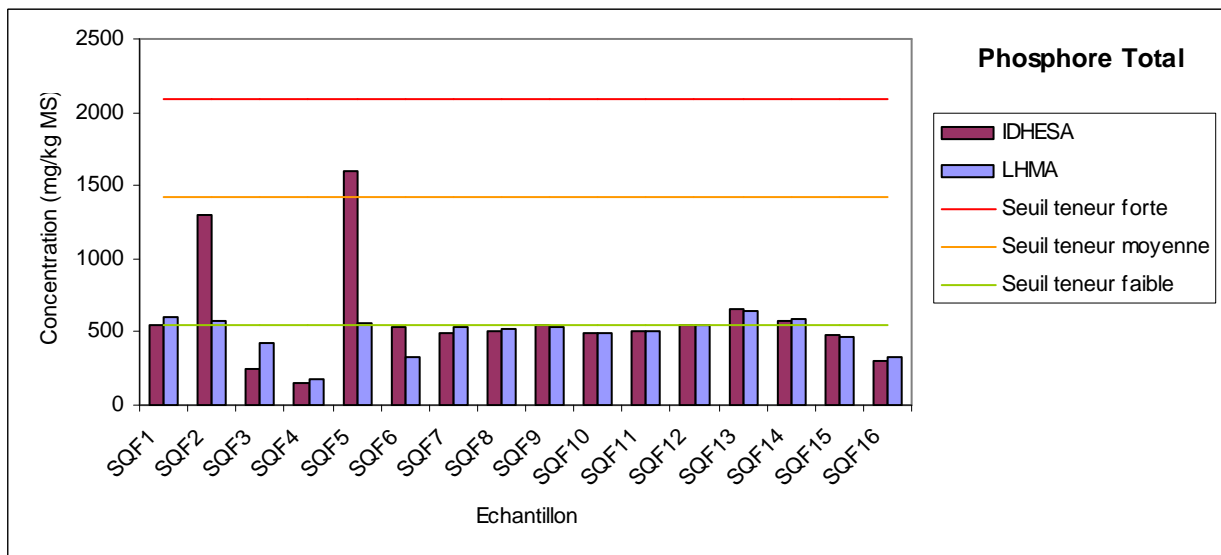


Figure 27 : Carte de la teneur des sédiments en Azote total Kjeldhal aux niveaux des stations du Reyran.

Phosphore total

L'ensemble des stations est caractérisé par des concentrations faibles à moyennes en phosphore total, à l'exception d'un pic de teneur forte observé d'après les données du laboratoire IDHESA à la station SQF5. Ce pic peut être dû aux rejets de l'émissaire de Toukan et à la présence du débouché du cours d'eau de l'Armitelle à proximité de la station, pouvant être vecteurs d'une pollution au phosphore total.

A l'exception du pic observé à la station SQF5 issu des données du laboratoire IDHESA, il n'y a pas de pollution au phosphore total due aux rejets des émissaires de Fréjus sur les autres stations étudiées. Il apparaît en revanche important de suivre la teneur en phosphore total des sédiments à proximité du rejet de l'émissaire de Toukan afin d'anticiper une éventuelle pollution du site dans le temps.



Graphique 11 : Concentration en Phosphore Total des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

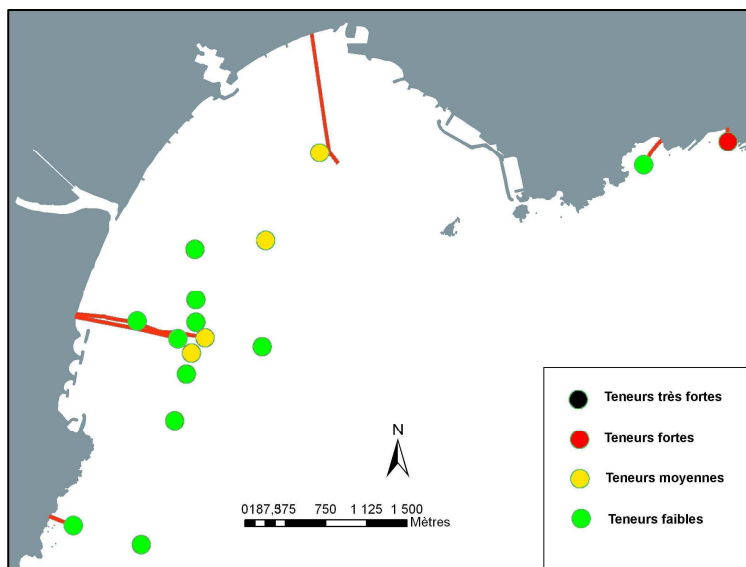


Figure 28 : Carte de la teneur des sédiments en Phosphore total aux niveaux des stations du Reyan.

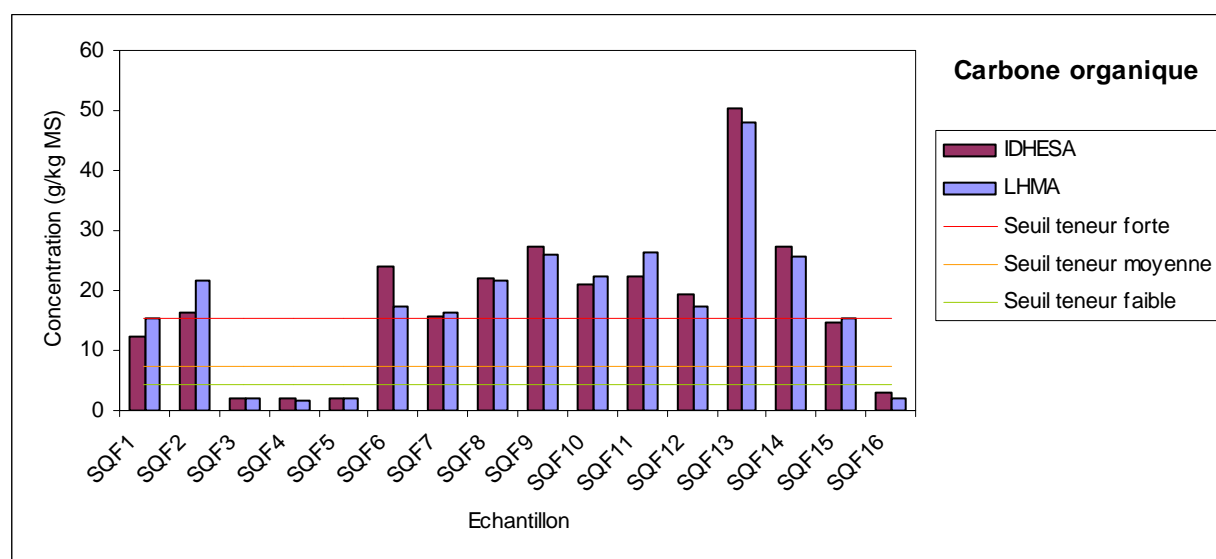
Carbone organique total

Le carbone organique total présente des teneurs faibles aux stations SQF3, SQF4, SQF5 et SQF16. Ces stations ont pour particularité de présenter des profondeurs très faibles (de -7 m à -10 m) et sont composées de sédiments grossiers. Le phénomène expliquant ces faibles teneurs peut résider dans le fait qu'à cette profondeur la sédimentation peut être considérée comme faible (forte remise en suspension due aux courants) d'où une faible accumulation de carbone organique dans les sédiments superficiels.

Toutes les autres stations ont des teneurs en carbone organique très fortes. Ces stations plus profondes sont les plus riches en composés organiques. L'apport de carbone organique par le fleuve Argent et les émissaires puis l'absence de remobilisation du substrat de ces fonds explique certainement cet enrichissement.

Globalement, on observe des teneurs très fortes aux stations les plus profondes, pouvant traduire une contamination des sédiments par le carbone organique total. Cette contamination semble être due à un apport important de carbone organique total sur le littoral (charrié par l'Argent et les émissaires) et par son accumulation dans les sédiments superficiels profonds.

Aucune relation ne peut être établie entre la teneur en carbone organique total et la distance séparant les stations des rejets des émissaires.



Graphique 12 : Concentration en Carbone Organique Total des 16 échantillons de sédiment - Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

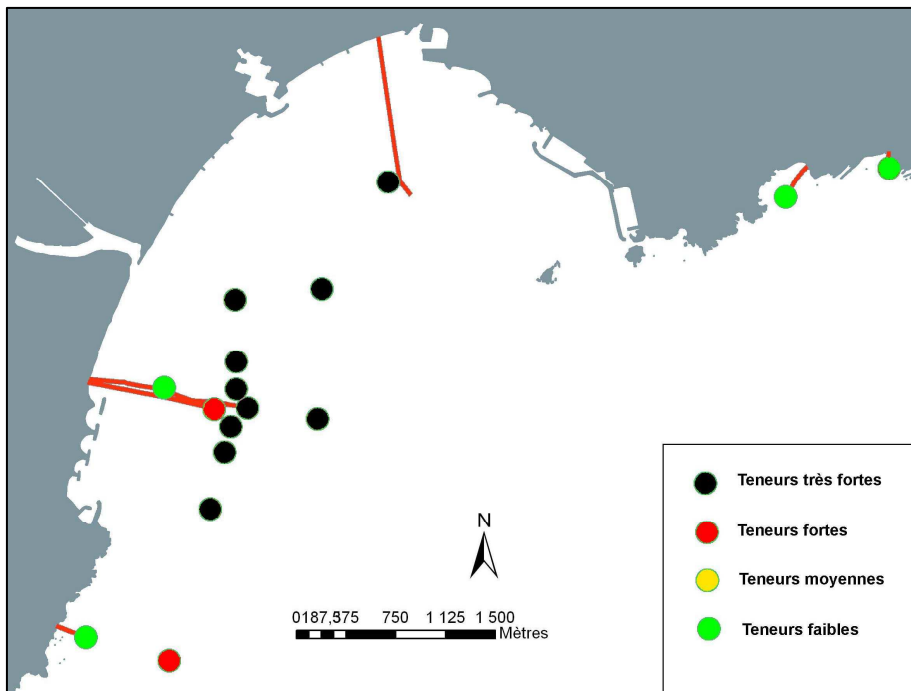


Figure 29 : Carte de la teneur des sédiments en Carbone organique total aux niveaux des stations du Reyran.

Nitrites

On note une nette différence entre les résultats des deux laboratoires. D'après les laboratoires concernés, ces différences peuvent s'expliquer par plusieurs phénomènes. Le lixiviat est un milieu très hétérogène et l'utilisation de méthodes de centrifugation différentes, utilisées pour l'extraire des sédiments, peut influencer les résultats. De plus, les concentrations en nitrites dans les eaux interstitielles des sédiments dépendent aussi du délai d'analyse qui diffère entre les deux laboratoires.

Aucune valeur seuil n'a pu être trouvée dans la bibliographie pour la teneur en nitrite des eaux interstitielles des sédiments de méditerranée. Le seuil de détection de la méthode de mesure utilisée pour le dosage des nitrites (LD NO₂) est utilisé comme repaire pour l'analyse de ces données. Il est de 0,01 mg/l pour le laboratoire IDHESA et 0,02 mg/l pour le laboratoire LHMA.

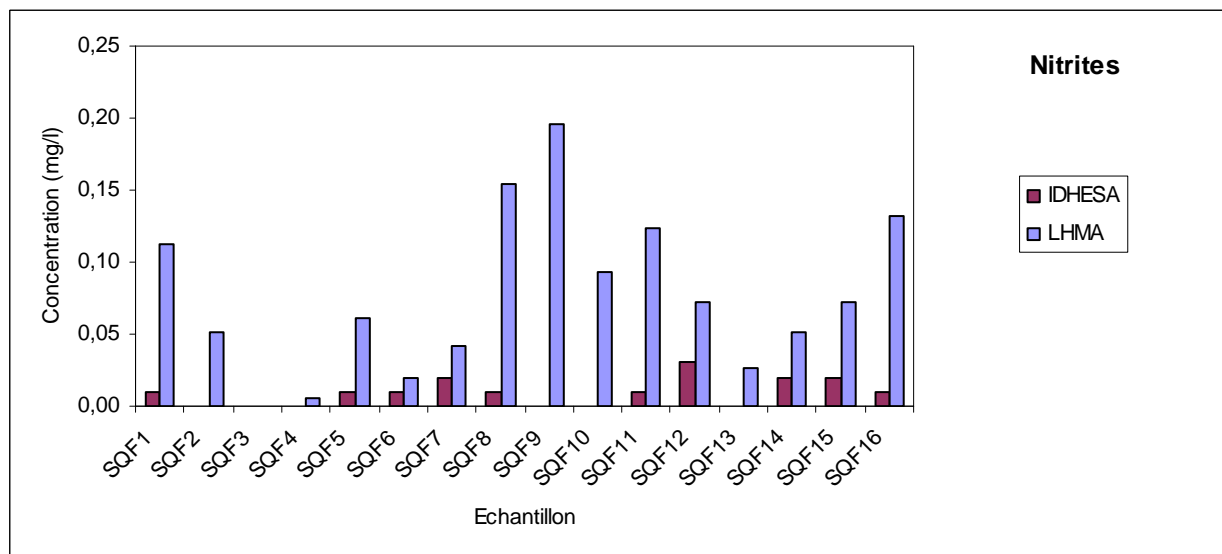
A l'exception de la station SQF3, les concentrations en nitrites sont supérieures aux seuils de détections (LD NO₂ = 0,01 mg/l) pour l'ensemble des stations. La station SQF9 (20 x LD) a la concentration la plus élevée, elle est suivie par les stations SQF8, SQF16, SQF11, SQF1, SQF10, SQF12, SQF15 et SQF5. Ces dernières ont toutes des valeurs au moins 5 fois supérieures au seuil de détection.

Les stations SQF2, SQF4, SQF6, SQF7, SQF13 et SQF14 ont une concentration en nitrites plus faible, inférieure ou égale à 5 fois la limite de détection.

Seule la station SQF3 a une teneur en nitrite inférieure au seuil de détection.

Malgré les pics de concentration observés sur de nombreuses stations, il est difficile d'établir avec certitude si ces derniers révèlent ou non la présence d'une pollution au nitrite. Les stations les plus proches des émissaires, de Playa (SQF14), de Balzac (SQF3), de Péguière (SQF4), du Toukan (SQF5) et l'émissaire 2 du Reyran (SQF2, SQF6 et SQF7) ont des valeurs relativement faibles comparées au reste de la zone d'étude. Ces émissaires ne semblent donc pas être une source de pollution aux nitrites.

Seule la teneur en nitrite au niveau du débouché de l'émissaire 1 du Reyran est relativement élevée (teneur en nitrite de SQF1 = 11 x LD).



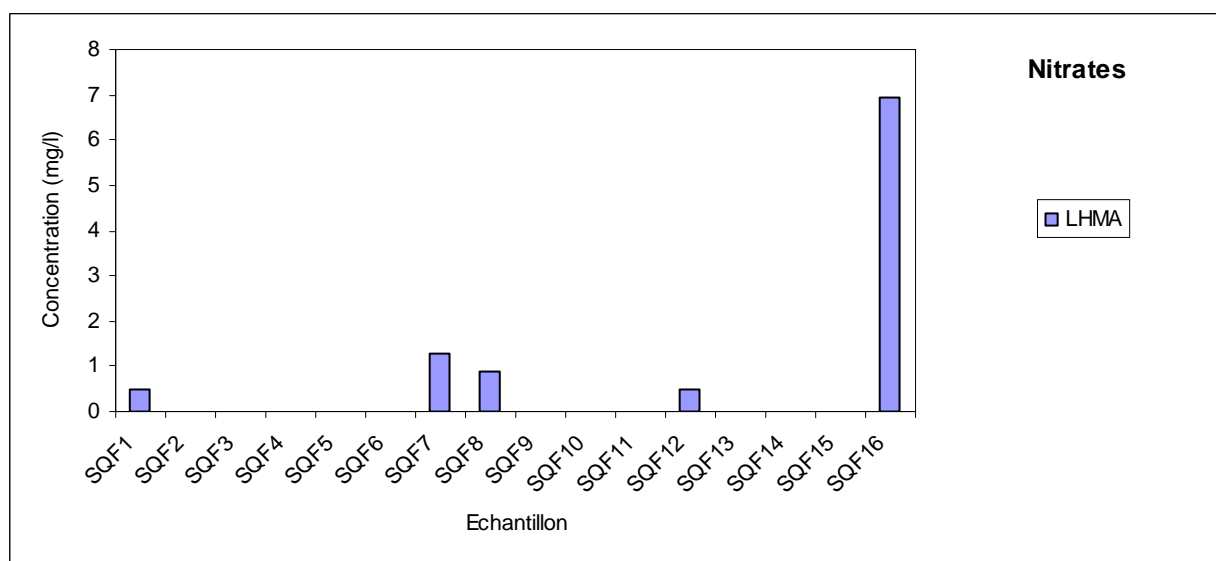
Graphique 13 : Concentration en nitrites des eaux interstitielles des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<0,01 mg/l pour IDHESA et <0,02 mg/l pour LHMA)).

Nitrates

Toutes les valeurs de la teneur en nitrates des eaux interstitielles des sédiments analysées par le laboratoire IDHESA sont inférieures au seuil de détection de 5mg/l.

Les données du laboratoire LHMA, plus fines, avec un seuil de détection de 0,05 mg/l montrent des valeurs supérieures ou égales à ce seuil sur 5 stations uniquement (SQF1, SQF7, SQF8, SQF12 et SQF16). Ces valeurs restent faibles (<1,3 mg/l) pour 4 de ces stations (SQF1, SQF7, SQF8 et SQF12).

Seule la station SQF16, est caractérisée par un pic de nitrates qui peut être révélateur d'une légère pollution très localisée.



Graphique 14 : Concentration en nitrites des eaux interstitielles des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<0,05 mg/l pour LHMA)).

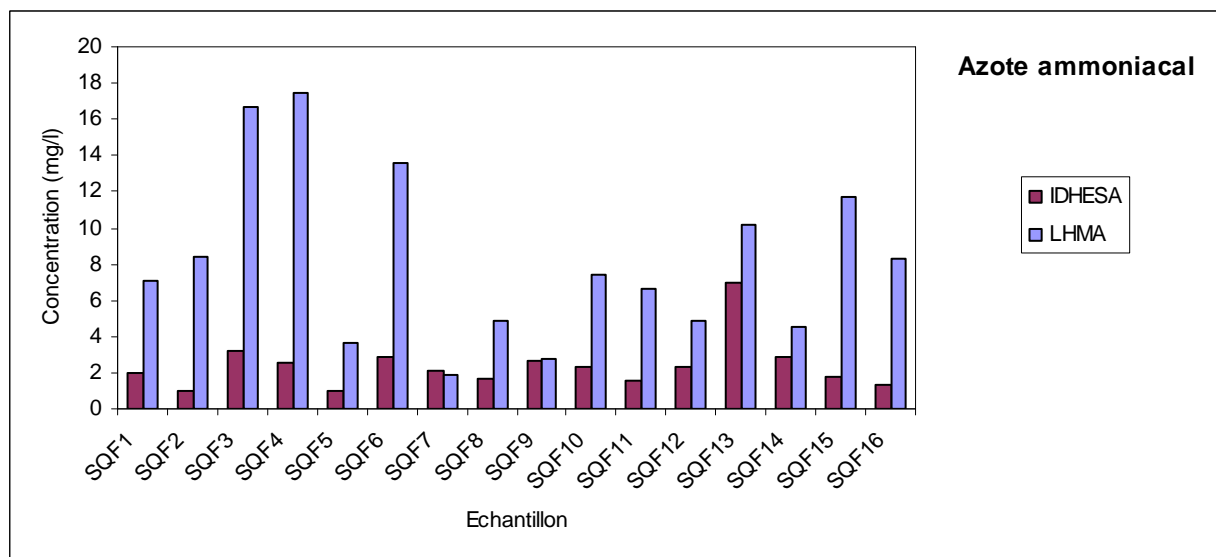
Azote ammoniacal

On note à nouveau une nette différence entre les résultats des deux laboratoires pour l'analyse de l'azote ammoniacal. D'après les laboratoires concernés, ces différences peuvent s'expliquer, comme précédemment, par plusieurs phénomènes. Le lixiviat est un milieu très hétérogène et l'utilisation de méthodes de centrifugation différentes, utilisées pour l'extraire des sédiments, peut influencer les résultats. De plus, les concentrations en azote ammoniacal dans les eaux interstitielles des sédiments dépendent aussi du délai d'analyse qui diffère entre les deux laboratoires.

Les teneurs en azote ammoniacal sont très hétérogènes sur l'ensemble de la zone d'étude (comprises entre 2,1 mg/l (SQF7) et 17,4 mg/l (SQF4)). Ces valeurs sont relativement élevées et peuvent traduire la présence d'une pollution globale de la zone d'étude à l'azote ammoniacal.

Les stations situées aux niveaux des débouchés des émissaires du Reyran, de Balzac, et de Péguière ayant des teneurs relativement élevées, ces derniers peuvent être considérés comme une des sources de pollution à l'azote ammoniacal observée sur la zone d'étude.

En revanche, aucune relation ne peut être établie entre la teneur en azote ammoniacal et la distance séparant les stations des rejets des émissaires.



Graphique 15 : Concentration en azote ammoniacal des eaux interstitielles des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

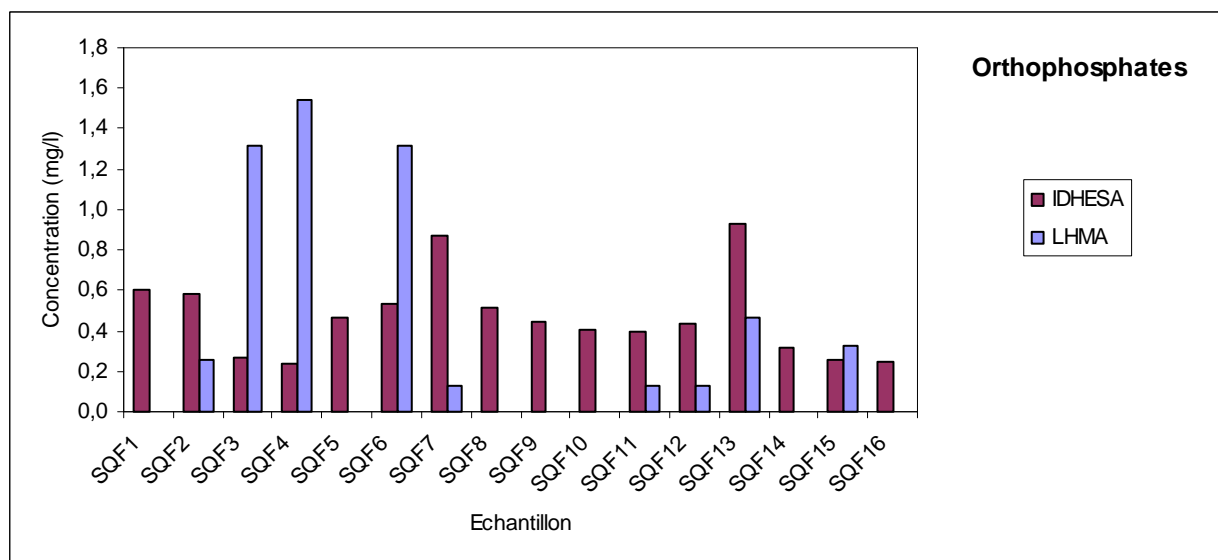
Orthophosphates

On note à nouveau une nette différence entre les résultats des deux laboratoires pour l'analyse des orthophosphates. D'après les laboratoires concernés, ces différences peuvent s'expliquer, comme précédemment, par plusieurs phénomènes. Le lixiviat est un milieu très hétérogène et l'utilisation de méthodes de centrifugation différentes, utilisées pour l'extraire des sédiments, peut influencer les résultats. De plus, les concentrations en orthophosphates dans les eaux interstitielles des sédiments dépendent aussi du délai d'analyse qui diffère entre les deux laboratoires.

Les teneurs en orthophosphates sont assez homogènes sur l'ensemble de la zone d'étude à l'exception de quelques pics observés aux stations SQF3, SQF4, SQF6, SQF7 et SQF13. Ces valeurs sont relativement élevées et peuvent traduire la présence de pics de pollution en orthophosphates.

Les stations SQF3 et SQF4 situées respectivement aux niveaux des débouchés des émissaires de Balzac, et de Péguière ayant des teneurs relativement élevées, ces derniers peuvent être considérés comme une des sources de pollution en orthophosphates observée sur la zone d'étude.

En revanche, aucune relation ne peut être établie entre la teneur en orthophosphates et la distance séparant les stations des rejets des émissaires.



Graphique 16 : Concentration en orthophosphates des eaux interstitielles des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<0,1 mg/l)).

Hydrocarbures totaux

Les hydrocarbures totaux présentent des teneurs faibles sur une majorité de stations (SQF1, SQF3, SQF4, SQF5, SQF6, SQF7, SQF8, SQF9, SQF14, SQF15 et SQF16).

La teneur en hydrocarbures totaux est considérée comme moyenne aux stations SQF10, SQF11, SQF12 et SQF13. Ces quatre stations se trouvent à des distances comprises entre 500 m et 1000 m en périphérie du rejet des émissaires du Reyran.

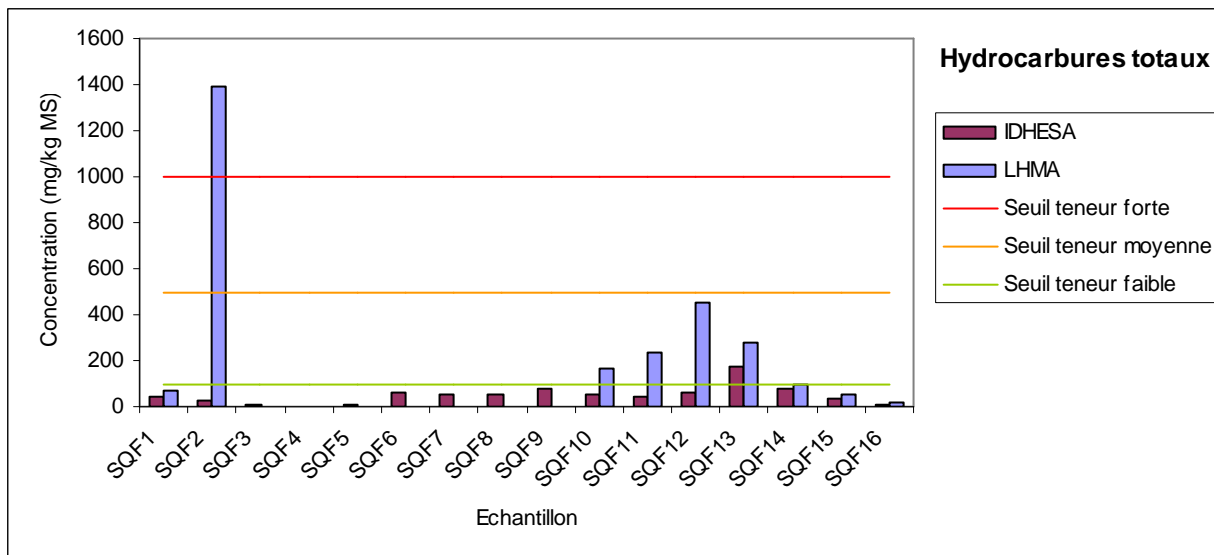
Notons enfin un pic de contamination aux hydrocarbures totaux à la station SQF2 avec une teneur considérée comme très forte (1392 mg/kg de MS). Ce pic apparaît avec les données issues du laboratoire LHMA alors que la teneur en hydrocarbures totaux issue des données du laboratoire IDHESA correspond à une teneur faible pour le même échantillon. La différence de teneur en hydrocarbures totaux observée à cette station entre les deux laboratoires est très importante.

Contactés pour tenter d'expliquer cette différence, le laboratoire LHMA a expliqué avoir utilisé une méthode à infrarouge pour déterminer la teneur en hydrocarbures totaux des sédiments qui donne en général des valeurs légèrement supérieures aux autres méthodes. Il ne semble cependant pas que cette différence de méthodes utilisées par les deux laboratoires puisse expliquer une telle différence. Par précaution, nous prendrons en compte la teneur la plus importante au cours de l'analyse.

Cette contamination aux hydrocarbures totaux observée à la station SQF2, qui se situe au niveau du rejet de l'émissaire 2 du Reyran, peut être la conséquence d'un rejet important d'hydrocarbures totaux par ce dernier.

Globalement, on observe des teneurs faibles à moyennes sur l'ensemble de la zone d'étude, à l'exception de la station SQF2 au niveau du rejet de l'émissaire 2 du Reyran où la teneur en hydrocarbures totaux est très forte. Cette contamination semble être due à un apport important d'hydrocarbures totaux par l'émissaire 2 du Reyran et par leur accumulation dans les sédiments superficiels au niveau du débouché de l'émissaire.

Il apparaît difficile d'établir une relation entre la teneur en hydrocarbures totaux et la distance séparant les stations des rejets des émissaires, bien que des teneurs moyennes en hydrocarbures totaux soient observées en périphérie éloignée du rejet.



Graphique 17 : Concentration en hydrocarbures totaux des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

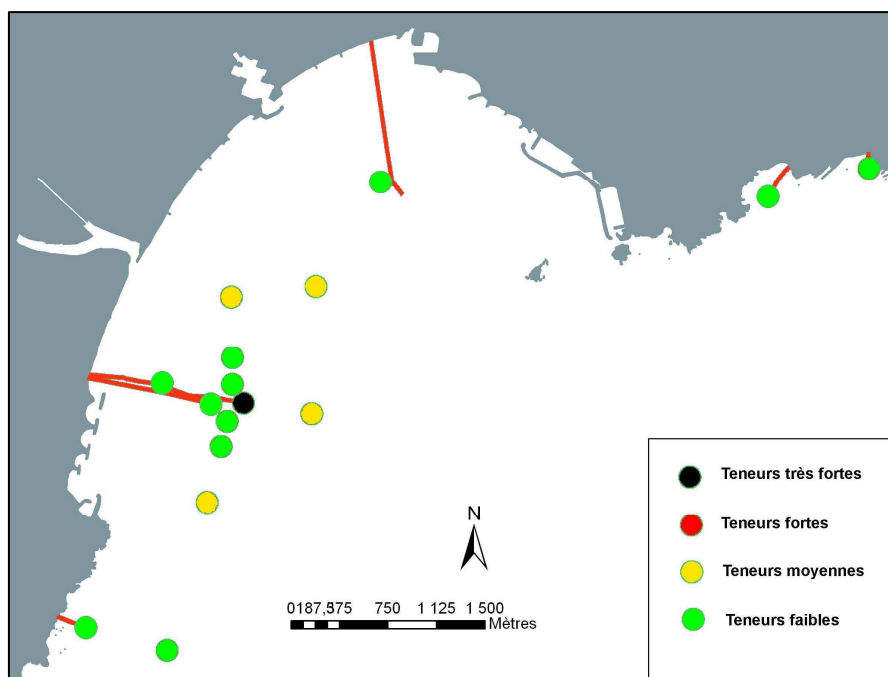


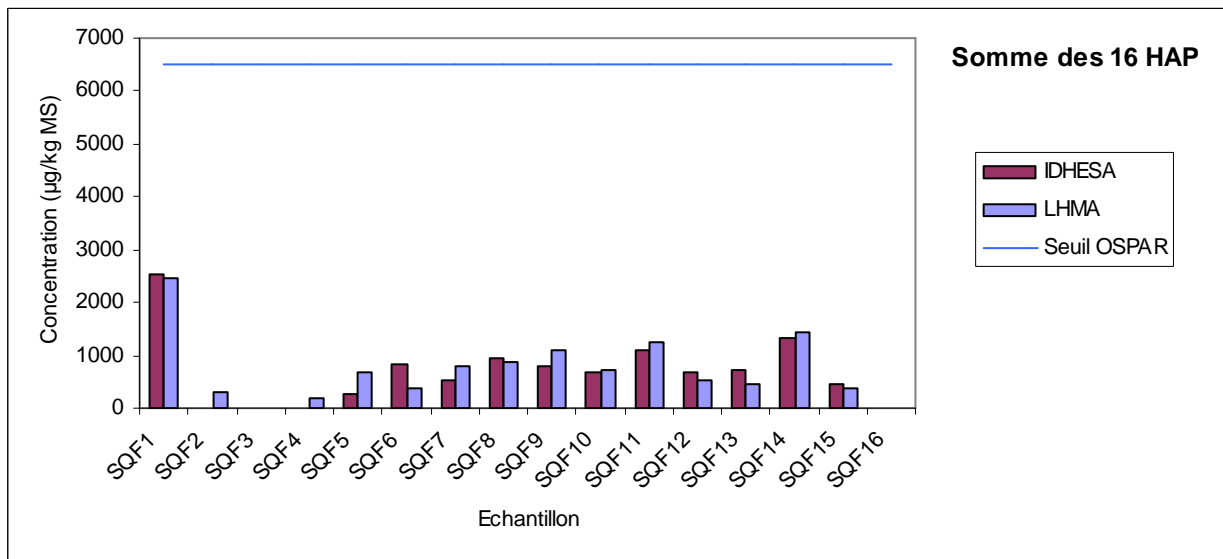
Figure 30 : Carte de la teneur des sédiments en Hydrocarbures totaux aux niveaux des stations du Reyrans.

Hydrocarbures poly-aromatiques (HAP)

Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus : la biosynthèse par les organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion des charbons et pétroles. Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des activités anthropiques. Il est bien connu que la combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère. Les activités industrielles telles que les usines de production d'aluminium, les raffineries de pétrole ou les rejets urbains contribuent également de manière importante aux apports atmosphériques et aquatiques.

Les concentrations en hydrocarbures poly-aromatiques sont toutes inférieures à 0,5 mg/kg MS pour toutes les stations. La somme des 16 HAP est inférieure au seuil OSPAR sur l'ensemble de la zone d'étude.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, l'ensemble des stations est caractérisé par des concentrations faibles en HAP. Il n'y a pas de pollution aux hydrocarbures poly-aromatiques sur la zone d'étude.



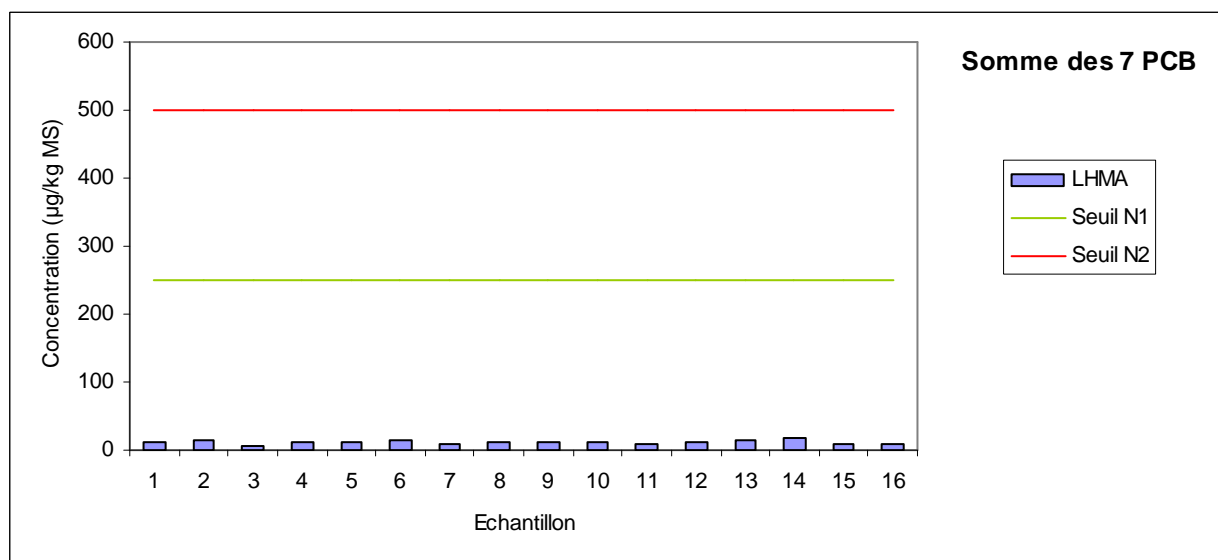
Graphique 18 : Concentration de la somme des 16 HAP des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<10 µg/kg MS pour chaque HAP soit <160 µg/kg MS pour la somme des 16 HAP)).

Polychlorobiphényles totaux

La présence de résidus de PCB dans l'environnement résulte de leur importante utilisation comme fluides diélectriques, le calandrage, les additifs pour caoutchouc et matières plastiques, utilisations strictement réglementées depuis plusieurs années. En plus des pertes lors des remplissages et retraitement des systèmes clos, les rejets urbains, les décharges de matériel usagé et les activités liées à la récupération des matériaux ferreux sont potentiellement des sources d'apport dans l'environnement. En raison de leur persistance, de leur caractère bio-accumulable et de leur toxicité, les PCB font partie des contaminants prioritaires (POPs).

Les teneurs en polychlorobiphényles totaux (somme des sept congénères analysés) sont inférieures à 0,25 mg/kg de poids sec pour chacune des 16 stations.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, il n'y a pas de pollution en PCB sur l'ensemble de la zone étudiée.

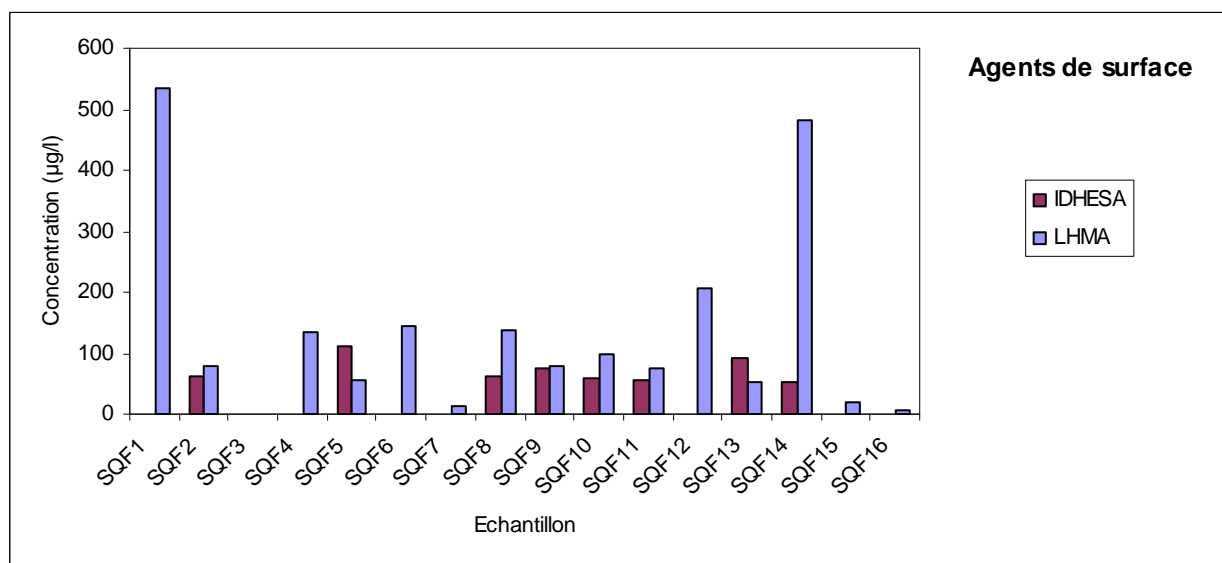


Graphique 19 : Concentration de la somme des 7 PCB des 16 échantillons de sédiment – Résultats du laboratoire LHMA.

Détergents anioniques ou agents de surface

Les teneurs en détergents anioniques sont assez hétérogènes sur l'ensemble de la zone d'étude. Les plus fortes valeurs sont relevées aux niveaux du débouché de l'émissaire 1 du Reyran et de celui de Playa (respectivement 534 µg/l et 482 µg/l).

La recommandation canadienne concernant les détergents anioniques pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie marine étant de 1 mg/kg, il n'y a pas de pollution en détergents anioniques sur la zone d'étude.



Graphique 20 : Concentration en agents de surface des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<50 µg/l pour IDHESA et <5 µg/l pour LHMA)).

IV.2.4.3. METAUX LOURDS

Cuivre

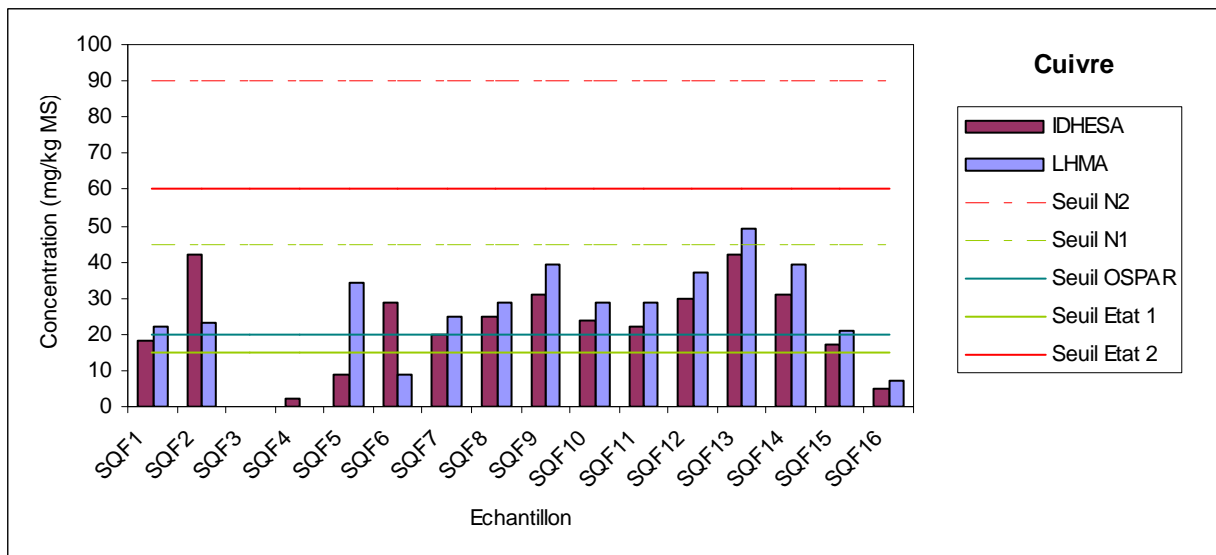
Le cuivre est un oligo-élément nécessaire à la vie, mais qui peut présenter des effets toxiques à partir d'un certain seuil de concentration. L'utilisation de l'oxyde de cuivre comme matière active des peintures antisalissures marines constitue une source importante d'introduction dans les zones portuaires. Dans le milieu aquatique le cuivre existe sous forme particulaire, colloïdale et dissoute. Il a tendance à former des complexes avec des bases fortes telles que carbonates, nitrates, sulfates, chlorures. Le cuivre est également utilisé dans le traitement des bois et dans des produits phytosanitaires (désherbants, insecticides, fongicides). C'est un matériau de base de l'industrie électrique et de la construction (conduites d'eau). Ses qualités mécaniques rendent possibles de nombreux procédés d'usinage (emboutissage, forgeage, laminage, matriçage, tréfilage).

Les stations SQF3, SQF4 et SQF16 présentent des teneurs en cuivre très faibles. Ces stations sont peu profondes et composées de sédiments grossiers sous l'influence de courants, rendant difficile l'accumulation de cuivre dans la couche superficielle des sédiments.

On notera en revanche que l'échantillon SQF5 lui aussi issu d'un sédiment grossier peu profond possède une teneur en cuivre relativement élevée par rapport à ces trois stations (teneur qui reste cependant du même niveau que celui du bruit de fond défini par la convention OSPAR). La proximité de l'émissaire de Toukan ainsi que celle du débouché du cours d'eau de l'Armitelle pouvant être vecteurs d'un apport important de cuivre peut expliquer cette différence.

Si l'on considère les seuils les plus contraignants, définis par le RLM, toutes les autres stations sont caractérisées par « *des niveaux correspondant à des valeurs supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures ou égales au seuil de contamination avérée* ». Elles sont en effet toutes supérieures au bruit de fond établi par la convention OSPAR pour les sédiments d'Atlantique Nord Est (20mg/kg MS).

Globalement, on observe des teneurs relativement élevées en cuivre sur une majorité de stations (exception faite des stations SQF3, SQF4 et SQF16), correspondant à des valeurs supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures ou égales au seuil de contamination avérée.



Graphique 21 : Concentration en Cuivre des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<2 mg/kg MS pour IDHESA et <4 mg/kg MS pour LHMA)).

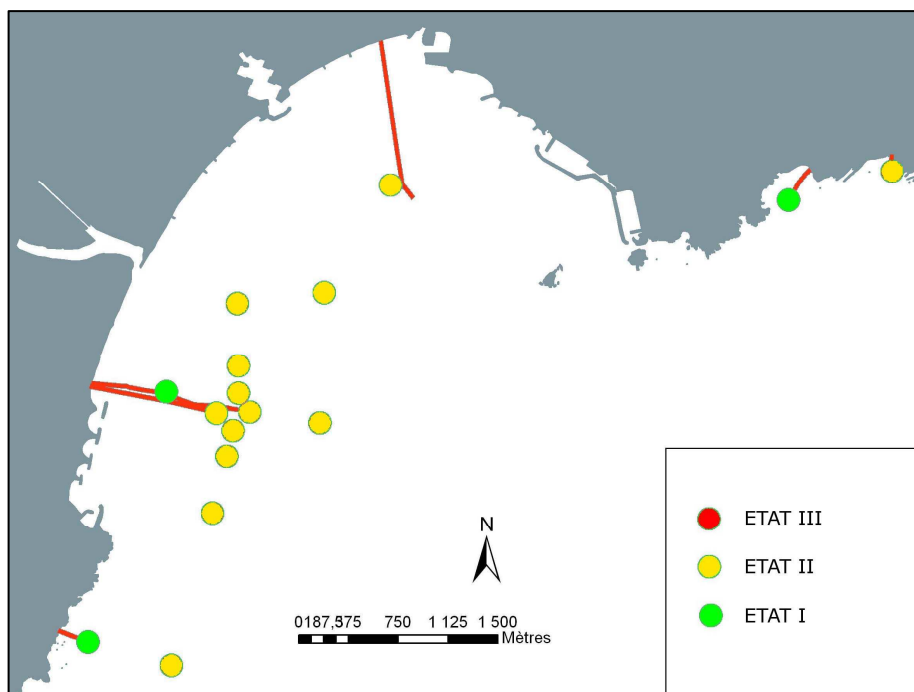


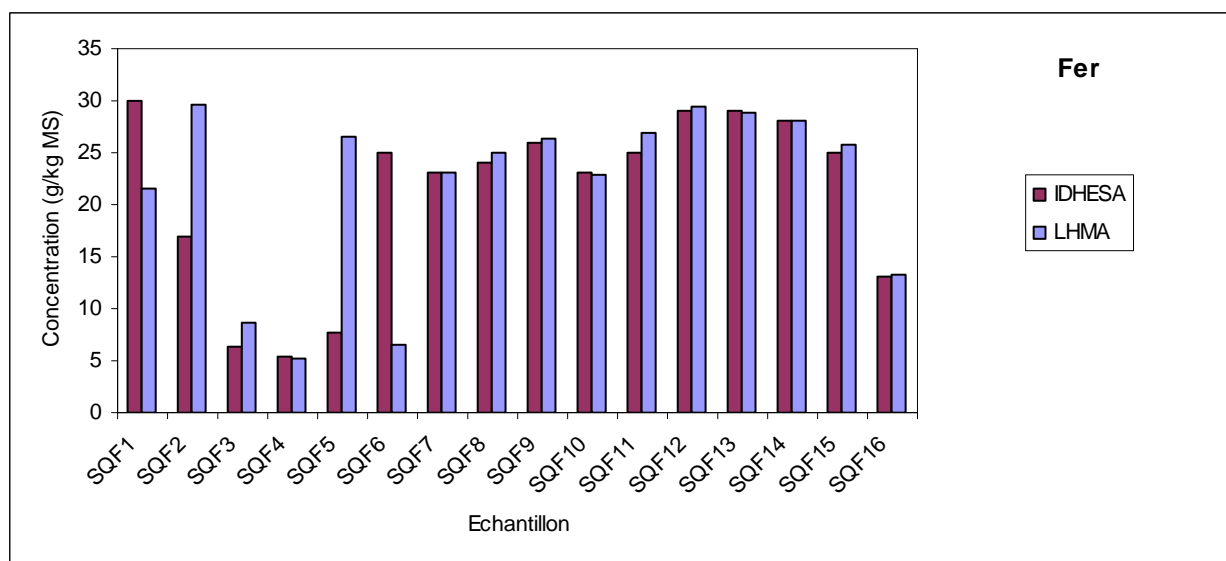
Figure 31 : Carte de la qualité du sédiment au regard de la teneur en Cuivre aux niveaux des stations du Reyrans.

Fer

Les oxydes de fer sont souvent présents dans la fraction fine des sédiments, où ils présentent des propriétés d'adsorption fortement favorables à l'intégration de divers contaminants.

Les teneurs en fer observées aux stations SQF3 et SQF4 sont faibles (<10 g/kg MS). Les teneurs trouvées sur l'ensemble des autres stations sont assez homogènes et ne dépassent pas 30 g/kg de matière sèche.

Cet élément n'est pas considéré en zone ouverte comme un contaminant mais comme un élément naturel constitutif du substrat. Aucun pic pouvant traduire une teneur anormale en fer n'est observé sur la zone d'étude.



Graphique 22 : Concentration en Fer des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

Plomb

Rarement disponible à l'état natif, le plomb est présent dans de nombreux minerais, notamment le galène. Utilisé pour la fabrication d'accumulateurs et comme antidétonant dans les carburants, il arrive majoritairement en milieu marin par des apports atmosphériques et principalement le lessivage des zones urbanisées.

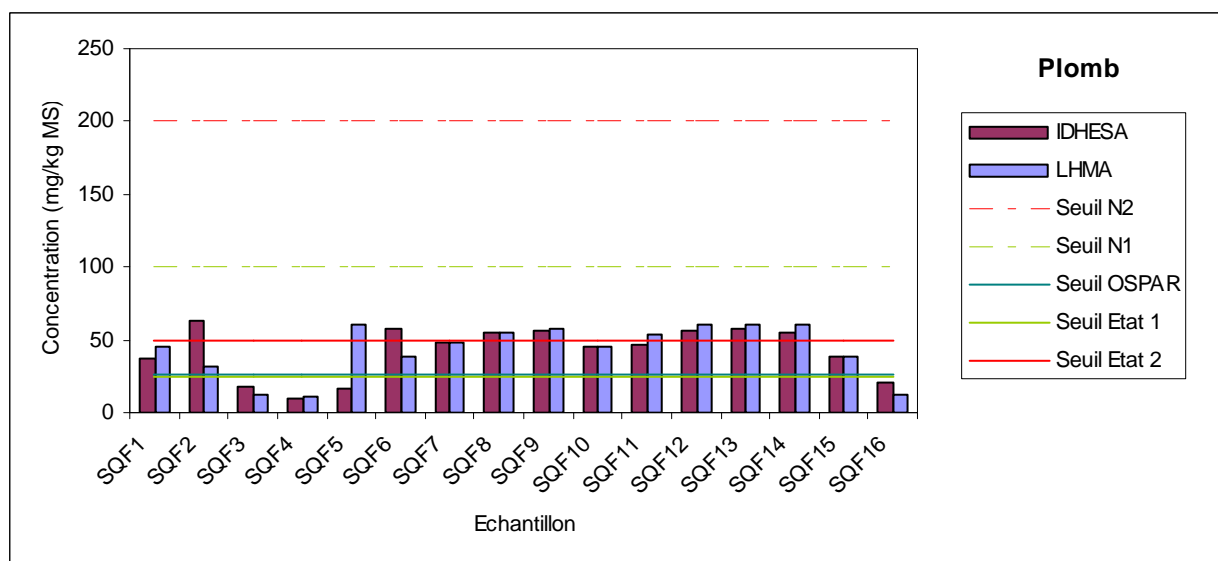
Les stations SQF3, SQF4 et SQF16 présentent des teneurs en plomb correspondant à l'état 1 établi par le RLM, inférieures au bruit de fond de la contamination chimique. Ces stations sont peu profondes et composées de sédiments grossiers sous l'influence de courants, rendant difficile l'accumulation de plomb dans la couche superficielle des sédiments.

On notera en revanche que l'échantillon SQF5 lui aussi issu d'un sédiment grossier peu profond possède une teneur en plomb relativement élevée par rapport à ces trois stations. La proximité de l'émissaire de Toukan ainsi que celle du débouché du cours d'eau de l'Armitelle pouvant être les vecteurs d'un apport important de plomb peut expliquer cette différence.

Les stations SQF1, SQF7, SQF10 et SQF15 présentent des teneurs en plomb correspondant à l'état 2 établi par le RLM, supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures ou égales au seuil de contamination avérée.

Toutes les autres stations (SQF2, SQF5, SQF6, SQF8, SQF9, SQF11, SQF12, SQF13 et SQF14) présentent des teneurs en plomb correspondant à l'état 3 établi par le RLM, très légèrement supérieures au seuil de contamination avérée.

On observe donc une légère contamination au plomb du milieu récepteur des effluents de la communauté de Fréjus-Saint Raphael dans la baie de Fréjus.



Graphique 23 : Concentration en Plomb des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

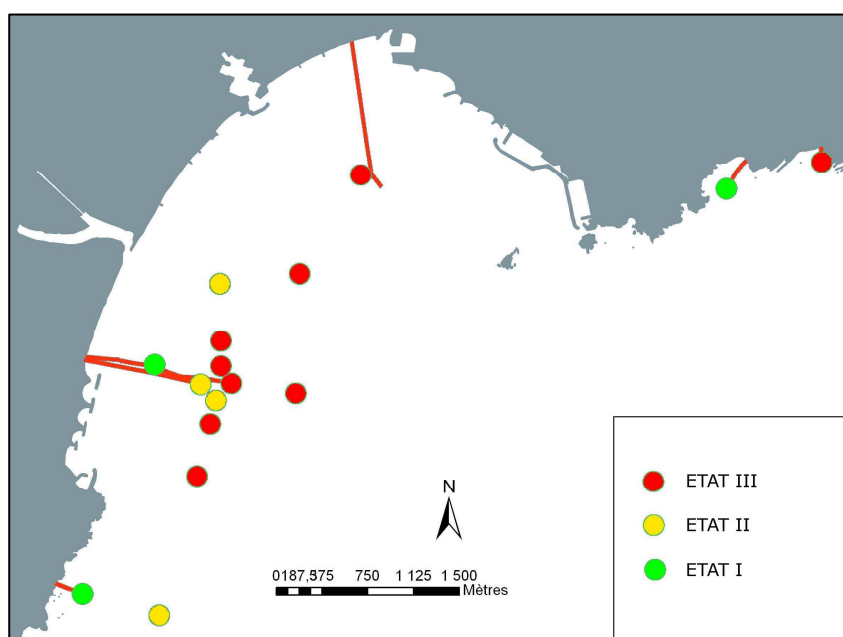


Figure 32 : Carte de la qualité du sédiment au regard de la teneur en Plomb aux niveaux des stations du Reyran.

Zinc

Il s'agit d'un oligo-élément indispensable au développement de la vie. Les usages du zinc sont multiples : peintures antisalissures, produits pharmaceutiques et phytosanitaires, conduits d'évacuation des eaux pluviales (gouttières, tuyaux de descente, etc.) et piles. Une grande partie des apports en zinc dans l'environnement est imputable à la métallurgie, à la combustion des bois et des charbons.

Les stations SQF1, SQF3, SQF4, SQF15 et SQF16 présentent des teneurs en zinc correspondant à l'état 1 établi par le RLM, inférieures au bruit de fond de la contamination chimique. Les stations SQF3, SQF4 et SQF16 sont peu profondes et composées de sédiments grossiers sous l'influence de courants, rendant difficile l'accumulation de zinc dans la couche superficielle des sédiments.

On notera en revanche que l'échantillon SQF5 lui aussi issu d'un sédiment grossier peu profond possède une teneur en zinc relativement élevée par rapport à ces trois stations. La proximité de l'émissaire de Toukan ainsi que celle du débouché du cours d'eau de l'Armitelle pouvant être les vecteurs d'un apport important de zinc peut expliquer cette différence.

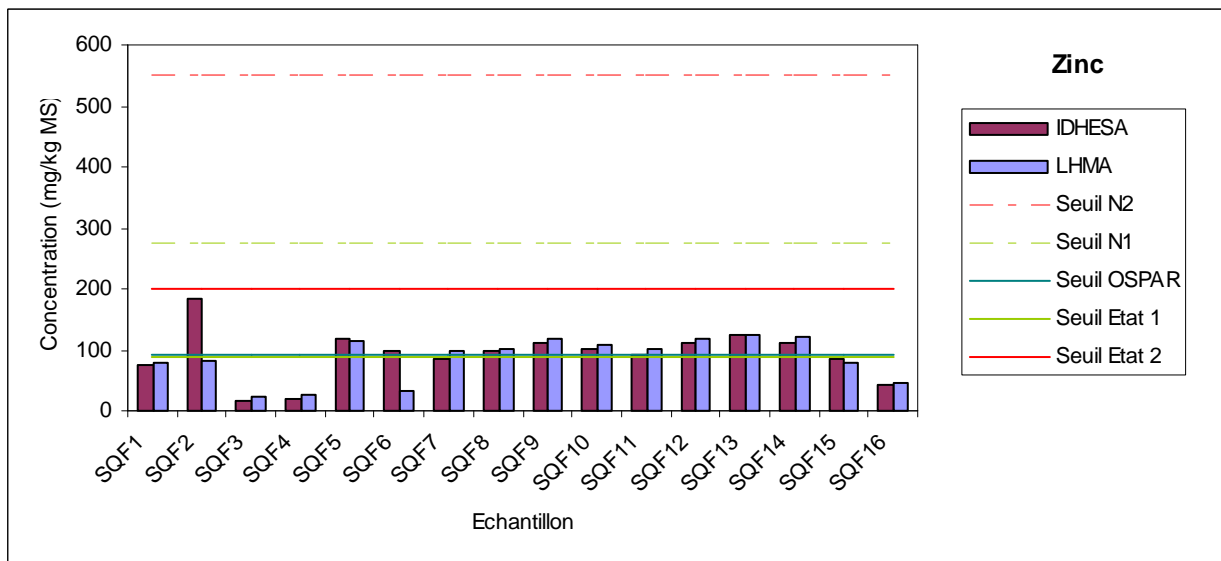
La station SQF15, quand à elle est très éloignée des rejets des deux principaux émissaires du Reyran. La présence, à proximité de cette station, du débouché de l'émissaire de Balzac qui ne semble pas être un vecteur de pollution au zinc n'a donc pas d'effet sur la concentration en zinc de la station SQF15.

L'émissaire 1 du Reyran ne semble pas être un vecteur de pollution au zinc puisque la concentration en zinc des sédiments au niveau de son débouché (SQF1) est faible.

Toutes les autres stations présentent des teneurs en zinc correspondant à l'état 2 établi par le RLM, supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures ou égales au seuil de contamination avérée.

La majorité de ces stations a une teneur en zinc très légèrement supérieure au bruit de fond déterminé par la convention OSPAR. Seule la teneur en zinc de la station SQF2 (au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran) est deux fois supérieure au bruit de fond et proche du seuil de l'état 3 de contamination avérée.

Il n'y a pas de contamination avérée en zinc du milieu récepteur des rejets des émissaires de Fréjus et Saint Raphael. En revanche, l'émissaire 2 du Reyran semble être un vecteur de zinc en parti responsable des teneurs observées sur certaines stations à proximité qui sont légèrement supérieures au bruit de fond.



Graphique 24 : Concentration en Zinc des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

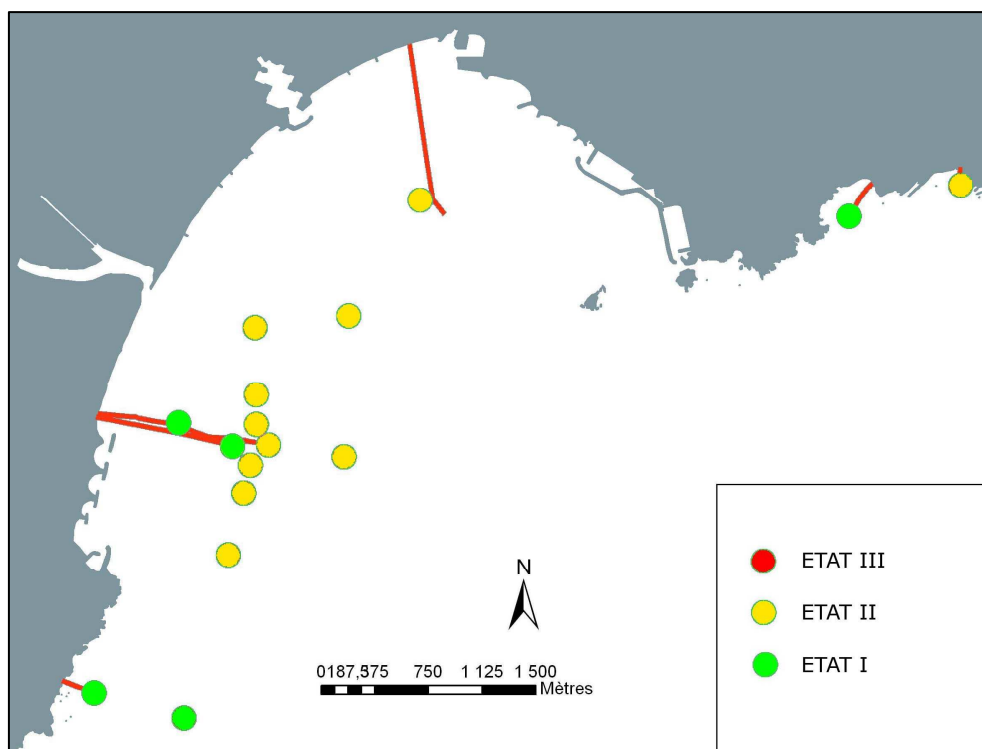


Figure 33 : Carte de la qualité du sédiment au regard de la teneur en Zinc aux niveaux des stations du Reyrans.

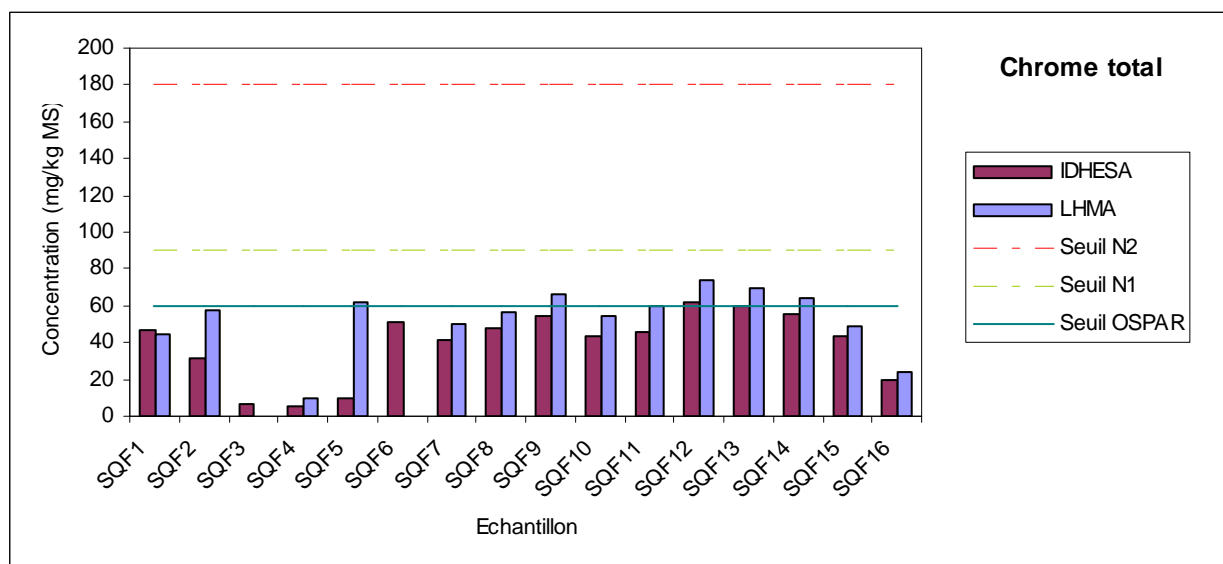
Chrome total

Le chrome fait partie des métaux les plus utilisés (10 millions de tonnes/an) dans le monde (industrie chimique, métallurgie, technologie des réfractaires). La majeure partie du chrome parvenant à la mer depuis le continent provient des fleuves, l'atmosphère constituant une source beaucoup moins importante. Sa forme réduite (Cr III) fait partie des éléments essentiels dans la vie animale, la forme oxydée (Cr VI) est par contre extrêmement toxique.

Les teneurs normales en chrome dans les sédiments sont inférieures à 60 mg/kg poids sec d'après les données OSPAR. Seules 5 stations ont des concentrations très légèrement supérieures à 60 mg/kg (station SQF5, SQF9, SQF12, SQF13 et SQF14).

Toutes les teneurs restent néanmoins inférieures au seuil N1 défini par l'arrêté du 14 Juin 2000.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, il n'y a pas de pollution au chrome total sur l'ensemble de la zone étudiée.



Graphique 25 : Concentration en Chrome Total des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<10 mg/kg MS pour LHMA)).

Cadmium

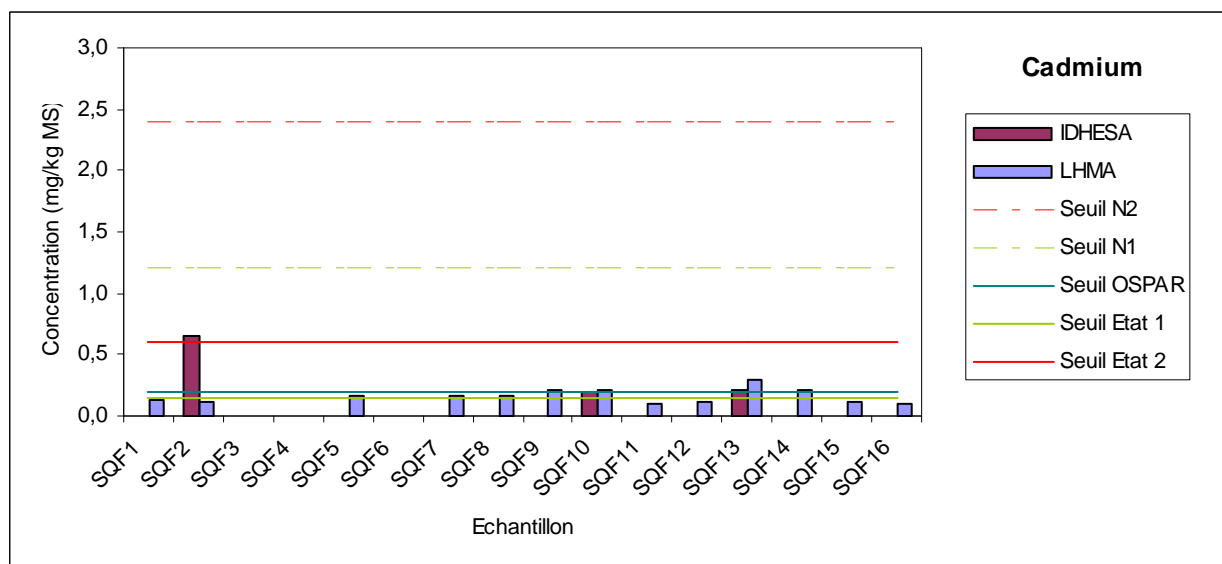
Le cadmium n'existe pas à l'état natif. Son minerai, très rare, est un sulfure, la greenockite, mais on le rencontre dans presque tous les minerais de zinc et il est exploité industriellement comme un sous-produit de la métallurgie du zinc. Il est principalement utilisé pour la fabrication de batteries et le traitement de surface des aciers (revêtements anti-corrosion). Il est également employé pour la décoration des porcelaines, en peinture, en caoutchouterie, en émaillerie et pour la fabrication d'antiseptique.

Les stations SQF1, SQF11, SQF12, SQF15 et SQF16 présentent des teneurs en cadmium correspondant à l'état 1 établi par le RLM, inférieures au bruit de fond de la contamination chimique.

Toutes les autres stations à l'exception de la station SQF2 présentent des teneurs en cadmium correspondant à l'état 2 établi par le RLM, très légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et nettement inférieures au seuil de contamination avérée.

Seule la station SQF2 (au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran) présente des teneurs en cadmium correspondant à l'état 3 établi par le RLM, très légèrement supérieures au seuil de contamination avérée.

On observe donc une très légère contamination du sédiment en cadmium, localisée au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran. On n'observe aucune autre présence de contamination au cadmium sur la zone d'étude.



Graphique 26 : Concentration en Cadmium des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<0,2 mg/kg MS pour IDHESA et 0,1 mg/kg MS pour LHMA)).

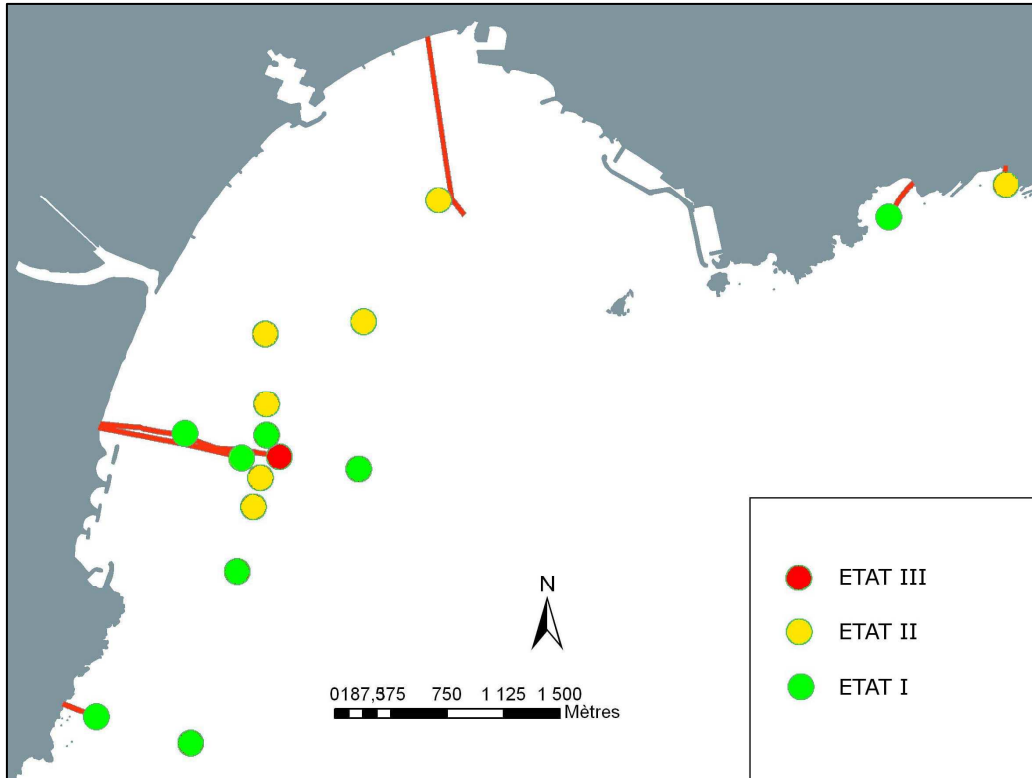


Figure 34 : Carte de la qualité du sédiment au regard de la teneur en Cadmium aux niveaux des stations du Reyran.

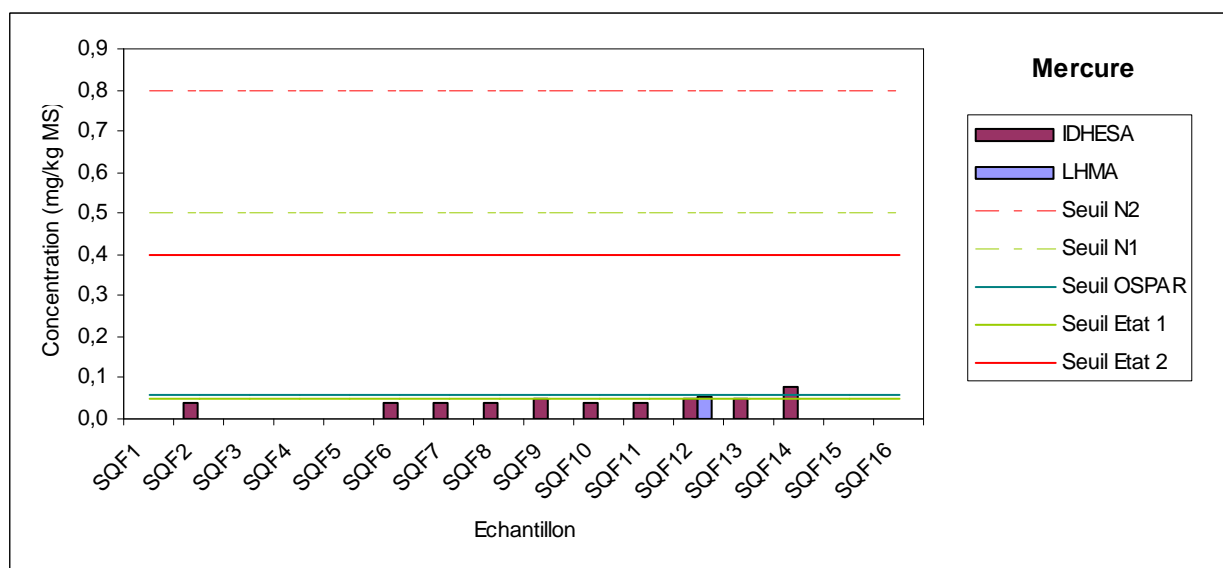
Mercur

Les composés du mercure connaissent de nombreux emplois : industrie chimique, traitement du bois, explosif d'amorçage, peintures, piles ou batteries, plastiques et caoutchoucs. Le mercure pur est utilisé sous forme métallique, comme électrode dans la fabrication de la soude et du chlore. Il est utilisé dans la fabrication d'instruments de mesures (thermomètres, baromètres etc), d'appareillages électriques (contacts au mercure, etc.) et dans les lampes à décharge. Le mercure est le plus toxique des métaux traces, plus particulièrement ses formes organiques. La méthylation du mercure est effective dans les sédiments sous l'action des microorganismes et, dans la colonne d'eau, en présence de phytoplancton.

Toutes les stations à l'exception des stations SQF12 et SQF14 présentent des teneurs en cadmium correspondant à l'état 1 établi par le RLM, inférieures au bruit de fond de la contamination chimique.

Seules les stations SQF12 et SQF14 présentent des teneurs en cadmium correspondant à l'état 2 établi par le RLM, très légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et nettement inférieures au seuil de contamination avérée.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, il n'y a pas de pollution au mercure sur l'ensemble de la zone étudiée.



Graphique 27 : Concentration en Mercure des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<0,04 mg/kg MS pour IDHESA et 0,05 mg/kg MS pour LHMA)).

Arsenic

Il est présent naturellement dans les sols à l'état de traces, mais il est associé sous forme de sulfures à de nombreux minerais (fer, cuivre, plomb, zinc,...) dont l'extraction, le transport et le traitement métallurgique contribuent à sa dissémination dans le milieu environnant. L'arsenic est alors un sous-produit peu valorisable que l'on retrouve dans les rejets liquides ou solides et dans les émissions atmosphériques. Il est utilisé dans des préparations phytosanitaires et l'industrie du verre. La combustion du charbon est aussi une source majeure d'apport.

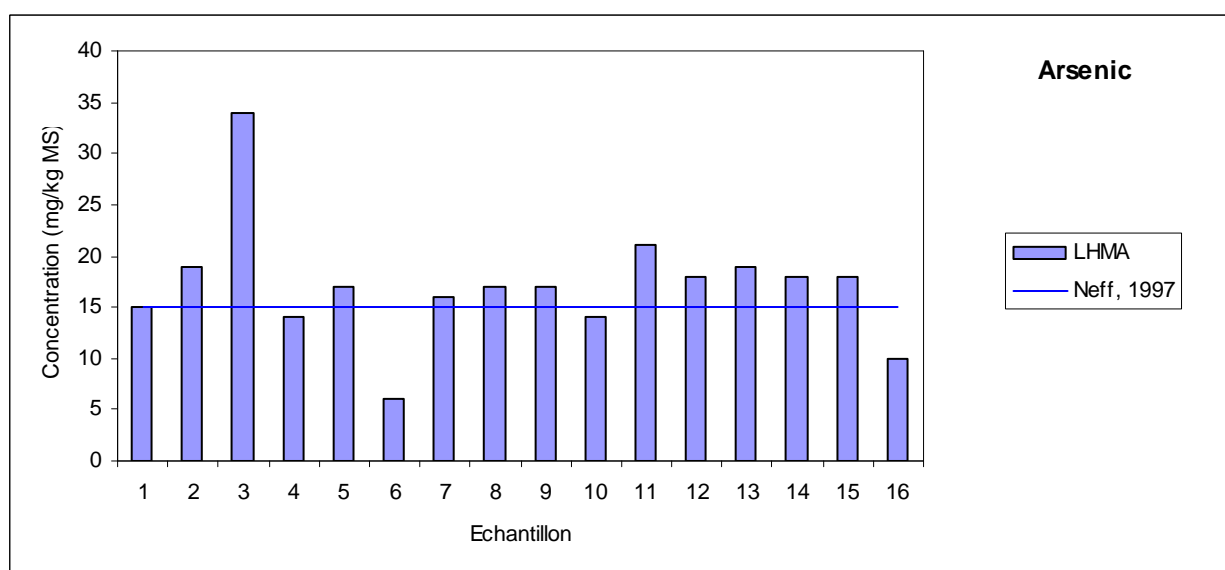
L'arsenic ne fait pas parti des éléments à analyser pour cette étude. Le laboratoire LHMA ayant cependant proposé d'en analyser la teneur dans les échantillons de sédiment fournis, les résultats sont présentés ci-après.

Neff dans une publication parue en 1997 dans la revue « Environmental Toxicology and Chemistry », intitulé « Ecotoxicology of arsenic in the marine environment », détermina la teneur en arsenic du bruit de fond des sédiments marins côtiers et estuariens de l'ordre de 15 mg/kg.

Toutes les stations à l'exception de la station SQF3 présentent des teneurs en arsenic proches du bruit de fond observé par Neff.

Seule la station SQF3 présente une teneur en arsenic deux fois supérieure au bruit de fond défini par Neff. Cette station se situe au niveau du débouché de l'émissaire de Balzac.

D'après la valeur de la teneur en arsenic du bruit de fond établie par Neff en 1997 pour des sédiments marins côtiers et estuariens, il n'y a pas de pollution avérée à l'arsenic sur l'ensemble de la zone étudiée. Seule la station au niveau du débouché de l'émissaire de Balzac présente une teneur deux fois supérieure au bruit de fond. Cette forte valeur n'est pas la conséquence d'une pollution. Elle est liée au fortes teneurs en Arsenic présentes naturellement dans les roches du littoral de Fréjus-Saint Raphaël et qui se retrouvent dans les sédiments suite à l'érosion des roches du littoral.



Graphique 28 : Concentration en Arsenic des 16 échantillons de sédiment – Résultats du laboratoire LHMA.

Synthèse concernant les métaux lourds

De manière générale, on observe une légère contamination au plomb sur l'ensemble de la zone d'étude. Une très légère contamination au cadmium localisée au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran est aussi à noter. Une légère contamination à l'arsenic est aussi observée au niveau du débouché de l'émissaire de Balzac.

Globalement, on observe des teneurs relativement élevées en cuivre et en zinc sur une majorité de stations correspondant à des valeurs supérieures au bruit de fond de la contamination chimique mais inférieures au seuil de contamination avérée.

Enfin, aucune pollution au chrome total ni au mercure n'est à déplorer sur l'ensemble de la zone étudiée.

Calcul des indices de pollution

L'indice de pollution cumulé par les métaux lourds est calculé de la manière suivante.

$$Id = \frac{[Pb]}{[Pb]_{\max}} + \frac{[Hg]}{[Hg]_{\max}} + \frac{[Cd]}{[Cd]_{\max}} + \frac{[Cu]}{[Cu]_{\max}} + \frac{[Ni]}{[Ni]_{\max}} + \frac{[Cr]}{[Cr]_{\max}} + \frac{[Zn]}{[Zn]_{\max}}$$

Avec [Pb], [Hg], etc... sont les concentrations en plomb, mercure etc. mesurées à la station donnée (la valeur retenue pour la concentration en plomb, mercure... de chaque station est la plus grande valeur observée entre les deux laboratoires) et [Pb]_{max}, [Hg]_{max}, etc... sont les concentrations maximales en plomb, mercure, etc... mesurées sur l'ensemble des 16 stations. Cet indice, dont la valeur maximale potentielle est de 7 (car 7 métaux sont pris en compte) est exprimé en pourcentage.

Classement de l'indice	N° station	Indice de pollution
1	SQF2	82,6
2	SQF13	80,4
3	SQF14	79,1
4	SQF9	72,9
5	SQF12	72,0
6	SQF8	62,6
7	SQF11	62,1
8	SQF5	61,1
9	SQF10	60,7
10	SQF6	58,4
11	SQF7	56,1
12	SQF1	49,1
13	SQF15	47,4
14	SQF16	20,0
15	SQF3	11,3
16	SQF4	9,6

Tableau 33 : Indice de pollution en métaux lourds des 16 stations échantillonnées.

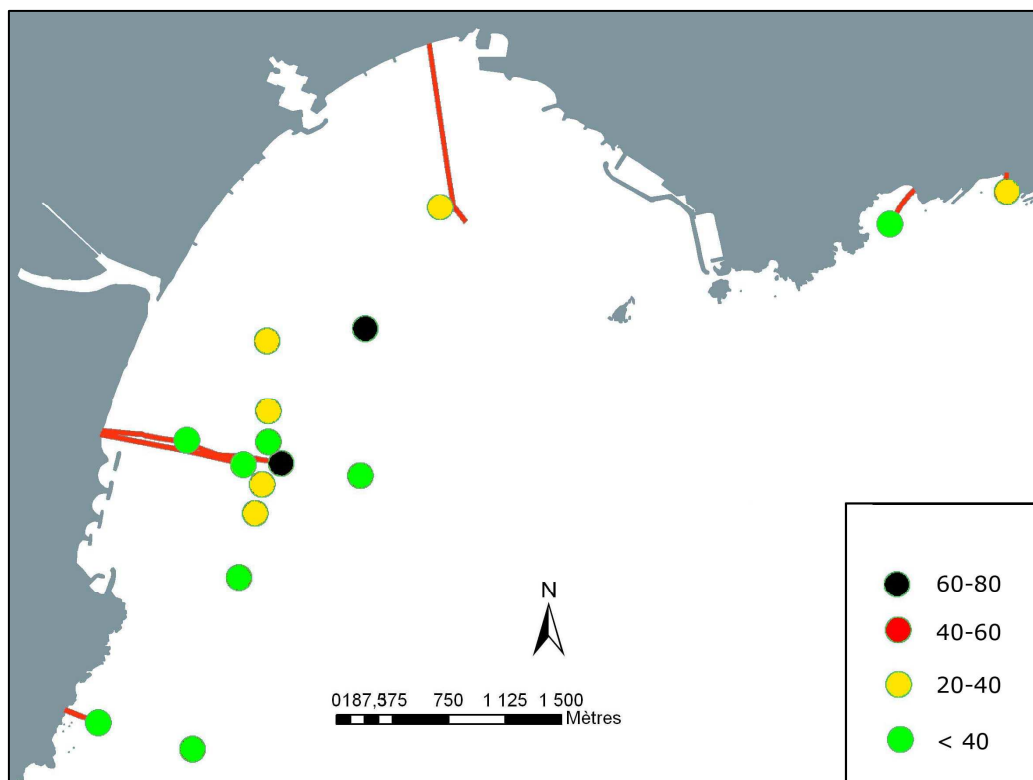


Figure 35 : Carte des indices de pollution en métaux lourds des 16 stations échantillonnées aux niveaux du Reyrans.

Le classement des indices révèle sans surprise que la station la plus polluée en métaux lourds est la station SQF2 située au niveau du débouché de l'émissaire 2 de Reyrans. Arrivent ensuite les stations SQF13, SQF14, SQF9 et SQF12. Ces stations sont profondes et composées de sédiments fins fortement envasés traduisant une absence de courant de fond et favorisant l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments de surface.

Plus spécifiquement, le niveau élevé de l'indice de pollution à la station SQF14 peut s'expliquer par sa proximité avec le débouché de l'émissaire de Playa et des débouchés des rivières Garonne et Pédégal. Celui de la station SQF12 s'explique par sa position et sa proximité avec les débouchés des émissaires du Reyrans (500 m au droit des rejets des émissaires du Reyrans). Le niveau élevé de l'indice de pollution à la station SQF13 peut s'expliquer par sa situation spatiale. En effet, cette dernière se trouve dans une zone profonde où peuvent s'accumuler les polluants dispersés par les émissaires de Playa, du Reyrans et par le fleuve Argent.

Les stations SQF6, SQF7, SQF8 et SQF11 ont un indice de pollution relativement élevé qui s'explique par les conditions sédimentologiques favorisant l'accumulation de polluants et par leur proximité avec les rejets des émissaires du Reyrans.

L'indice de pollution en métaux lourds relativement élevé au niveau des sédiments de la station SQF10 s'explique comme pour la station SQF13, par sa situation spatiale, dans une zone où peuvent s'accumuler les polluants dispersés par les émissaires de Playa, de Reyrans et par le fleuve Argent. L'indice de pollution est néanmoins moins élevé que celui de la station SQF13 car la profondeur de la station SQF10 est moins importante, et donc plus exposée aux perturbations physiques limitant un peu plus l'accumulation des polluants dans les sédiments de surface.

La station SQF5 a elle aussi un indice de pollution relativement élevé malgré la structure grossière du sédiment et la faible profondeur de la station. Ce phénomène doit s'expliquer par un apport important de polluants par l'émissaire du Toukan et/ou par le cours d'eau de l'Armitelle qui se jette à proximité de cette station. Ce phénomène n'est pas retrouvé à la station SQF4, pourtant elle aussi située dans les petits fonds de sédiments grossiers et exposée aux rejets d'un émissaire pluvial (émissaire de Pléguière) et d'un cours d'eau.

La station SQF1 a un indice de pollution en métaux lourds dans les sédiments de surfaces qui semble relativement faible compte tenu de sa proximité avec le débouché de l'émissaire 1 de Reyran. Ce phénomène est certainement lié au débit d'eaux usées rejetées par cet émissaire.

Seul émissaire à évacuer les eaux usées de la station d'épuration du Reyran avant 1993, l'émissaire 1 (diamètre 700 mm) est depuis couplé à un nouvel émissaire plus large, et au débit plus important (émissaire 2 du Reyran au diamètre de 900 mm). Ces deux émissaires fonctionnent en même temps et conduisent les eaux usées provenant de la même colonne d'eau au niveau de la station d'épuration du Reyran. Les seules différences entre ces deux émissaires sont donc leur diamètre et la profondeur de leur débouché. Le diamètre affectant le débit, le volume d'eau rejeté au niveau de l'émissaire 1 est plus faible que celui rejeté au niveau de l'émissaire 2. La quantité de polluants charriés par les eaux usées et déversée au niveau de l'émissaire 1 est donc inférieure à celle déversée au niveau de l'émissaire 2. Moins profond de 10 m (-30 m contre -40 m pour l'émissaire 2), les sédiments au niveau du rejet de l'émissaire 1 sont plus exposés aux perturbations physiques. Cette hypothèse est confirmée par l'analyse granulométrique des sédiments qui sont plus grossiers et moins envasés au niveau du rejet de l'émissaire 1. Ces perturbations physiques au niveau du milieu récepteur du rejet de l'émissaire 1 limitent un peu plus l'accumulation des polluants dans les sédiments de surface expliquant le phénomène observé.

La station SQF15 a un indice de pollution de 47,4% relativement faible. Située à 2 km au sud des débouchés du Reyran et à plus de 650 m du débouché de l'émissaire pluvial de Balzac, cette station profonde de 38 m est composée de sédiments fins envasés. De part sa situation spatiale, cette station qui ne semble pas sous l'influence des rejets des émissaires de la baie de Fréjus peut servir de station de référence. L'indice de pollution aux métaux lourds observé dans les sédiments de surface peut ainsi être considéré comme proche du bruit de fond dans les sédiments fins de la baie de Fréjus.

Enfin, les stations SQF3, SQF4 et SQF16 sont caractérisées par un indice de pollution très faible (respectivement 11,3%, 9,6% et 20%). Ce phénomène s'explique par la faible profondeur de ces stations (- 10 m) fortement exposées aux perturbations physiques (courants, action des vagues...), limitant l'accumulation de polluants dans les sédiments de surface. La structure grossière de leurs sédiments confirme cette hypothèse.

**IV.3. RESULTATS ET INTERPRETATIONS : ETUDE DE LA
QUALITE DES SEDIMENTS DE LA BAIE D'AGAY**

Les données brutes sont présentées en annexes 5 et 6.

IV.3.1. CARACTERISATIONS GRANULOMETRIQUES

Nous avons réalisé à l'aide de la benne Van Veen, 13 prélèvements répartis sur la zone selon le plan d'échantillonnage ci-après (tableau 34). Les différentes analyses granulométriques et les représentations graphiques sont données dans les figures et les tableaux ci-après.

Les 13 prélèvements ont les coordonnées suivantes :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
SQA1	6 52,061	43 25,1	-49
SQA2	6 51,944	43 25,187	-30
SQA3	6 52,043	43 25,665	-10
SQA4	6 51,642	43 25,453	-10
SQA5	6 51,933	43 25,086	-30
SQA6	6 51,897	43 25	-46
SQA7	6 51,682	43 24,787	-40
SQA8	6 50,845	43 24,507	-44
SQA9	6 52,087	43 25,183	-40
SQA10	6 52,177	43 25,276	-40
SQA11	6 52,546	43 25,291	-40
SQA12	6 52,009	43 25,042	-55
SQA13	6 51,691	43 25,087	-12

Tableau 34 : Coordonnées des points de prélèvement (projection Lambert 93)

La granulométrie est la mesure de la taille des grains d'un sédiment et correspond à la définition des paramètres exprimant cette taille (dimension médiane et répartition de part et d'autre de celle-ci).

Classe	Diamètre des grains
Colloïdes	< 0,12 µm
Précolloïdes	0,12 – 4 µm
Silts	4 – 63 µm
Sables très fins	63 – 125 µm
Sables fins	125 – 250 µm
Sables moyens	250 – 500 µm
Sables grossiers	500 – 1 000 µm
Sables très grossiers	1 – 2 mm
Graviers	2 – 20 mm
Galets	20 – 200 mm
Blocs	> 200 mm

Tableau 35 : Classification générale granulométrique (Migniot 1987)

Les résultats de l'analyse granulométrique sont représentés principalement sous forme de courbes cumulatives et d'histogrammes à partir desquels un certain nombre de paramètres texturaux sont définis et calculés.

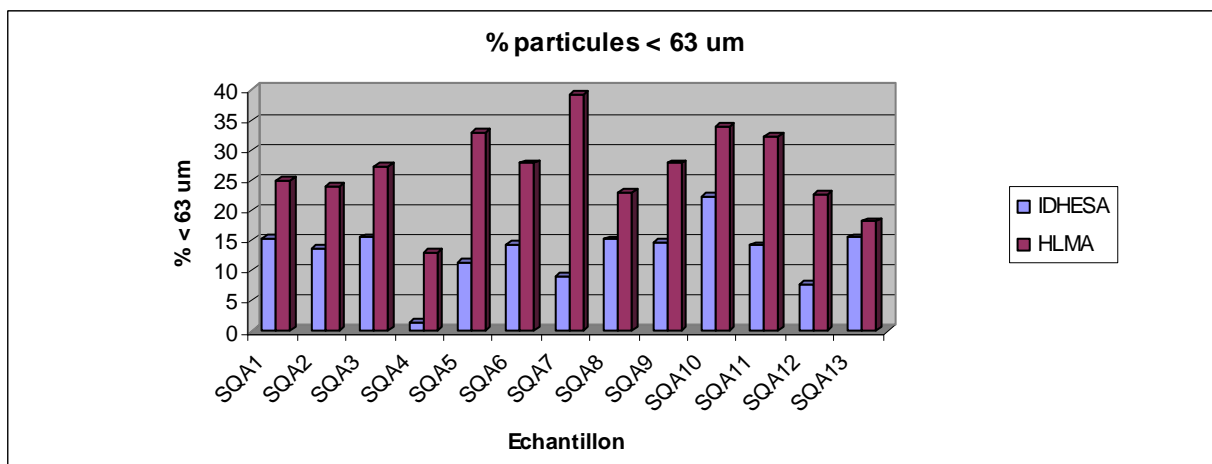
La médiane d'un échantillon de données est trouvée en classant les données des plus petites aux plus grandes, et en sélectionnant la valeur au milieu de l'échantillon. D'un point de vue granulométrique, cela signifie qu'il y a autant de grains aux diamètres supérieurs à la médiane, et autant de grains aux diamètres inférieurs à celle-ci. Dans un classement par taille, avec des catégories de même ampleur, le mode correspond à la catégorie la mieux représentée. La moyenne est la valeur obtenue en additionnant un ensemble de valeurs unitaires et en divisant par le nombre total de ces valeurs. La courbe granulométrique des sédiments permet de les caractériser en donnant le diamètre médian. De même, la courbe de fréquences des classes granulométriques fournit des indications sur le mode qui correspond au diamètre le plus fréquent des grains. Lorsqu'il y a plusieurs stocks sédimentaires, leur mélange fait apparaître plusieurs modes dans la courbe de fréquence.

	SQA1	SQA2	SQA3	SQA4	SQA5	SQA6	SQA7	SQA8
Mode (µm)	185.4	168.9	185.4	1197	1443	1443	1197	223.4
Médiane (µm)	247.9	223.5	193	1187	679.2	446.6	816.6	267.9
Skewness	1.307	1.558	1.939	- 0.596	0.291	0.607	0.057	1.264
Kurtosis	0.752	1.762	3.433	1.186	- 1.152	- 0.924	- 1.120	0.594
	SQA9	SQA10	SQA11	SQA12	SQA13			
Mode (µm)	1443	168.9	1443	1197	1584			
Médiane (µm)	270.9	179.1	469.8	627.7	810.2			
Skewness	0.957	1.666	0.544	0.373	0.152			
Kurtosis	- 0.349	1.883	- 1.072	- 1.096	- 1.121			

Tableau 36 : Paramètres granulométriques des sédiments (résultats IDHESA).

Echantillon	% particules < 63 µm	
	IDHESA	HLMA
SQA1	15,33	24,9
SQA2	13,69	23,9
SQA3	15,54	27,3
SQA4	1,3	13,1
SQA5	11,25	32,9
SQA6	14,43	27,8
SQA7	9,05	39,2
SQA8	15,16	22,9
SQA9	14,68	27,8
SQA10	22,23	33,9
SQA11	14,18	32,2
SQA12	7,68	22,6
SQA13	15,54	18,2

Tableau 37 : Fractions granulométriques inférieures à 63 µm - données des deux laboratoires, IDHESA et LHMA.



Graphique 29 : Fractions granulométriques inférieures à 63 µm - données des deux laboratoires, IDHESA et LHMA.

Les résultats sur les fractions granulométriques inférieures à 63 µm donnés par chacun des deux laboratoires d'analyse, IDHESA et LHMA, diffèrent nettement pour presque toutes les stations (exception faite de la station SQA13).

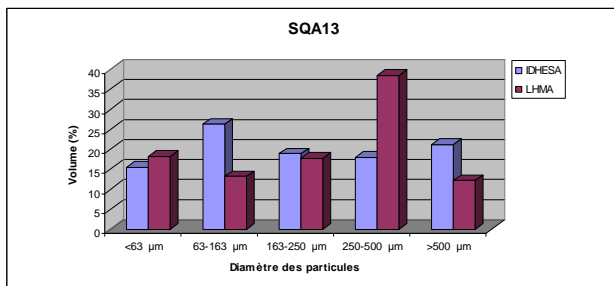
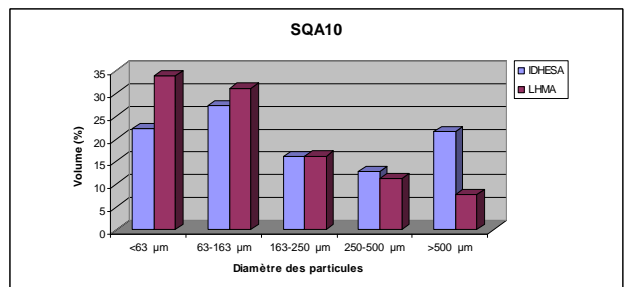
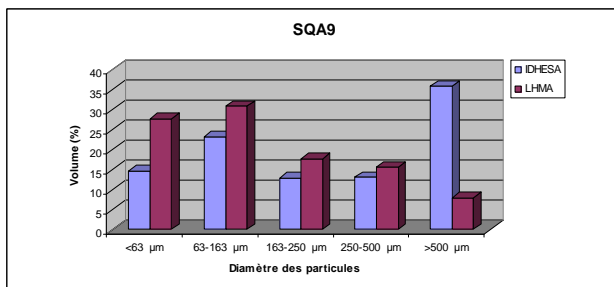
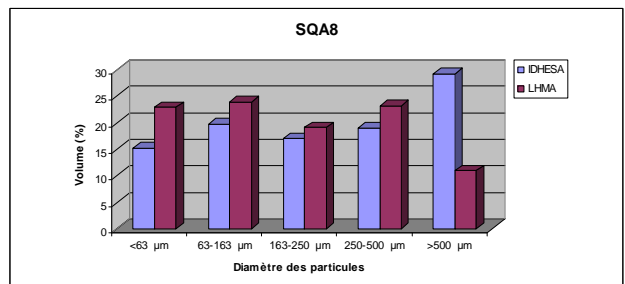
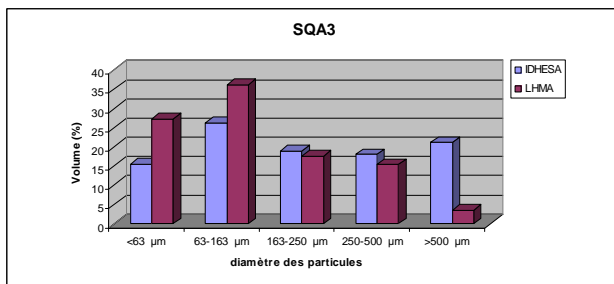
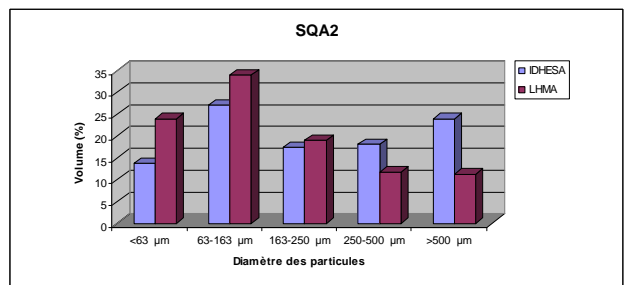
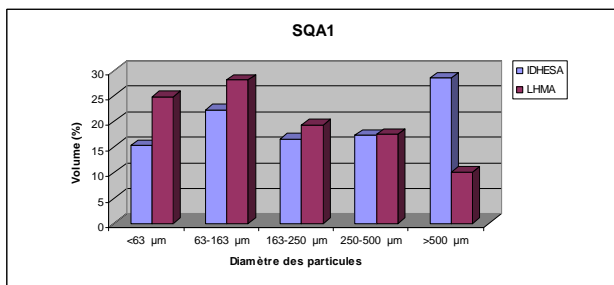
L'homogénéisation des échantillons a été réalisée par l'analyste suivant les recommandations du RLM. Les échantillons prélevés à l'aide d'une benne Van Veen ont été déposés dans un réceptacle. Les éléments grossiers, minéraux de tailles supérieures à 2 millimètres, coquillages, algues et phanérogames, pouvant être un facteur limitant l'homogénéisation de l'échantillon, ont été enlevés. L'homogénéisation a été réalisée à la fois avec une spatule et manuellement par malaxage et agitation. Le remplissage de deux flacons en polyéthylène haute densité de 1 litre destinés à chacun des deux laboratoires s'est fait progressivement. Cette méthode a été réalisée de la même façon pour chacun des 13 échantillons. Il ne semble pas que la différence observée entre les deux laboratoires sur une majorité de stations soit due à un problème d'homogénéisation des échantillons.

Les deux laboratoires mandatés pour réaliser l'analyse granulométrique de ces échantillons sont accrédités COFRAC, preuve de leur rigueur et de leurs compétences techniques.

En revanche, les méthodes utilisées pour l'analyse granulométrique des sédiments diffèrent entre les deux laboratoires. Certaines méthodes utilisées peuvent, suivant certains paramètres de réglage, altérer la structure physique du sédiment en formant ou en cassant des agglomérats dans l'échantillon analysé. Ce phénomène peut expliquer les différences observées sur une majorité des échantillons concernés.

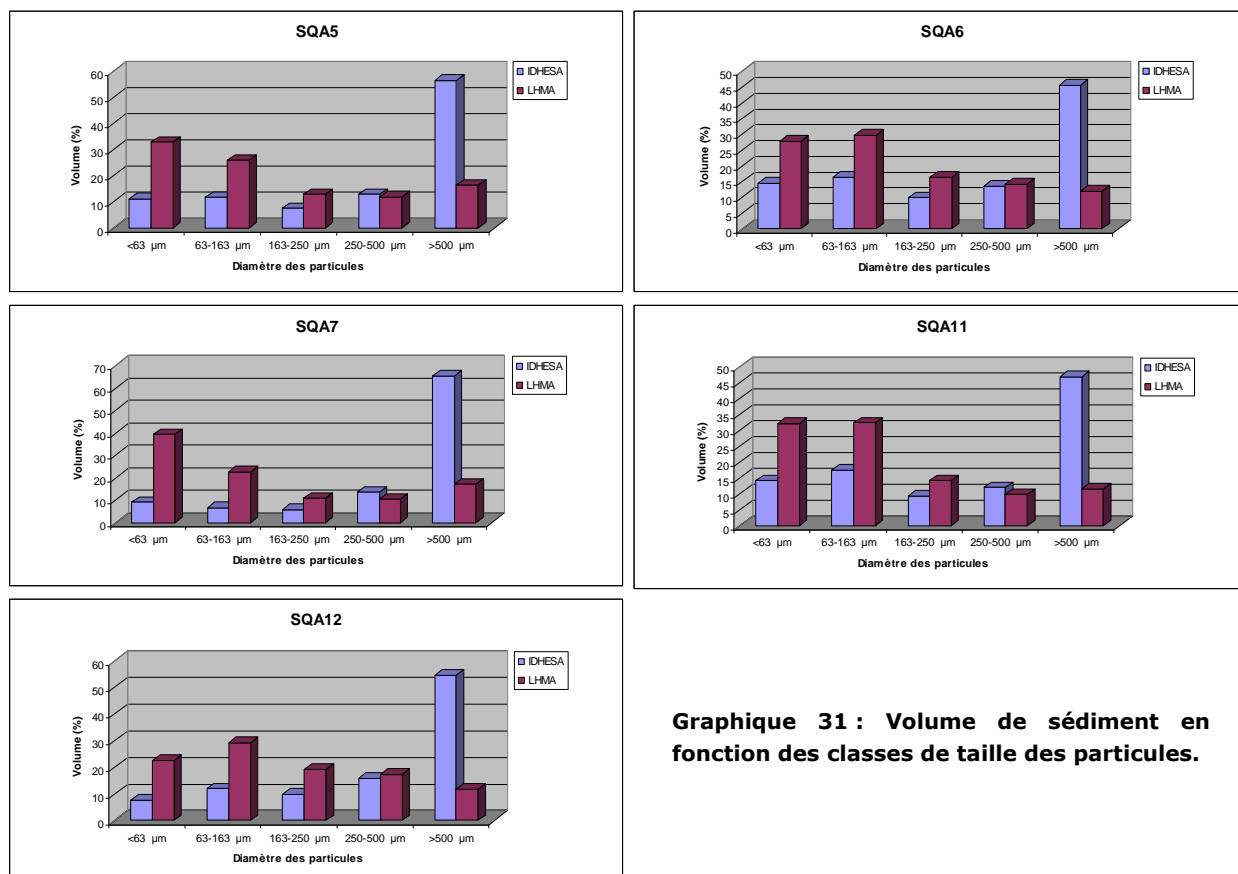
Malgré les différences de résultat observées entre les deux laboratoires, et bien qu'il soit difficile de préciser avec certitude les caractéristiques granulométriques du sédiment, il est possible de classer les sédiments en 3 groupes distincts :

- Les échantillons SQA1, SQA2, SQA3, SQA8, SQA9, SQA10 et SQA13 ont des profils granulométriques qui se rapprochent et se ressemblent (graphique 25). Ils sont composés de sédiments très hétérogènes allant des sables très fins aux sables grossiers. Chaque classe de taille de particule est représentée en proportions quasi similaires. La bathymétrie allant de 10 m à 49 m ne semble pas influencer la composition des sédiments. Tous ces points à l'exception de SQA8 sont positionnés au nord de l'émissaire d'Agay.



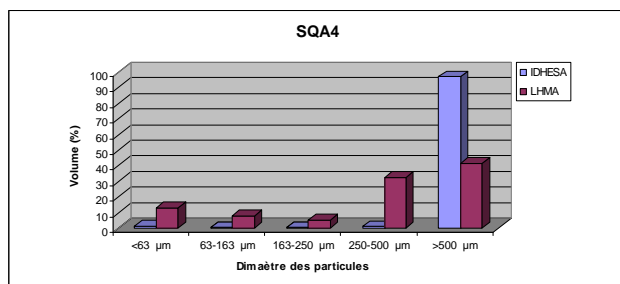
Graphique 30: Volume de sédiment en fonction des classes de taille des particules.

- Les échantillons SQA5, SQA6, SQA7, SQA11 et SQA12 ont des profils granulométriques qui se rapprochent et se ressemblent (graphique 26). Ils sont eux aussi composés de sédiments très hétérogènes allant des sables très fins aux sables grossiers. Etant données les différences de résultats des deux laboratoires, il est difficile de définir précisément la structure physique du sédiment sur ces 5 stations.



Graphique 31 : Volume de sédiment en fonction des classes de taille des particules.

- Les sédiments de l'échantillon SQA4 sont assez homogènes. Ils sont constitués de sables moyen et grossiers. Les autres classes de sédiment ne représentent que de faibles pourcentages (<math><10\%</math>). Cette station est située dans une zone peu profonde, influencée par les courants, empêchant l'accumulation de sédiments fins.



Graphique 32 : Volume de sédiment en fonction des classes de taille des particules.

I V . 3 . 2 . A N A L Y S E S G E O C H I M I Q U E S

Les échantillons d'Agay ont été analysés par les mêmes laboratoires que ceux de Fréjus (laboratoires IDHESA Bretagne Océane et LHMA de l'Université de la Méditerranée de Marseille). Tous deux disposent de l'ensemble des agréments ministériels et sont accrédités COFRAC.

Les analyses ont été menées conformément aux recommandations du guide méthodologique du Réseau Littoral Méditerranéen (RLM).

Les méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des échantillons de sédiment sont les mêmes que celles présentées dans le chapitre « Analyse Géochimiques » des sédiments de Fréjus.

I V . 3 . 3 . C O M P A R A I S O N A V E C D E S V A L E U R S S E U I L S

Les analyses réalisées dans le cadre de cet état "zéro" du site seront interprétées au regard des concentrations connues dans les sédiments pour les paramètres mesurés. Les différentes valeurs seuils issues de la bibliographie, qui sont utilisées pour cette étude, sont les mêmes que celles présentées dans le chapitre « Comparaison avec des valeurs seuils » des sédiments de Fréjus.

Les sédiments de la station SQA8, située 200 m au large de l'île d'Or sur 44 m de fond, sont éloignés des principales sources d'impact anthropique. Ils ont une structure granulométrique proche de l'ensemble des autres stations de la zone d'étude d'Agay. Les teneurs observées pour les différents paramètres physico-chimiques présents dans les sédiments de la station SQA8 peuvent être considérées comme proche du « bruit de fond » sur le secteur d'Agay et ainsi servir de valeur de référence pour la comparaison avec les autres stations.

IV.3.4. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES SEDIMENTS

Les résultats des analyses des deux laboratoires pour l'ensemble des 13 échantillons sont présentés en annexe XXXXX.

De manière générale, lorsque des différences apparaissent entre les résultats des deux laboratoires pour un même échantillon analysé, la valeur la plus forte (valeur la plus pénalisante) sera retenue dans l'interprétation des résultats.

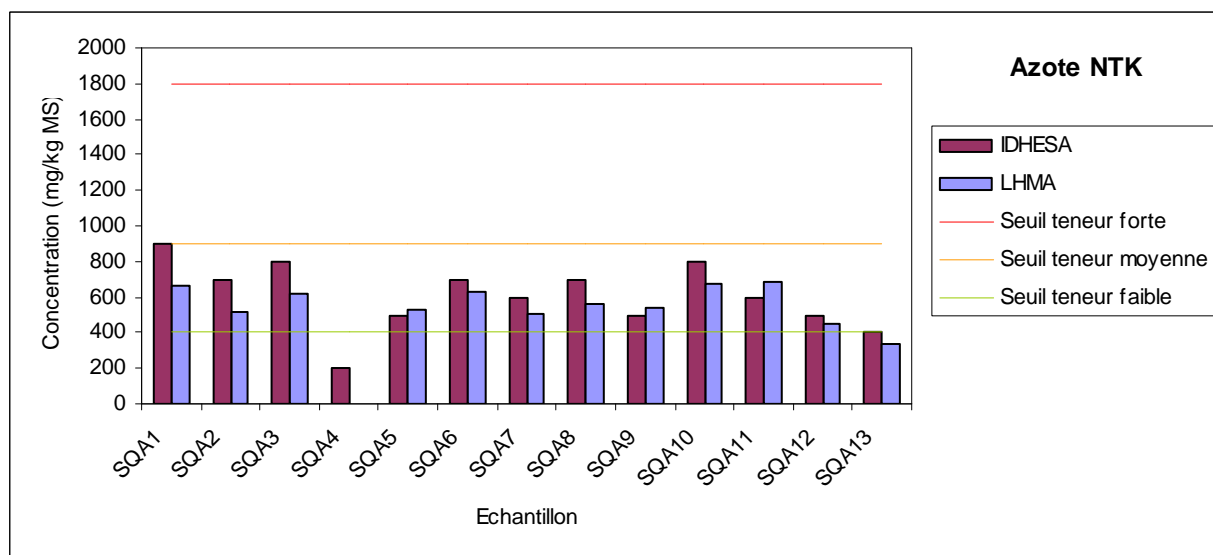
IV.3.4.1. MATIERES AZOTEES, PHOSPHOREES ET CARBONEES

Azote Total Kjeldahl

Les teneurs en Azote Total Kjeldahl (NTK) sont assez homogènes sur l'ensemble de la zone d'étude. A l'exception des stations SQA4 et SQA13 qui ont des teneurs faibles, toutes les stations ont une teneur moyenne en azote NTK, proches de celle de l'échantillon SQF8.

La plus grande teneur en azote NTK est observée au niveau du déboucher de l'émissaire d'Agay (SQA1).

Aucune pollution à l'azote NTK n'est observée sur la zone d'étude d'Agay.



Graphique 33 : Concentration en Azote Total Kjeldahl des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<150 mg/kg MS)).

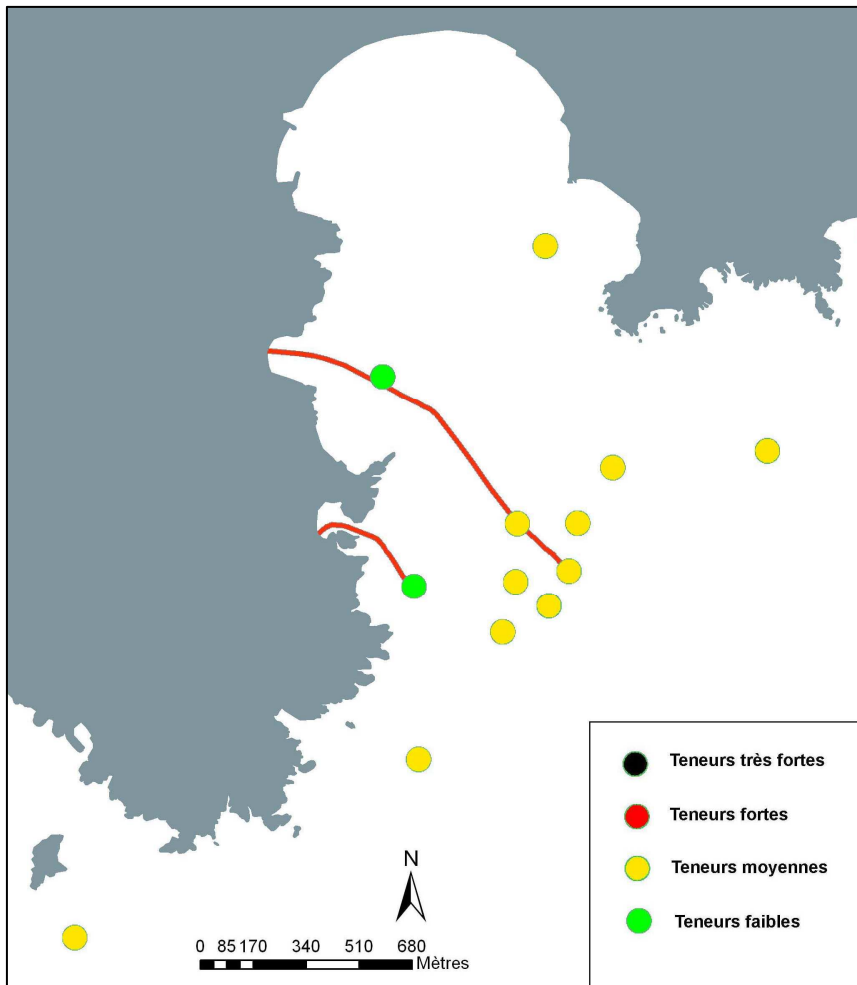
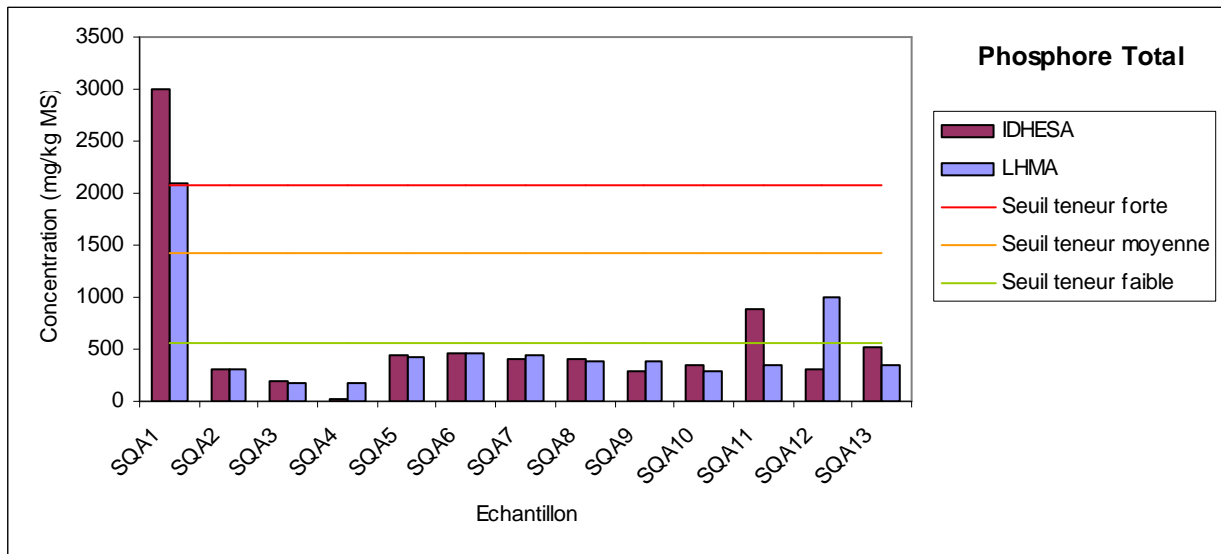


Figure 36 : Carte de la teneur des sédiments en Azote total Kjeldhal aux niveaux des stations d'Agay.

Phosphore total

L'ensemble des stations est caractérisé par des concentrations faibles à moyennes en phosphore total, à l'exception d'un pic de teneur très forte observé à la station SQA1. Ce pic est probablement dû aux rejets de l'émissaire d'Agay qui semble être vecteur d'une pollution au phosphore total.

On observe une pollution au phosphore total très localisée au niveau du débouché de l'émissaire d'Agay. Aucune autre station ne montre de signe de pollution sur l'ensemble de la zone d'étude.



Graphique 34 : Concentration en Phosphore Total des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

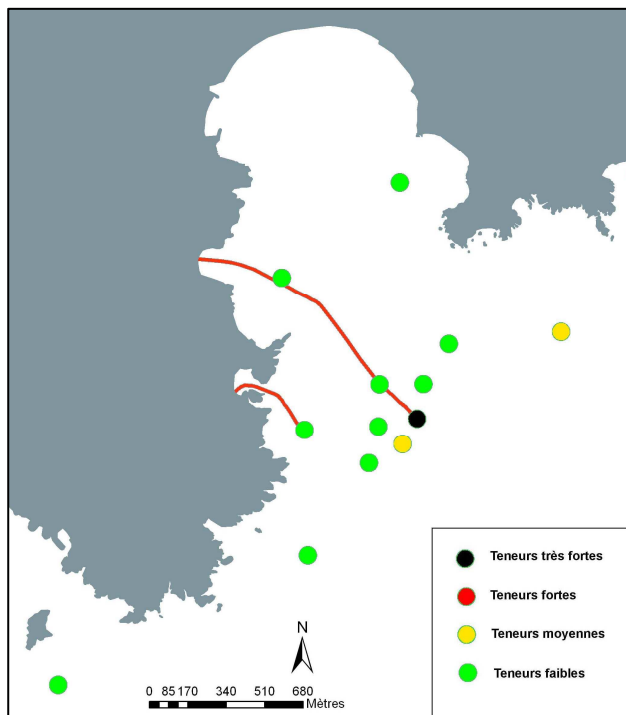


Figure 37 : Carte de la teneur des sédiments en Phosphore total aux niveaux des stations d'Agay.

Carbone organique total

Le carbone organique total présente des teneurs faibles aux stations SQA4 et SQA13. Ces stations ont pour particularité de présenter des profondeurs très faibles (de -10 m à -12 m). Le phénomène expliquant ces faibles teneurs peut résider dans le fait qu'à cette profondeur la sédimentation peut être considérée comme faible (forte remise en suspension due aux courants) d'où une faible accumulation du carbone organique dans les sédiments superficiels.

Les stations SQA2, SQA7 et SQA12 ont des teneurs moyennes en carbone organique.

Les stations SQA1, SQA5, SQA6, SQA8, SQA9 et SQA11 ont des teneurs fortes en carbone organique total. Bien que fortes, ces teneurs ne semblent pas être synonyme d'une pollution. En effet, le bruit de fond en carbone organique observé à la station SQA8 est élevé alors que cette station n'est pas soumise aux principales sources de pollution anthropiques. On peut donc supposer que ces teneurs sont des « teneurs normales » pour des sédiments superficiels des zones profondes côtières (entre 30 m et 55 m) de la baie d'Agay.

On observe en revanche deux pics de teneurs très fortes aux stations SQA3 et SQA10.

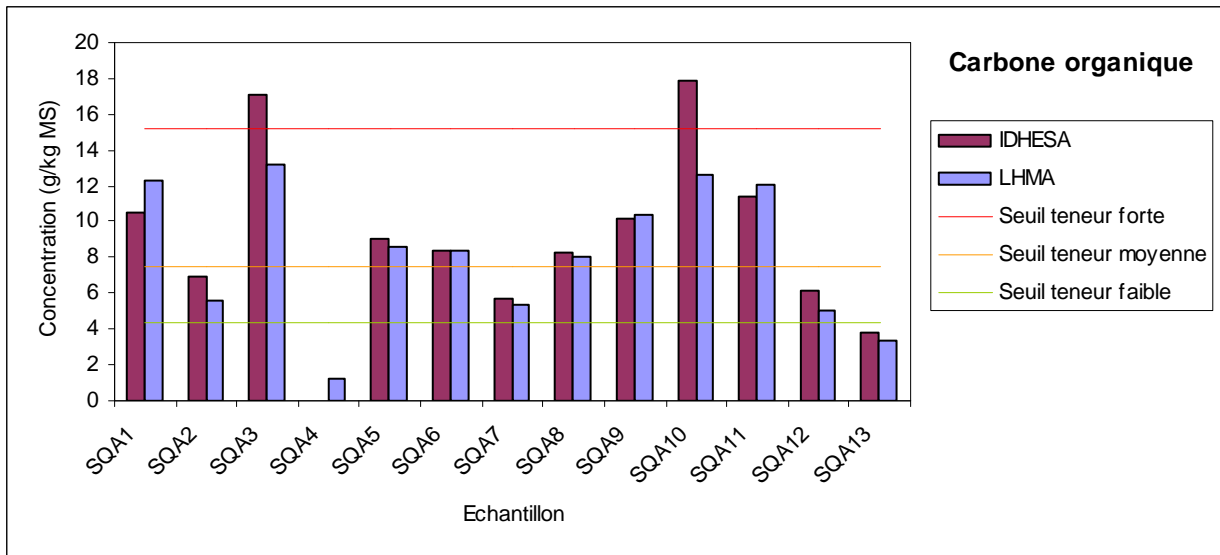
Malgré la faible profondeur de la station SQA3, la teneur en carbone organique de cette station est très forte. Cette station se situe dans une zone d'accumulation de matières organiques issues de la dégradation de déchets végétaux (feuilles de posidonies). Ce phénomène, régulièrement observé dans des zones peu profondes à proximité d'herbier de posidonie et faiblement exposées aux courants dominants, explique la teneur élevée en carbone organique dans les sédiments de la station SQA3. Ce pic n'est donc pas dû à une pollution d'origine anthropique.

La station SQA10, plus profonde est elle aussi très riche en composés organiques. Cette station est composée à plus de 50% de sable fins envasés. Elle n'est que faiblement soumise aux courants de fonds. L'apport puis l'absence de remobilisation du substrat de ces fonds explique certainement cet enrichissement en carbone organique.

Globalement, on observe des teneurs très hétérogènes sur la zone d'étude d'Agay, avec des teneurs en carbone organique faibles à très fortes.

Les teneurs fortes observées sur de nombreuses stations peuvent être considérées comme « normales » ou proche du « bruit de fond » observé dans des sédiments superficiels de zones profondes côtières (autour de - 40 m) de la baie d'Agay.

Seules deux stations ont des teneurs en carbone organique total très fortes (SQA3 et SQA13). Cet enrichissement ne semble cependant pas lié à un facteur anthropique, mais à des facteurs naturels d'accumulation de déchets organiques issus de la dégradation de végétaux sous marins (feuilles de posidonies).



Graphique 35 : Concentration en Carbone Organique Total des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

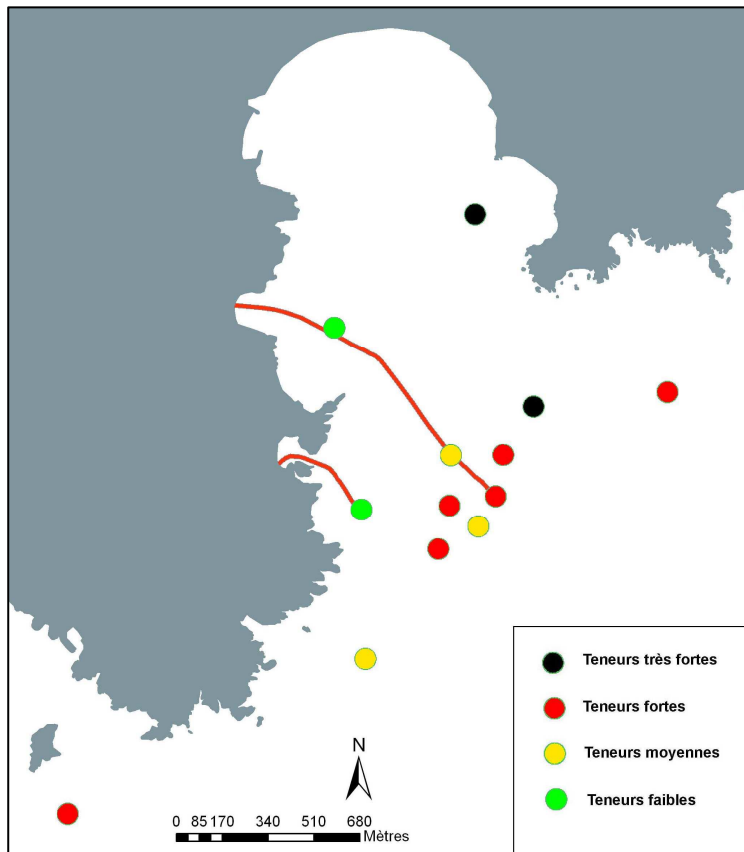


Figure 38 : Carte de la teneur des sédiments en Carbone Organique total aux niveaux des stations d'Agay.

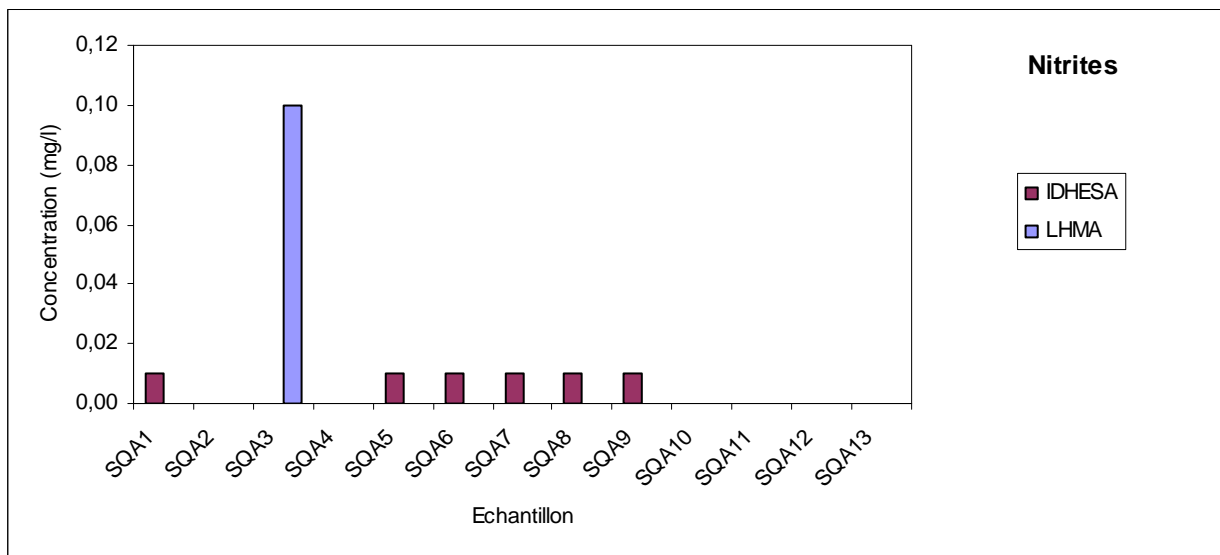
Nitrites

Aucune valeur seuil n'a pu être trouvée dans la bibliographie pour la teneur en nitrite des eaux interstitielles des sédiments de méditerranée. Le seuil de détection de la méthode de mesure utilisée pour le dosage des nitrites (LD NO₂) est utilisé comme repaire pour l'analyse de ces données. Il est de 0,01 mg/l pour le laboratoire IDHESA et 0,02 mg/l pour le laboratoire LHMA.

Les stations SQA2, SQA4, SQA10, SQA11, SQA12 et SQA13 ont une teneur en nitrites inférieure au seuil de détection.

Les stations SQA1, SQA5, SQA6, SQA7, SQA8 et SQA9 ont une teneur en nitrite très faible, égale au seuil de détection du laboratoire IDHESA (0,01 mg/l).

Seule la station SQA3 présente un pic 10 fois supérieure au seuil de détection de la méthode. L'accumulation de nitrites dans les sédiments de la station SQA3 s'explique par la présence d'une zone d'accumulation et de dégradation de déchets végétaux (feuilles de posidonies). La dégradation de ces déchets végétaux libère du nitrate (constituant naturel des plantes) qui sont ensuite dégradés en nitrites. Ce pic n'est donc pas dû à une pollution d'origine anthropique, mais lié à des facteurs naturels de dégradation de déchets végétaux provenant du renouvellement des feuilles d'herbiers de posidonie.

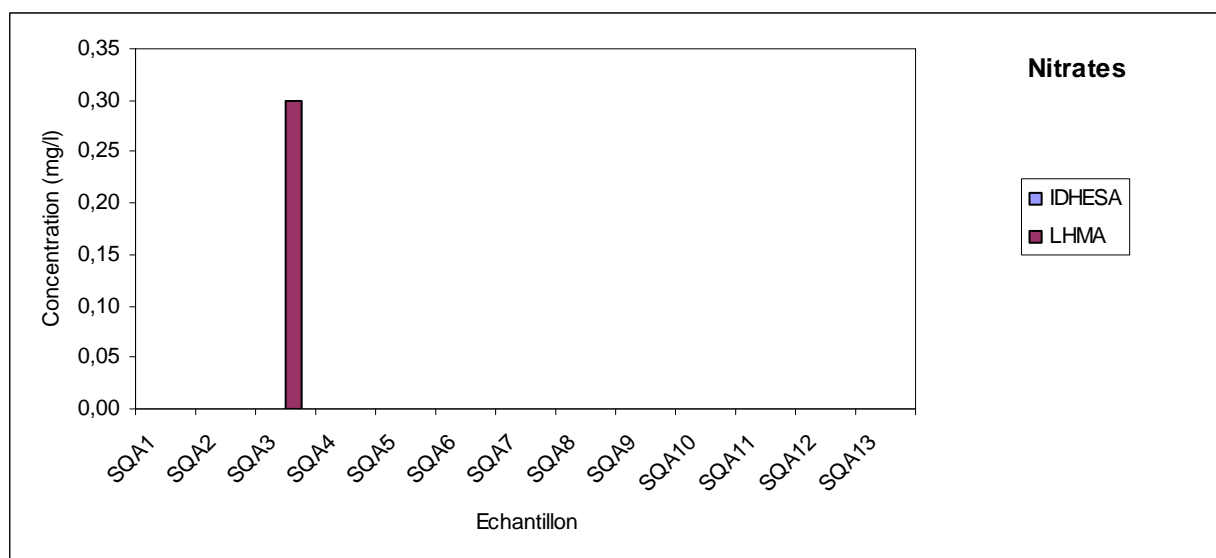


Graphique 36 : Concentration en nitrites des eaux interstitielles des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<0,01 mg/l pour IDHESA et <0,02 mg/l pour LHMA)).

Nitrates

Toutes les teneurs en nitrates des eaux interstitielles des sédiments analysées sont inférieures au seuil de détection de 0,05 mg/l, à l'exception d'un pic (6 x LD NO₃) observé à la station SQA3.

Seule la station SQA3 présente un pic 6 fois supérieure au seuil de détection de la méthode. L'accumulation de nitrates dans les sédiments de la station SQA3 s'explique, comme précédemment, par la présence d'une zone d'accumulation et de dégradation de déchets végétaux (feuilles de posidonies). La dégradation de ces déchets végétaux libère du nitrate (constituant naturel des plantes) qui s'accumule dans les sédiments de surface où il est ensuite dégradé en nitrite. Ce pic n'est donc pas dû à une pollution d'origine anthropique, mais lié à des facteurs naturels de dégradation de déchets végétaux provenant du renouvellement des feuilles d'herbiers de posidonie.



Graphique 37 : Concentration en nitrates des eaux interstitielles des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<0,05 mg/l pour LHMA et <5 mg/l pour IDHESA)).

Azote ammoniacal

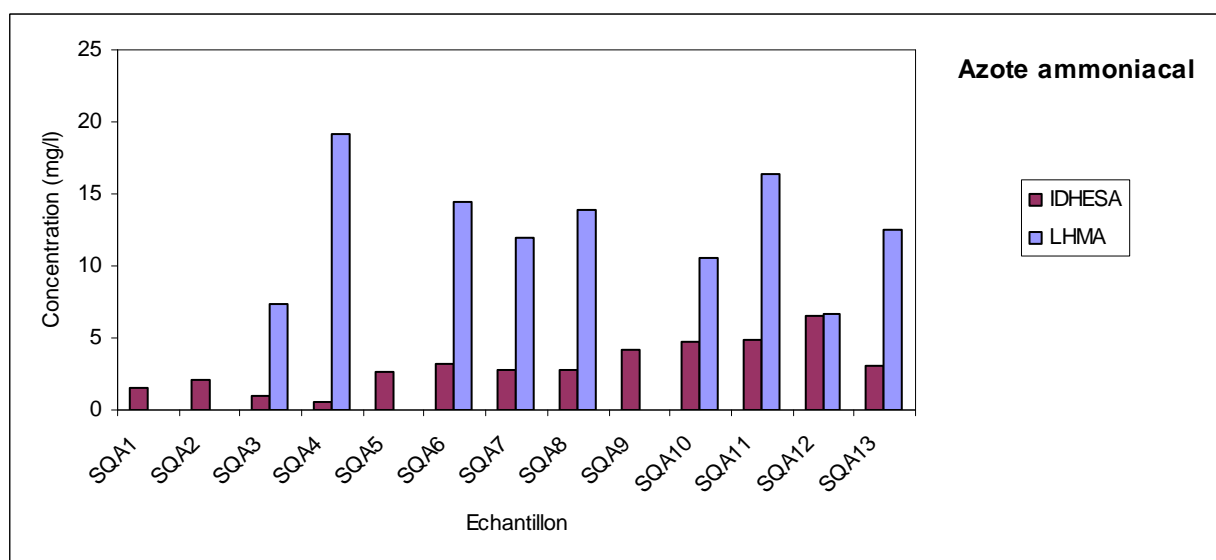
On note une nette différence entre les résultats des deux laboratoires pour l'analyse de l'azote ammoniacal. D'après les laboratoires concernés, ces différences peuvent s'expliquer par plusieurs phénomènes. Le lixiviat est un milieu très hétérogène et l'utilisation de méthodes de centrifugation différentes, utilisées pour l'extraire des sédiments, peut influencer les résultats. De plus, les concentrations en azote ammoniacal dans les eaux interstitielles des sédiments dépendent aussi du délai d'analyse qui diffère entre les deux laboratoires.

Les teneurs en azote ammoniacal sont très hétérogènes sur l'ensemble de la zone d'étude (comprises entre 1,5 mg/l (SQA1) et 19,1 mg/l (SQA4)). Ces valeurs sont relativement élevées, mais restent proches de la valeur observée à la station SQA8 qui peut servir de référence pour cette étude.

La forte teneur en azote ammoniacal observée sur l'ensemble de la zone d'étude ne semble pas être liée à la présence des émissaires ni de leur rejets.

Les eaux interstitielles des sédiments riches en substances humiques (constituants majeurs de la matière organique) et/ou riches en fer peuvent présenter des teneurs élevées en azote ammoniacal. C'est le cas des sédiments analysés au cours de cette étude dans la zone d'Agay. Les eaux interstitielles se chargent en azote ammoniacale par dégradation des substances humiques sous l'action de bactéries. La présence de fer dans les sédiments favorise aussi la production d'azote ammoniacal.

La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante sur l'ensemble des stations analysées peut être néanmoins favorisée par des rejets d'origine humaine ou industrielle (principalement par les engrais utilisés le long de la côte de la baie d'Agay).



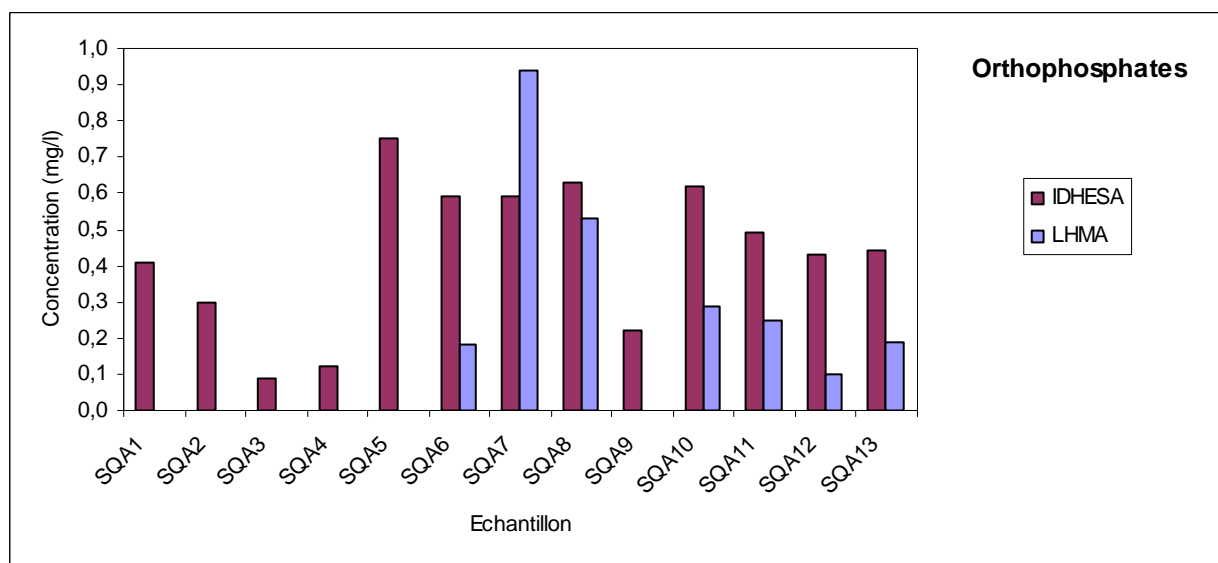
Graphique 38 : Concentration en azote ammoniacal des eaux interstitielles des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

Orthophosphates

On note à nouveau une nette différence entre les résultats des deux laboratoires pour l'analyse des orthophosphates. D'après les laboratoires concernés, ces différences peuvent s'expliquer, comme précédemment, par plusieurs phénomènes. Le lixiviat est un milieu très hétérogène et l'utilisation de méthodes de centrifugation différentes, utilisées pour l'extraire des sédiments, peut influencer les résultats. De plus, les concentrations en orthophosphates dans les eaux interstitielles des sédiments dépendent aussi du délai d'analyse qui diffère entre les deux laboratoires.

Les teneurs en orthophosphates sont assez hétérogènes sur l'ensemble de la zone d'étude avec des valeurs allant de 0,09 mg/l (SQA3) à 0,94 mg/l (SQA7). Toutes les teneurs sont relativement élevées mais restent proches de la teneur observée à la station SQA8 (0,63 mg/l).

Les teneurs élevées en orthophosphates observées sur l'ensemble de la zone d'étude ne semblent pas être liées à la présence des émissaires ni de leur rejets. Elles peuvent cependant être le résultat d'un apport important de composés phosphorés depuis la côte issus de rejets d'origine humaine ou industrielle (principalement par les engrais utilisés le long du littoral de la baie d'Agay).



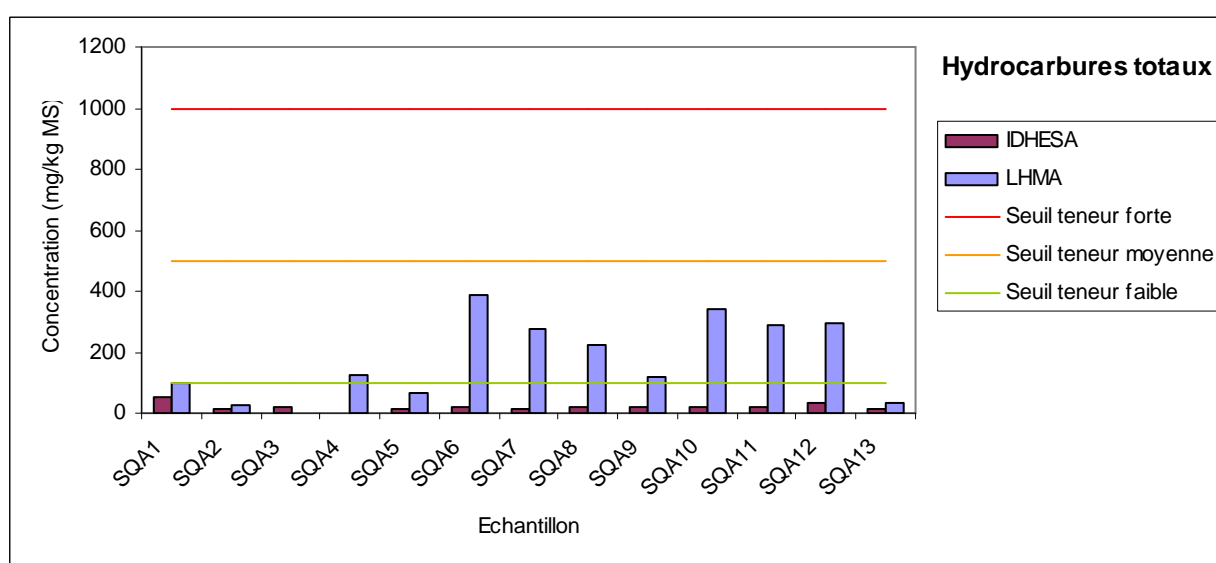
Graphique 39 : Concentration en orthophosphates des eaux interstitielles des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<0,1 mg/l)).

IV.3.4.2. POLLUANTS ORGANIQUES OU INDESIRABLES

Hydrocarbures totaux

Les hydrocarbures totaux présentent des teneurs faibles sur cinq stations (SQA1, SQA2, SQA3, SQA5 et SQA13). Toutes les autres stations ont une teneur en hydrocarbures totaux considérée comme moyenne.

Toutes les teneurs en hydrocarbures totaux observées sur la zone d'étude d'Agay sont considérées comme faibles à moyennes. Il n'y a pas de pollution aux hydrocarbures totaux sur cette zone.



Graphique 40 : Concentration en Hydrocarbures totaux des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

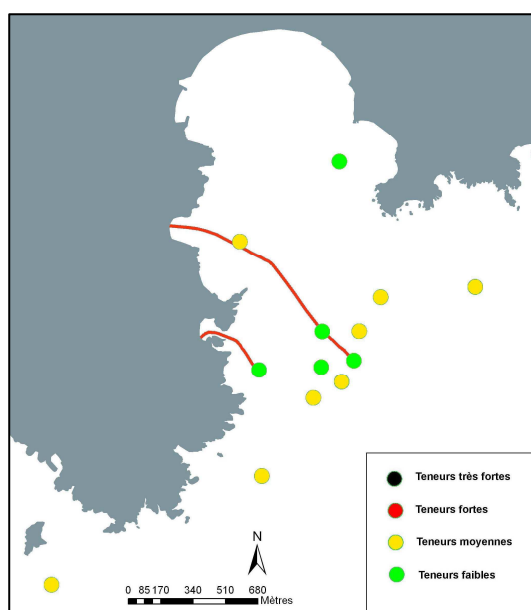
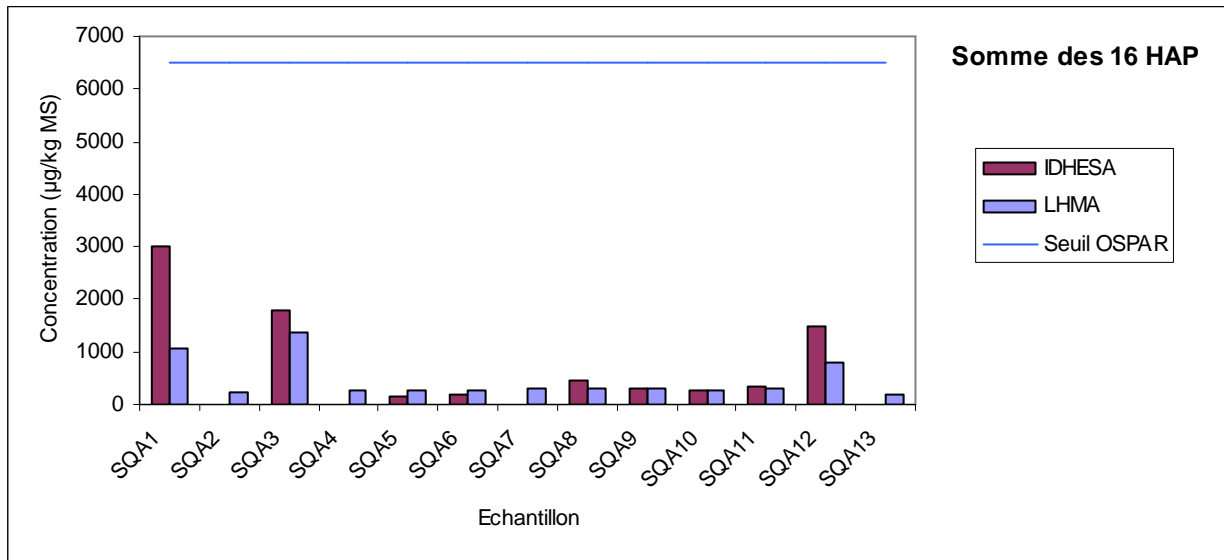


Figure 39 : Carte de la teneur des sédiments en Hydrocarbures totaux aux niveaux des stations d'Agay.

Hydrocarbures poly-aromatiques (HAP)

Les concentrations en hydrocarbures poly-aromatiques sont toutes inférieures à 0,5 mg/kg de matière sèche pour toutes les stations. La somme des 16 HAP est inférieure au seuil OSPAR sur l'ensemble de la zone d'étude.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, l'ensemble des stations est caractérisé par des concentrations faibles en HAP. Il n'y a pas de pollution aux hydrocarbures poly-aromatiques sur la zone d'étude.

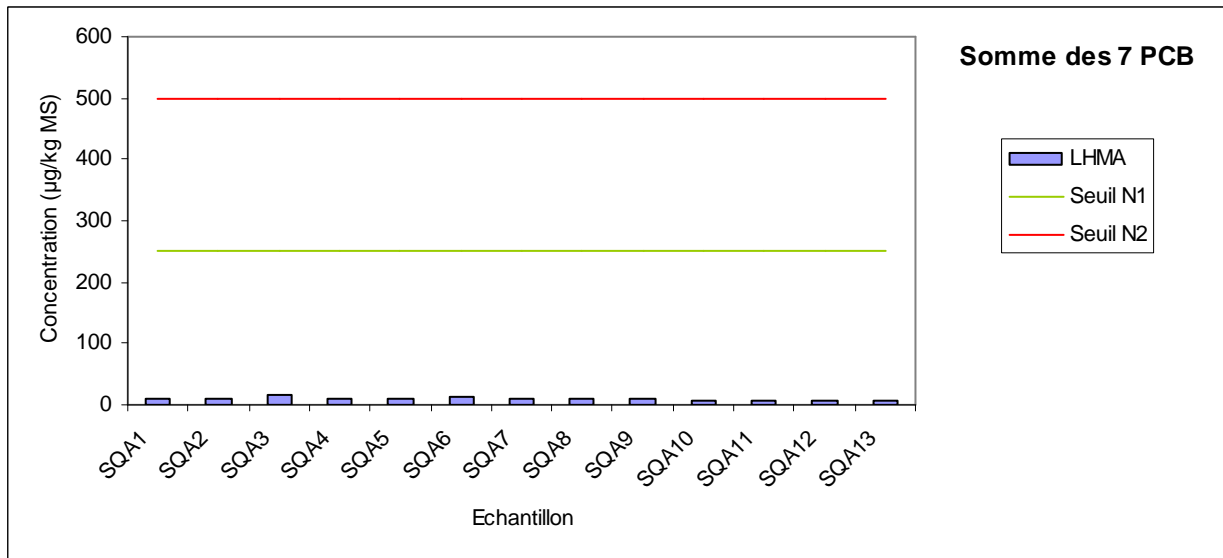


Graphique 41 : Concentration de la somme des 16 HAP des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<10 µg/kg MS pour chaque HAP soit <160 µg/kg MS pour la somme des 16 HAP)).

Polychlorobiphényles totaux

Les teneurs en polychlorobiphényles totaux (somme des sept congénères analysés) sont inférieures à 0,25 mg/kg de poids sec pour chacune des 13 stations.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, il n'y a pas de pollution en PCB sur l'ensemble de la zone étudiée.

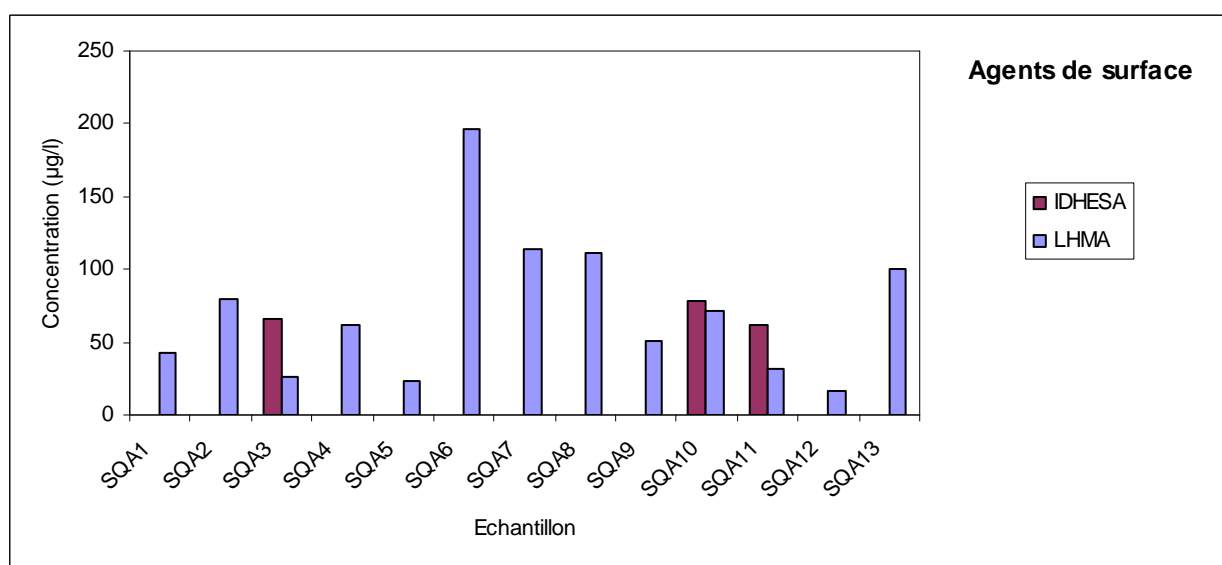


Graphique 42 : Concentration de la somme des 7 PCB des 13 échantillons de sédiment – Résultats du laboratoire LHMA.

Détergents anioniques ou agents de surface

Les teneurs en détergents anioniques sont assez hétérogènes sur l'ensemble de la zone d'étude avec des valeurs allant de 17 µg/l (SQA12) à 196 µg/l (SQA6). Aucune relation entre les teneurs observées et la proximité avec un émissaire ne peut être établie. La profondeur des stations ne semble pas non plus être un facteur influençant les teneurs des sédiments en détergents anioniques.

La recommandation canadienne concernant les détergents anioniques pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie marine étant de 1 mg/kg, il n'y a pas de pollution en détergents anioniques sur la zone d'étude.



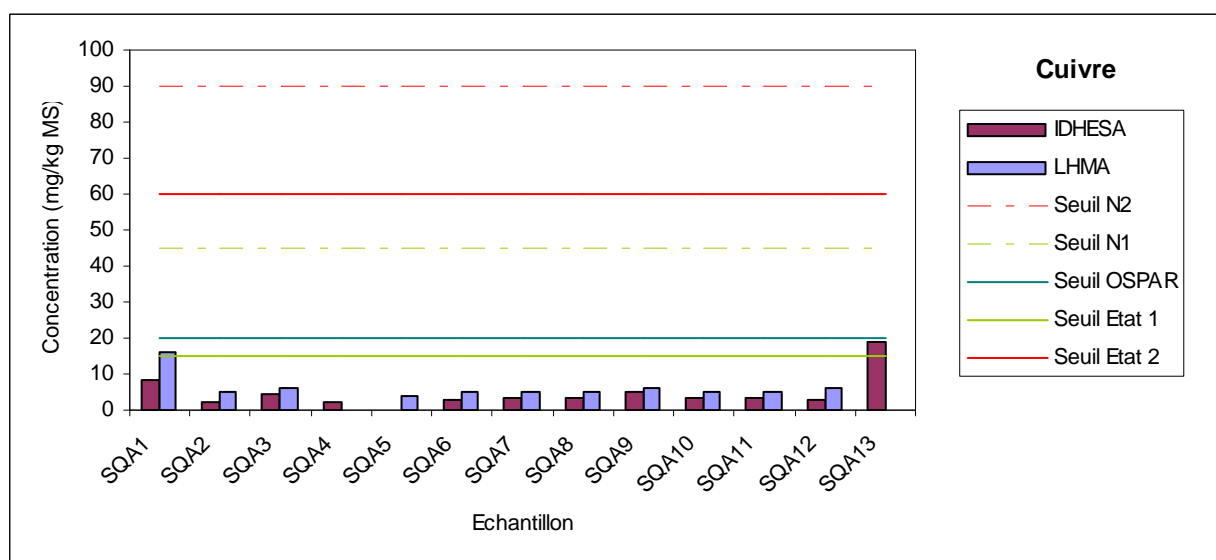
Graphique 43 : Concentration en agents de surface des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<50 µg/l pour IDHESA et <5 µg/l pour LHMA)).

IV.3.4.3. METAUX LOURDS

Cuivre

Toutes les stations à l'exception des stations SQA1 et SQA13 ont des teneurs en cuivre très faibles. Les stations SQA1 et SQA13, quand à elles, sont situées au niveau des débouchés des émissaires (respectivement Agay et Camp Long) et ont des teneurs très légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique mais nettement inférieures au seuil de contamination avérée défini par le RLM. Ces teneurs restent cependant inférieures au bruit de fond observé par la convention OSPAR, et nettement inférieures au seuil N1 de teneurs « normales » défini par l'arrêté du 14 Juin 2000.

Malgré la présence de deux pics observés au niveau du débouché des émissaires d'Agay et de Camp Long, toutes les teneurs en cuivre de la zone d'étude sont considérées comme faibles à normales. Il n'y a pas de pollution au cuivre sur la zone d'étude d'Agay.

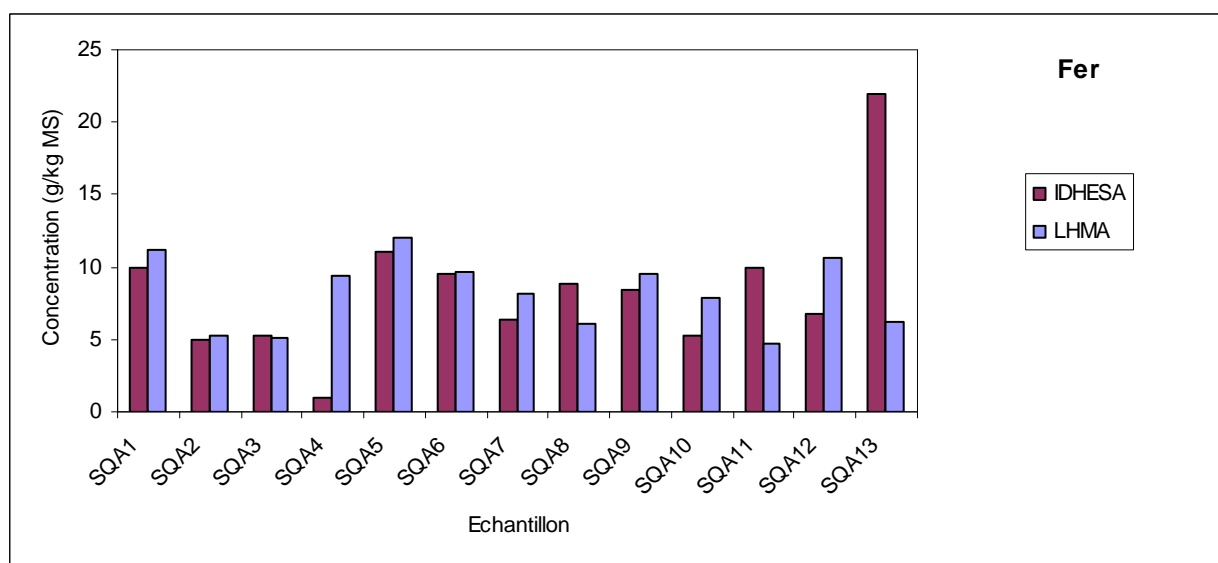


Graphique 44 : Concentration en Cuivre des 13 échantillons de sédiment - Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<2 mg/kg MS pour IDHESA et <4 mg/kg MS pour LHMA)).

Fer

Les teneurs en fer observées sur l'ensemble de la zone d'étude sont assez homogènes et ne dépassent pas 25 g/kg de matière sèche. Le pic observé au niveau du débouché de l'émissaire de Camp Long révèle la présence d'une zone d'accumulation de fer charrié par les eaux pluviales rejetées par ce dernier.

Cet élément n'est pas considéré en zone ouverte comme un contaminant mais comme un élément naturel constitutif du substrat. Aucun pic pouvant traduire une teneur anormale en fer n'est observé sur la zone d'étude.



Graphique 45 : Concentration en Fer des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

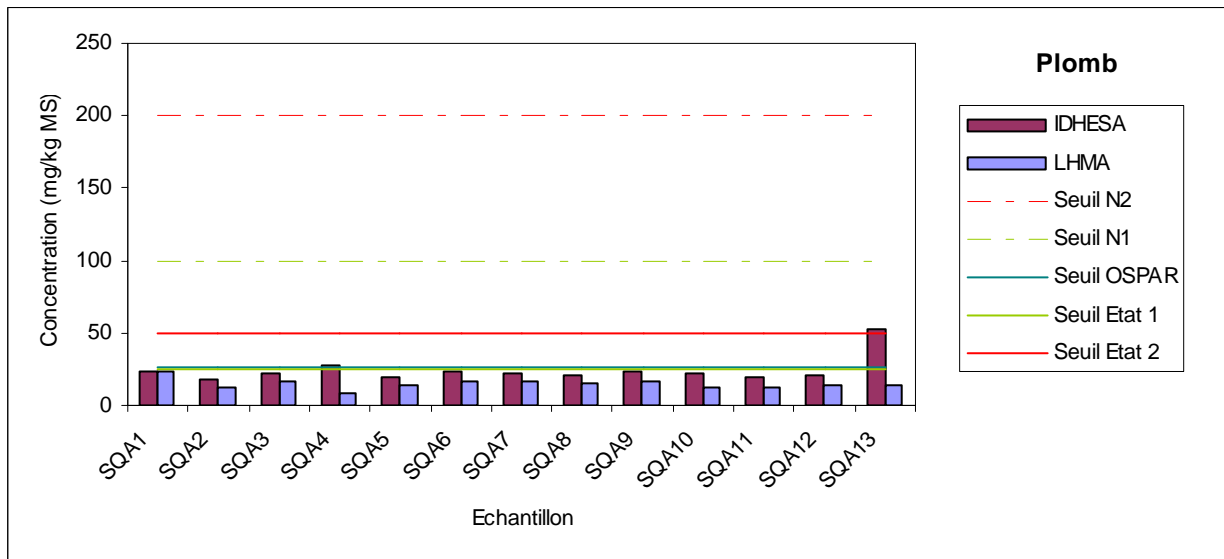
Plomb

Toutes les stations, à l'exception des stations SQA4 et SQA13 présentent des teneurs en plomb correspondant à l'état 1 établi par le RLM, inférieures au bruit de fond de la contamination chimique.

La station SQA4 présente une teneur en plomb correspondant à l'état 2 établi par le RLM, très légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et nettement inférieures au seuil de contamination avérée.

Seule la station SQA13 présente une teneur en plomb correspondant à l'état 3 établi par le RLM, très légèrement supérieures au seuil de contamination avérée. Cette contamination au plomb, localisée au niveau du débouché de l'émissaire de Camp Long, résulte d'un apport important de plomb par les eaux pluviales charriées par cet émissaire.

On observe donc une légère contamination au plomb localisée au niveau des sédiments récepteurs des effluents de l'émissaire de Camp Long. Aucune autre zone de contamination au plomb n'est observée sur la zone d'étude d'Agay.



Graphique 46 : Concentration en Plomb des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

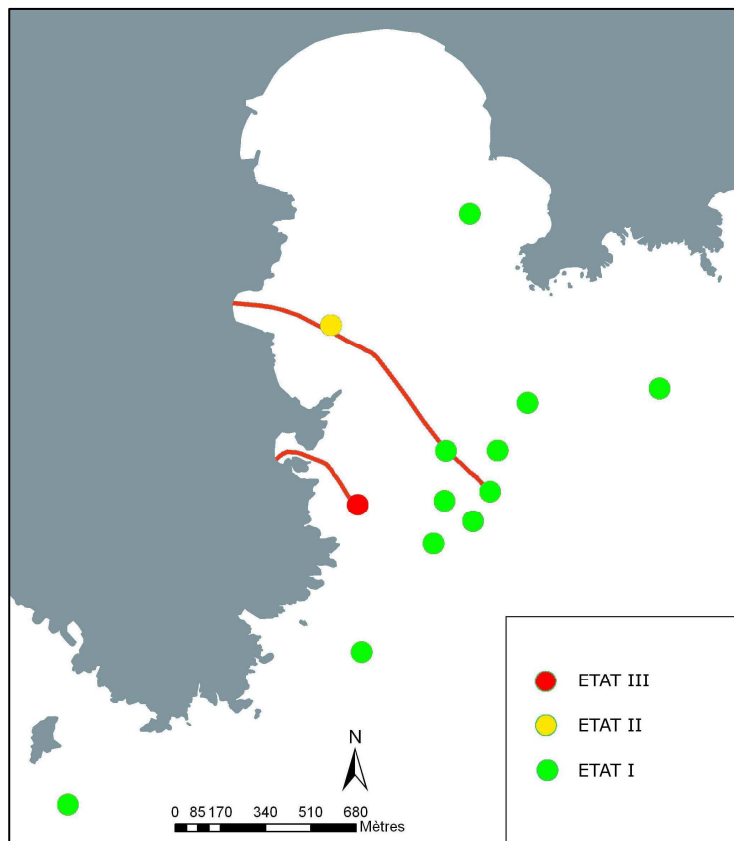


Figure 40 : Carte de la qualité du sédiment au regard de la teneur en Plomb aux niveaux des stations d'Agay.

Zinc

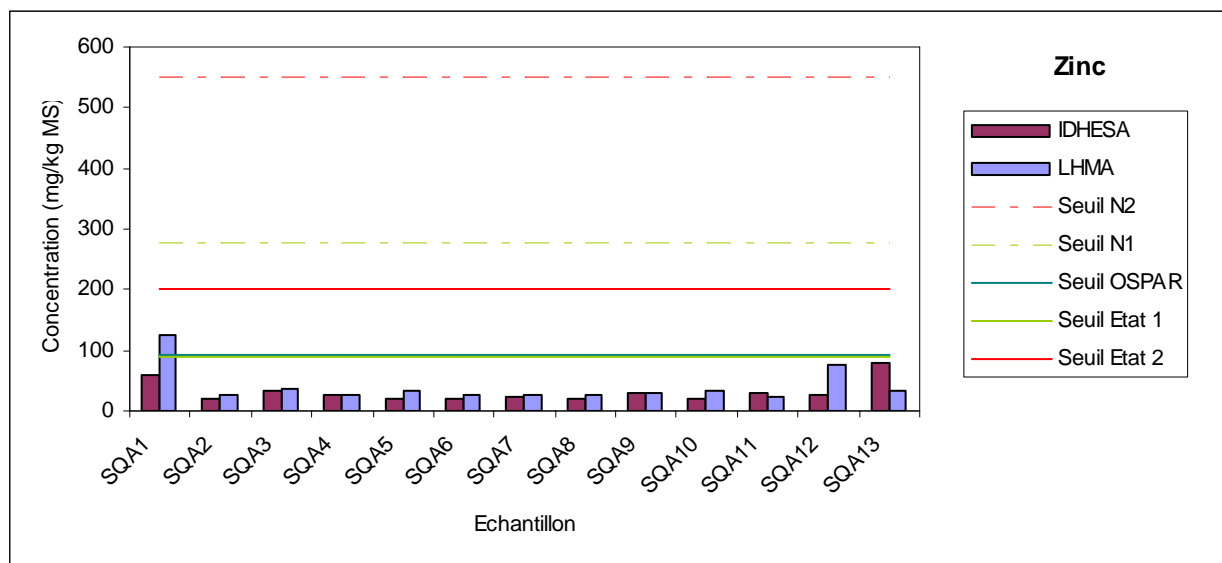
Toutes les stations, à l'exception de la station SQA1, présentent des teneurs en zinc correspondant à l'état 1 établi par le RLM, inférieures au bruit de fond de la contamination chimique.

Seule la station SQA1 présente une teneur en zinc correspondant à l'état 2 établi par le RLM, légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures au seuil de contamination avérée. Cette teneur en zinc relativement élevée par rapports aux autres stations de la zone d'étude, résulte d'un apport important de zinc par les eaux usées charriées par l'émissaire d'Agay et par leur accumulation dans les sédiments proches du rejet.

Le pic observé au niveau de la station SQA12 (station la plus proche du rejet de l'émissaire d'Agay après la station SQA1) confirme cette hypothèse.

On observe aussi un pic au niveau du débouché de l'émissaire de Camp Long. Ce pic bien que correspondant à des teneurs inférieures au bruit de fond de la contamination chimique, révèle l'accumulation de zinc provenant des eaux pluviales charriées par cet émissaire.

Il n'y a pas de contamination avérée en zinc du milieu récepteur des rejets des émissaires d'Agay. En revanche, l'émissaire d'Agay semble être un vecteur de zinc en parti responsable du pic observé sur la station SQA1, légèrement supérieur au bruit de fond.

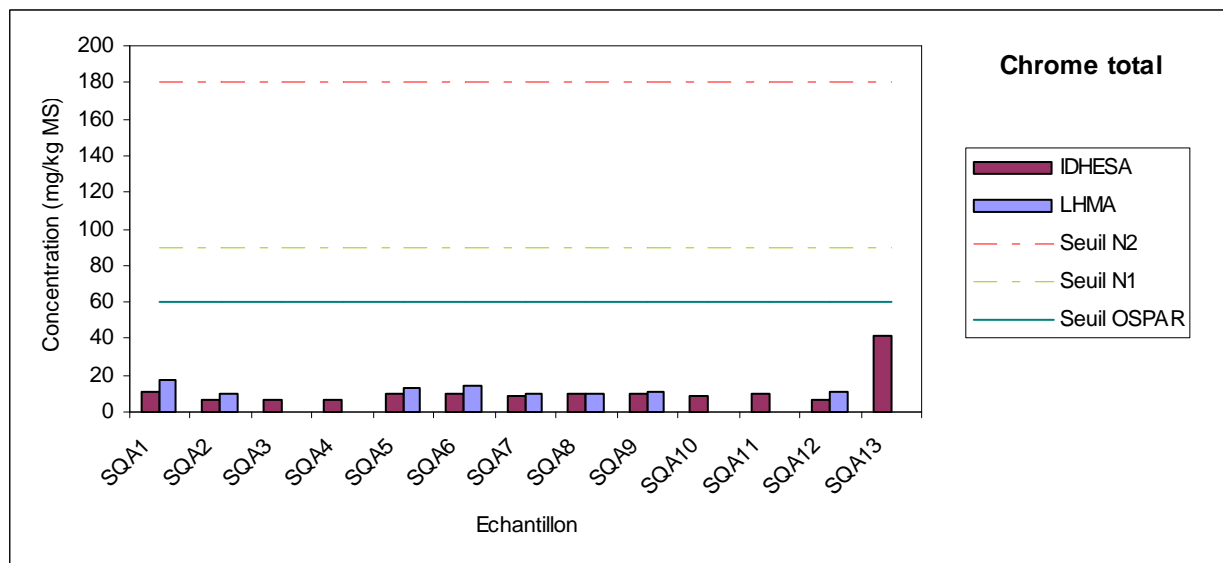


Graphique 47 : Concentration en Zinc des 16 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA.

Chrome total

Les teneurs normales en chrome dans les sédiments sont inférieures à 60 mg/kg poids sec d'après les données OSPAR. Toutes les stations ont des concentrations inférieures à cette valeur seuil.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, il n'y a pas de pollution au chrome total sur l'ensemble de la zone étudiée.

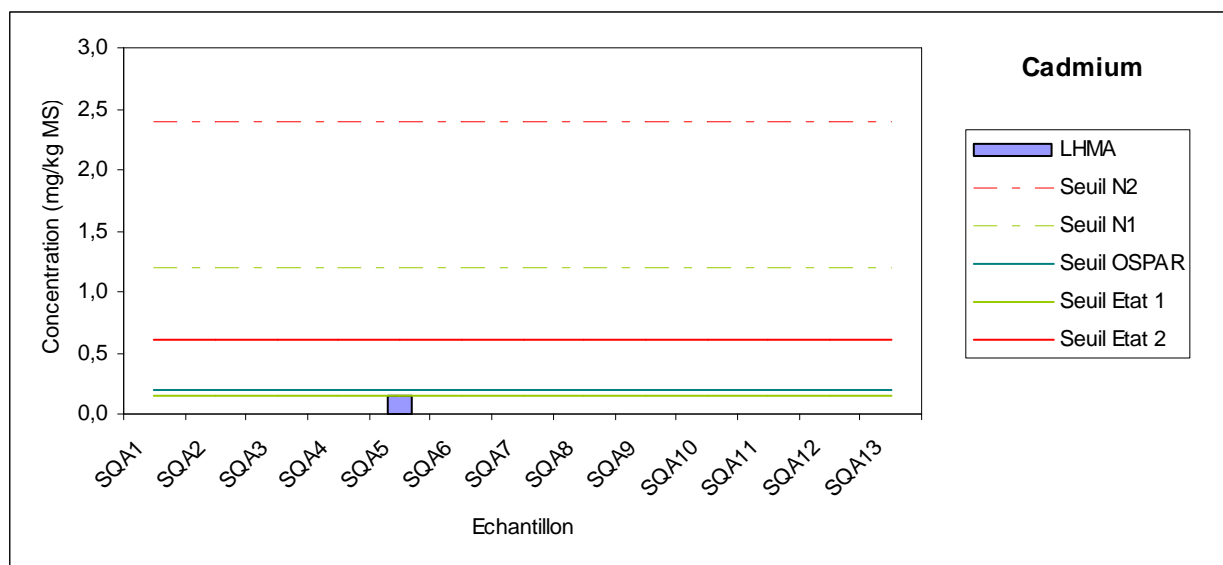


Graphique 48 : Concentration en Chrome Total des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<10 mg/kg MS pour LHMA)).

Cadmium

Toutes les teneurs en cadmium sont inférieures au seuil de détection (0,1 mg/l MS) à l'exception de celle de la station SQA5. Cette teneur correspond à l'état 1 établi par le RLM, inférieure au bruit de fond de la contamination chimique.

Il n'y a pas de contamination du sédiment en cadmium sur la zone d'étude d'Agay.



Graphique 49 : Concentration en Cadmium des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<0,2 mg/kg MS pour IDHESA et 0,1 mg/kg MS pour LHMA)).

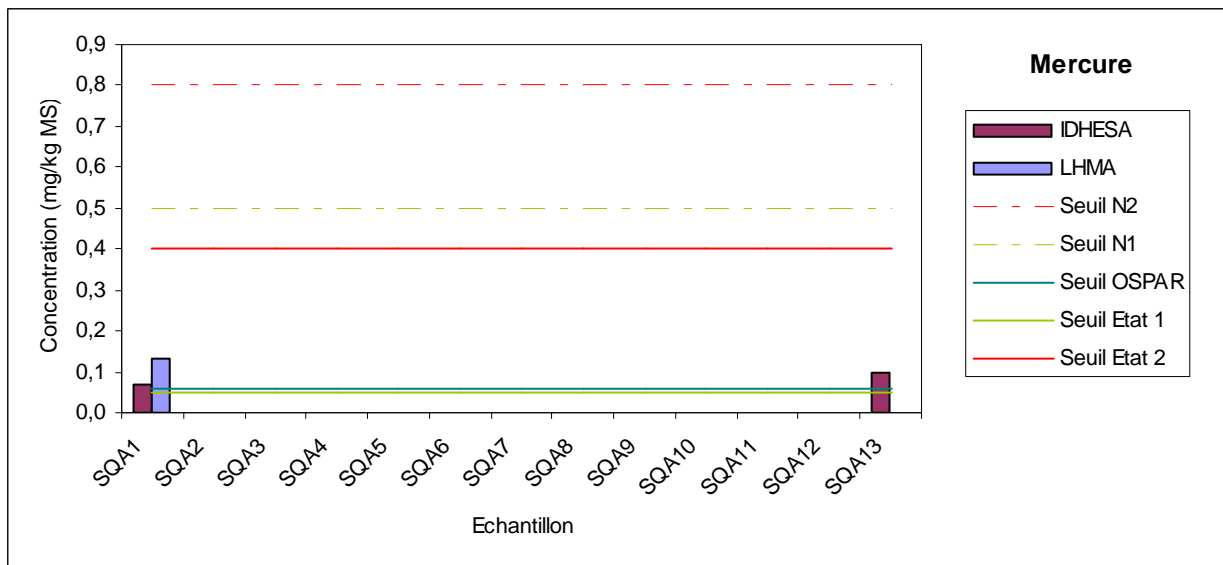
Mercure

Toutes les stations à l'exception des stations SQA1 et SQA13 présentent des teneurs en cadmium inférieures au seuil de détection (0,04 mg/kg MS).

Seules les stations SQA1 et SQA13 présentent des teneurs en cadmium correspondant à l'état 2 établi par le RLM, très légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et nettement inférieures au seuil de contamination avérée.

Ces pics de mercure, localisés au niveau du débouché des émissaires d'Agay et de Camp Long, résultent d'un apport important de mercure par les eaux usées et pluviales charriées par ces émissaires.

D'après les valeurs seuils établies pour des sédiments marins, et malgré la présence de deux pics de mercure, localisés au niveau du débouché des émissaires d'Agay et de Camp Long, résultant d'un apport important de mercure par les eaux usées et pluviales charriées par ces émissaires, il n'y a pas de pollution au mercure sur l'ensemble de la zone étudiée.



Graphique 50 : Concentration en Mercure des 13 échantillons de sédiment – Résultats des laboratoires LHMA et IDHESA. (Les valeurs nulles sont les valeurs inférieures aux seuils de détection (<0,04 mg/kg MS pour IDHESA et 0,05 mg/kg MS pour LHMA)).

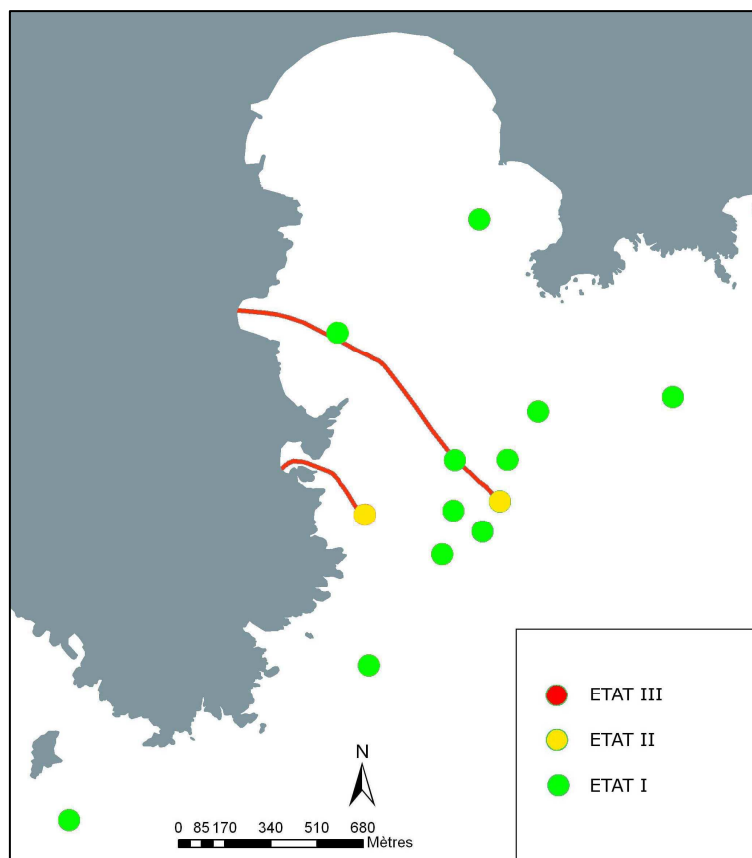


Figure 41 : Carte de la qualité du sédiment au regard de la teneur en Mercure aux niveaux des stations d'Agay.

Arsenic

L'arsenic ne fait pas parti des éléments à analyser pour cette étude. Le laboratoire LHMA ayant cependant proposé d'en analyser la teneur dans les échantillons de sédiment fournis, les résultats sont présentés ci-après.

Neff dans une publication parue en 1997 dans la revue « Environmental Toxicology and Chemistry », intitulé « Ecotoxicology of arsenic in the marine environment », détermina la teneur en arsenic du bruit de fond des sédiments marins côtiers et estuariens de l'ordre de 15 mg/kg.

Les teneurs en arsenic observées sur la zone d'étude d'Agay sont très hétérogènes.

Seules les stations SQA2, SQA3, SQA8, SQA11 et SQA13 ont des teneurs inférieures au bruit de fond établi par Neff en 1997.

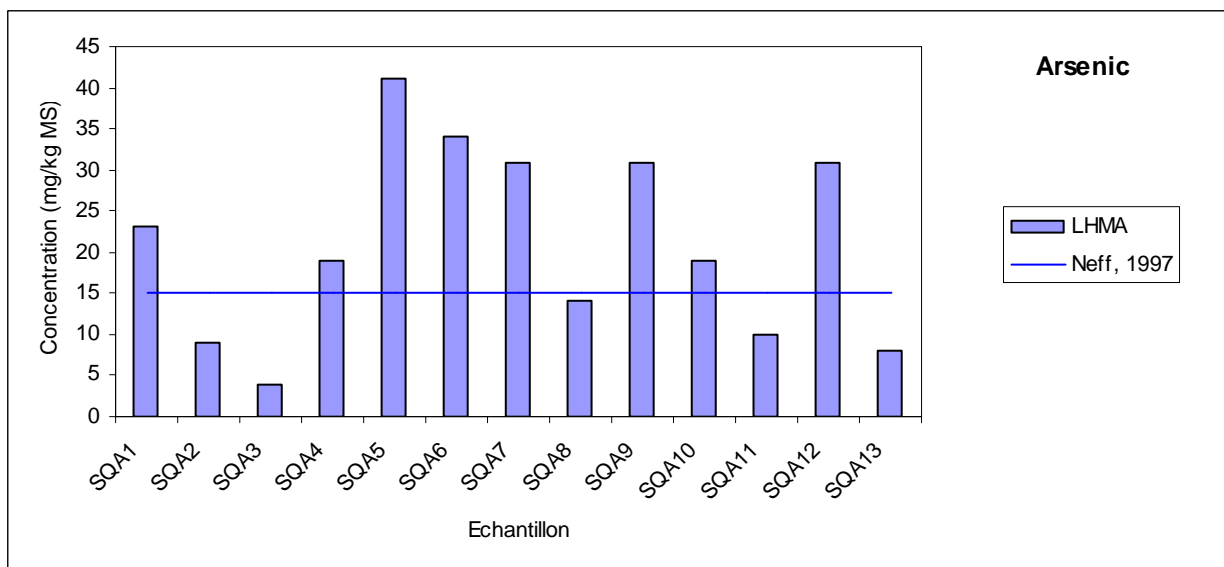
Les autres stations ont toutes des teneurs en arsenic supérieures au bruit de fond établi par Neff et supérieures à la teneur observée à la station SQA8. Certaines teneurs sont plus de deux fois supérieures au bruit de fond : SQA5 (41 mg/kg MS), SQA6 (34 mg/kg MS), SQA7 (31 mg/kg MS), SQA9 (31 mg/kg MS) et SQA12 (31 mg/kg MS).

D'après la valeur de la teneur en arsenic du bruit de fond établie par Neff en 1997 pour des sédiments marins côtiers et estuariens, on observe des teneurs assez fortes en arsenic sur une majorité de stations.

Ces fortes valeurs ne semblent pas être liées à une pollution d'origine humaine. Elles sont probablement liées aux fortes teneurs en Arsenic présentes naturellement dans les roches du littoral d'Agay. L'arsenic se retrouve dans les sédiments suite à l'érosion des roches du littoral.

Cette pollution à l'arsenic au large de la baie d'Agay pourrait aussi s'expliquer par la présence de munitions immergées au niveau des épaves militaires du B24 et des Péniches d'Anthéor. En effet, il n'est pas rare d'observer des pics de pollution marine à l'arsenic autour des sites de munitions immergées.

Note : Le 31 janvier 1944 le sous-marin anglais Untiring coule deux péniches venues ravitailler en munitions les dernières places fortes italiennes encore défendues contre les alliés. Aujourd'hui ces deux bâtiments gisent à peu de distance l'un de l'autre à moins de 3 km à l'Est de la baie d'Agay. « La cale centrale est remplie de gros obus, en fer, désamorçés : ils pèsent de 10 à 30 kg et se comptent par centaines, sinon par milliers » Jean-Pierre Joncheray (Spécialiste en épave). Ces munitions conventionnelles anciennes étaient enrichies d'arsenic pour leur conférer la ductilité et la dureté recherchée.



Graphique 51 : Concentration en Arsenic des 13 échantillons de sédiment – Résultats du laboratoire LHMA.

Synthèse concernant les métaux lourds

De manière générale, on observe une légère contamination au plomb localisée au niveau des sédiments récepteurs des effluents de l'émissaire de Camp Long.

L'analyse de la teneur en arsenic révèle la présence d'une pollution globale à l'arsenic sur une majorité de stations situées principalement autour du rejet de l'émissaire d'Agay. Cette pollution à l'arsenic au large de la baie d'Agay pourrait aussi s'expliquer par la présence de munitions immergées au niveau des épaves militaires du B24 et des Péniches d'Antheor.

On observe des teneurs relativement élevées en mercure (stations SQA1 et SQA13) et en zinc (station SQA1) correspondant à des valeurs très légèrement supérieures au bruit de fond de la contamination chimique mais bien inférieures au seuil de contamination avérée.

Enfin, aucune pollution au cuivre, ni au chrome total, ni au cadmium et ni au fer n'est à déplorer sur l'ensemble de la zone étudiée.

Calcul des indices de pollution

L'indice de pollution cumulé par les métaux lourds est calculé de la manière suivante (l'arsenic, non mentionné dans le cahier des charges et analysé par un seul des deux laboratoires n'a pas été pris en compte pour calculer cet indice).

$$Id = \frac{[Pb]}{[Pb]_{\max}} + \frac{[Hg]}{[Hg]_{\max}} + \frac{[Cd]}{[Cd]_{\max}} + \frac{[Cu]}{[Cu]_{\max}} + \frac{[Ni]}{[Ni]_{\max}} + \frac{[Cr]}{[Cr]_{\max}} + \frac{[Zn]}{[Zn]_{\max}}$$

Avec [Pb], [Hg], etc... sont les concentrations en plomb, mercure etc. mesurées à la station donnée (la valeur retenue pour la concentration en plomb, mercure... de chaque station est la plus grande valeur observée entre les deux laboratoires) et [Pb]_{max}, [Hg]_{max}, etc... sont les concentrations maximales en plomb, mercure, etc... mesurées sur l'ensemble des 16 stations. Cet indice, dont la valeur maximale potentielle est de 7 (car 7 métaux sont pris en compte) est exprimé en pourcentage.

Classement de l'indice	N° station	Indice de pollution
1	SQA13	77,1
2	SQA1	59,9
3	SQA5	38,4
4	SQA12	29,7
5	SQA9	24,6
6	SQA6	23,9
7	SQA11	22,0
8	SQA8	21,7
9	SQA10	21,7
10	SQA7	21,3
11	SQA3	20,6
12	SQA4	20,6
13	SQA2	18,4

Tableau 38 : Indice de pollution en métaux lourds des 13 stations

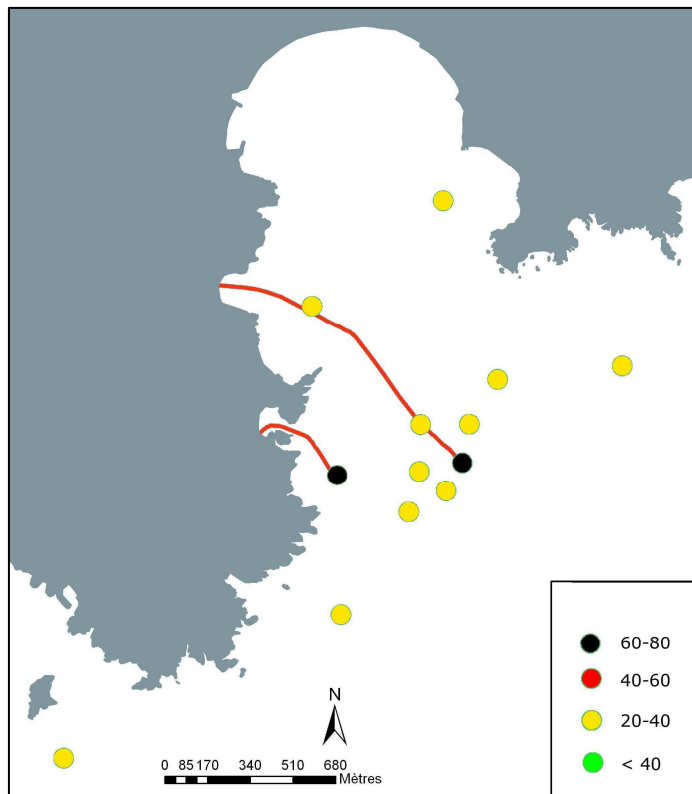


Figure 42 : Carte des indices de pollution en métaux lourds des 13 stations échantillonnées aux niveaux d'Agay.

Le classement des indices révèle sans surprise que les stations les plus chargées en métaux lourds sont les stations SQA13 et SQA1 situées aux niveaux des débouchés des émissaires de Camp Long et d'Agay. Arrivent ensuite les stations SQA5, SQA12, SQA9 et SQA6. Ces stations sont toutes situées aux abords du débouché de l'émissaire d'Agay (entre 100 m et 300 m du débouché). Toutes les autres stations (SQA11, SQA10, SQA7, SQA3, SQA4 et SQA2) ont un indice de pollution en métaux lourds inférieur ou égale à celui de la station SQA8 de référence.

IV.4. CONCLUSIONS

Les stations de la zone de Fréjus présentent des caractéristiques granulométriques et des valeurs de contenu organique du sédiment significativement différentes de celles des stations d'Agay. En effet, la rivière l'Argens ayant un débit important, le sédiment de ces stations est enrichi en particules fines (<63µm) et en matière organique charriés par la rivière. Les stations de la zone Agay ne sont pas soumises aux effluents de l'Argens mais aux effluents de la rivière Agay qui a un débit plus faible. Le débit moyen de l'Argens entre janvier et juin 2009 était de 31,1m³/s alors que celui de l'Agay était de 0,5 m³/s.

L'analyse des teneurs en Azote Total Kjeldahl montre des valeurs fortes dans le champ proche des rejets des émissaires de Reyran, de Playa et de Toukan, et du fleuve Argent, alors qu'aucune pollution à l'azote NTK n'est observée sur la zone d'étude d'Agay.

Des teneurs élevées en carbone organique total ont été observées sur une majorité des stations des deux zones d'étude. Ces fortes teneurs semblent être dues à un apport important de carbone organique total sur le littoral (charrié par l'Argent, l'Agay et les émissaires) et par son accumulation dans les sédiments superficiels profonds. Des pics de teneur très élevées sont observés sur certaines stations de la zone d'Agay, mais cet enrichissement ne semble pas lié à un facteur anthropique, mais plutôt à des facteurs naturels d'accumulation de déchets organiques issus de la dégradation de végétaux sous marins (feuilles de posidonies).

Malgré les pics de concentration de nitrite et nitrates observés sur de nombreuses stations, il est difficile d'établir avec certitude si ces derniers révèlent ou non la présence d'une pollution. L'accumulation de nitrites et de nitrates dans les sédiments de certaines stations peut s'expliquer par la présence de zones d'accumulation et de dégradation de déchets végétaux (feuilles de posidonies). La dégradation de ces déchets végétaux libère des nitrates (constituant naturel des plantes) qui sont ensuite dégradés en nitrites. Certains pics ne semblent donc pas dus à une pollution d'origine anthropique, mais liés à des facteurs naturels de dégradation de déchets végétaux provenant du renouvellement des feuilles d'herbiers de posidonie.

L'observation des teneurs en phosphore total des sédiments révèle la présence de deux pics de pollution aux niveaux de la station SQF5 et du débouché de l'émissaire d'Agay. Aucune autre station ne montre de signe de pollution sur l'ensemble de la zone d'étude.

Les fortes teneurs en azote ammoniacal observées sur l'ensemble des zones d'étude ne semble pas être directement liées à la présence des émissaires ni de leur rejets. Les eaux interstitielles des sédiments riches en substances humiques (constituants majeurs de la matière organique) et/ou riches en fer peuvent présenter des teneurs élevées en azote ammoniacal. C'est le cas des sédiments analysés au cours de cette étude. Les eaux interstitielles se chargent en azote ammoniacale par dégradation des substances humiques sous l'action de bactéries. La présence de fer dans les sédiments favorise aussi la production d'azote ammoniacal.

La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante sur l'ensemble des stations analysées peut être néanmoins favorisée par des rejets d'origine humaine ou industrielle.

Les teneurs élevées en orthophosphates observées sur l'ensemble de la zone d'étude d'Agay et aux niveaux des débouchés des émissaires de Balzac, et du Toukan sur la zone de Fréjus semblent

être le résultat d'un apport important de composés phosphorés depuis la côte issus de rejets d'origine humaine ou industrielle (principalement par les engrais).

Des teneurs faibles à moyennes en hydrocarbures totaux sont observées sur l'ensemble des zones d'étude, à l'exception de la station SQF2 au niveau du rejet de l'émissaire 2 du Reyran où la teneur en hydrocarbures totaux est très forte. Cette contamination semble être due à un apport important d'hydrocarbures totaux par l'émissaire 2 du Reyran et par leur accumulation dans les sédiments superficiels au niveau du débouché de l'émissaire.

Enfin, aucune pollution aux hydrocarbures poly-aromatiques (HAP), polychlorobiphényles totaux (PCB) et détergents anioniques n'a été observée sur l'ensemble des zones d'étude.

Concernant les métaux lourds, on observe une légère contamination au plomb sur l'ensemble de la zone d'étude de Fréjus et au niveau des sédiments récepteurs des effluents de l'émissaire de Camp Long.

L'analyse des teneurs en arsenic révèle la présence de teneurs fortes en arsenic sur une majorité de stations situées principalement dans la zone d'Agay et au niveau du débouché de l'émissaire de Balzac. Ces fortes valeurs ne semblent pas être liées à une pollution d'origine humaine. Elles sont probablement liées aux fortes teneurs en Arsenic présentes naturellement dans les roches du littoral d'Agay. L'arsenic se retrouve dans les sédiments suite à l'érosion des roches du littoral.

Ces fortes teneurs observées au large de la baie d'Agay pourraient aussi s'expliquer par la présence de munitions immergées au niveau des épaves militaires du B24 et des Péniches d'Antheor.

Une très légère contamination au cadmium localisée au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran est aussi à noter.

Toutes les autres teneurs en métaux lourds sont inférieures au seuil de contamination avérée.

Le classement des indices de pollution en métaux lourds révèle sans surprise que les stations les plus polluées sont celles situées à proximité des débouchés des émissaires du Reyran, de Playa, du Toukan de Camp Long, d'Agay mais aussi du fleuve Argent et du cours d'eau de l'Armitelle. Tous ces affluents sont donc considérés comme des sources potentielles de pollution aux métaux lourds. Les caractéristiques granulométriques augmentent les capacités d'accumulation de ces métaux dans les sédiments. Ces stations sont profondes et composées de sédiments fins fortement envasés traduisant une absence de courant de fond et favorisant l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments de surface.

V. ETUDE DE LA QUALITE DE LA MATIERE VIVANTE

V.1. MATERIEL ET METHODE

V.1.1. INTRODUCTION

La mesure directe des contaminants dans l'eau n'est pas suffisante pour identifier la présence d'une pollution. La variabilité du milieu littoral confère une représentativité limitée à une mesure ponctuelle effectuée dans la colonne d'eau.

Le biomonitorage utilisant la moule repose sur l'hypothèse que le contenu en contaminant dans la chair de cet animal reflète la concentration en contaminants biodisponibles dans l'eau sous forme particulaire et/ou dissoute, selon un processus de bioaccumulation. Cette hypothèse a été validée pour les substances chimiques de type dites hydrophobe ou intermédiaire, susceptibles de se bioaccumuler. Les techniques dites des bioindicateurs-quantitatifs utilisent la bioaccumulation pour mesurer les niveaux de contamination chimique du milieu, tout en atténuant les fluctuations à court terme du milieu. La stratégie développée dans cette étude recourt aux transplants d'individus provenant d'un site de référence (biomonitorage actif). Des gisements naturels de moules n'étant pas présents sur le linéaire côtier de la zone d'étude.

V.1.2. CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE

V.1.2.1. ORIGINE DES LOTS DE MOULES

La moule de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis* est le modèle biologique utilisé, en raison des facilités d'approvisionnement, de sa robustesse et de la bonne connaissance de cette espèce.

Le lot de moule est originaire des filières en mer des Aresquiers en Languedoc-Roussillon, zone reconnue comme peu contaminée au regard des résultats des précédentes études.

Pour garantir l'homogénéité des lots, une taille de 50 mm, correspondant à des jeunes adultes d'environ 18 mois, est respectée à plus ou moins 5 millimètres.

V.1.2.2. ECHANTILLONS

Chaque échantillon est composé d'un lot d'un peu plus de 3 kg de moules calibrées, stocké dans une poche ostréicole. 3 Kg de ces moules servira ensuite aux analyses des paramètres physico-chimiques, le reste servira pour les analyses bactériologiques.

V.1.2.3. PERIODE D'IMMERSION

Une immersion de 2,5 mois, comprise entre la fin mai (27 mai 2009 : jour de pose des pochons de moule) et la première semaine d'août (7 août 2009 : jour de la récupération des pochons de moule) est retenue comme compromis entre plusieurs exigences :

- immerger des individus avec suffisamment de réserves énergétiques pour éviter des différences importantes de composition biochimique chez les individus à l'échelle du réseau,
- opérer pendant la phase de repos sexuel ou le métabolisme des individus est le plus stable.

V.1.2.4. STRUCTURE ET SUPPORT DES MOUILLAGES

Un mouillage de sub-surface, constitué d'une poche conchylicole maintenue en pleine eau à une profondeur de 6 m grâce à un flotteur de 11 litres, est relié à un lest de 30 kg. Ce lest est lui-même relié par une chaîne à une ancre (figure 25 et 26). Pour pallier aux pertes possibles liées aux activités de pêche, le mouillage de subsurface a été doublé sur certaines stations pour accroître les chances de récupération.



Figure 43 : Structure d'un mouillage de sub-surface.

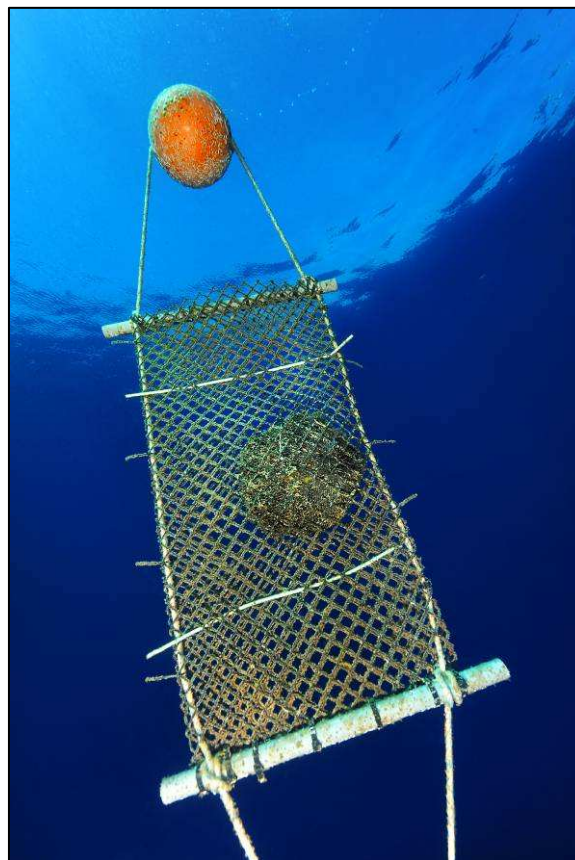


Figure 44 : Pochon de moules sur son mouillage de sub-

V.1.2.5. STRATEGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Les stations d'immersion des poçons de moules ont été choisies en accord avec le maître d'ouvrage selon des critères établis par l'Ifremer. 5 stations par émissaire ont ainsi été choisies. La première se situe au niveau du débouché de l'émissaire. Deux autres stations se situent à 500 m de part et d'autre de ce débouché. Enfin, les deux derniers poçons sont positionnés à 2 km de part et d'autre du débouché. Au total 10 poçons ont été immergés lors de cette étude : 5 autour des émissaires du Reyran (échantillons Moule 1 à Moule 5) et 5 autour de l'émissaire d'Agay (échantillons Moule 6 à Moule 10) (Figure 27 et tableau 39).

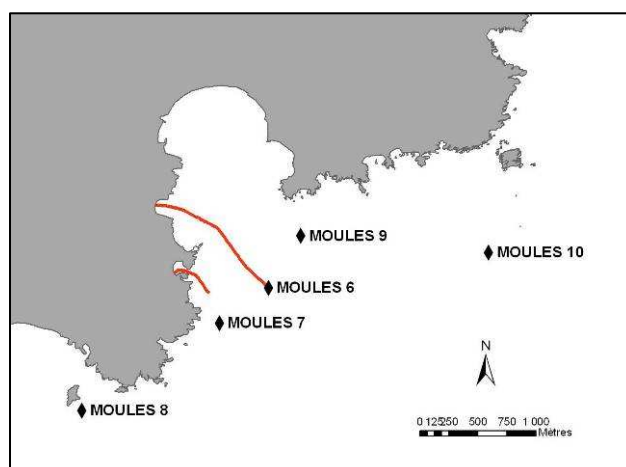
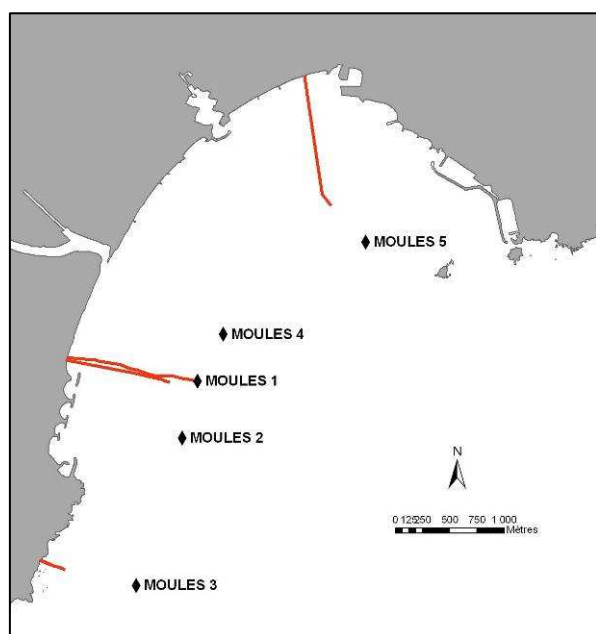


Figure 45 : Positions des stations d'immersion des poçons de moule dans la zone de Fréjus et d'Agay.

Les 10 stations ont les coordonnées suivantes :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
Moule 1	6 44,745	43 23,933	- 6
Moule 2	6 44,621	43 23,655	- 6
Moule 3	6 44,261	43 22,935	- 6
Moule 4	6 44,934	43 24,159	- 6
Moule 5	6 45,932	43 24,581	- 6
Moule 6	6 52,067	43 25,096	- 6
Moule 7	6 51,743	43 24,844	- 6
Moule 8	6 50,842	43 24,569	- 6
Moule 9	6 52,29	43 25,33	- 6
Moule 10	6 53,481	43 25,211	- 6

Tableau 39 : Coordonnées des stations d'immersion (projection Lambert 93).

V.1.2.6. OPERATIONS DE POSE DE CAGES A MOULES

L'immersion des échantillons en mer a été effectuée avec le semi-rigide de la société (figure 28). L'utilisation de ce bateau, a permis de conditionner l'ensemble des poches nécessaires ainsi que le matériel des lignes de mouillage. L'instrumentation à bord (GPS, carte informatique géoréférencées...) a permis de marquer précisément la position GPS des stations d'immersion.

Les positions GPS de ces stations ont été transmises aux pêcheurs via la prudhommie de Saint Raphaël pour leur signaler la présence des pochons et éviter tout arrachage par des filets de pêche.



Figure 46 : Dernières vérifications avant la pose des cages à moule.

V.1.2.7. OPERATIONS DE RELEVÉ DES CAGES A MOULES

La récupération des échantillons en mer a été réalisée avec semi-rigide de la société. L'instrumentation à bord (GPS différentiel, carte informatique géoréférencées) a permis de repérer rapidement la position des pochons. Les excellentes conditions météo et la bonne visibilité sous marine ont permis la mise à l'eau d'un plongeur tracté par le bateau pour repérer précisément la position des pochons. Le pochon ainsi que le mouillage de sub-surface ont été récupérés par un plongeur à l'aide d'un parachute de relevage. Le temps de recherche des mouillages dans ces conditions météo clémentes a été de 5 minutes en moyenne, grâce à l'utilisation d'un GPS. Le temps de récupération a demandé environ 10 à 15 minutes par station.

Malgré les précautions mises en place pour éviter de perdre les pochons immergés, l'un d'entre eux, l'échantillon Moule 10, situé 2 km à l'est du débouché de l'émissaire d'Agay, n'a pas été retrouvé. L'analyse de cet échantillon a été remplacé par l'analyse d'un échantillon de moule témoin (Moule 0) provenant directement des filières en mer des Aresquiers.

V.1.2.8. CONSERVATION ET TRANSPORT DES ECHANTILLONS

Le transport des moules, avant et après leur immersion sur la zone d'étude, s'est effectué dans des caisses de polystyrène pour le transport d'échantillons.

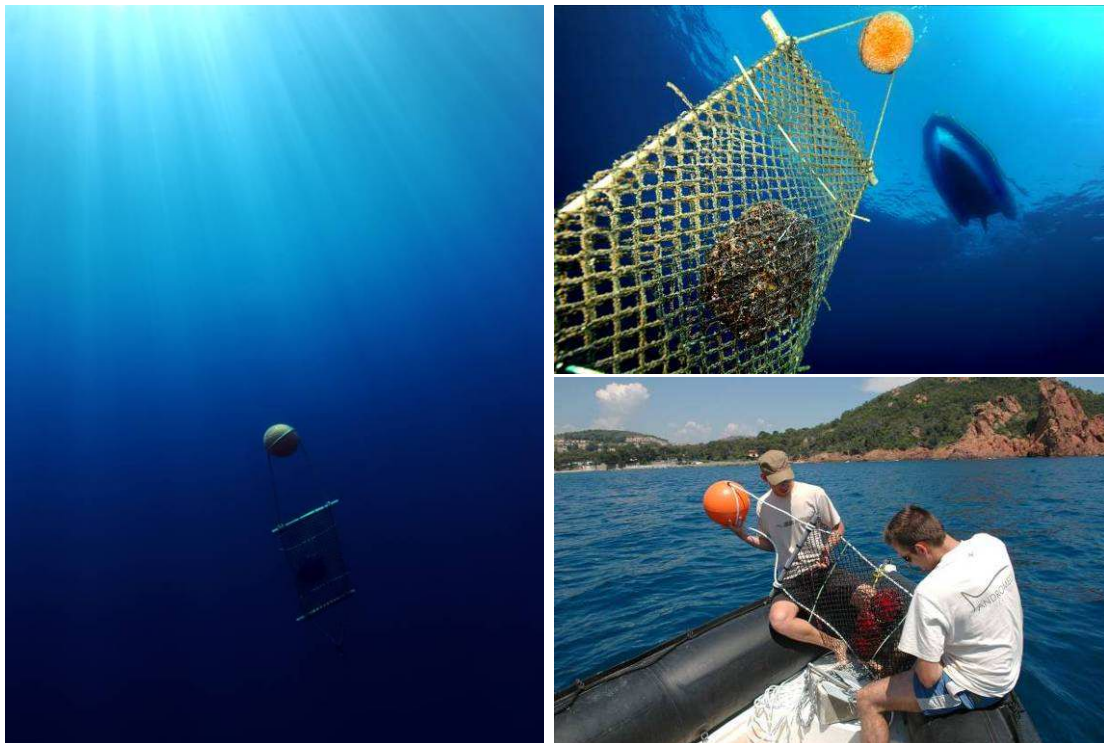
L'équipement frigorifique utilisé (glacière électrique alimentée par le bateau) s'est avéré particulièrement bien adapté à une bonne conservation des échantillons (réfrigération des échantillons).

Après récupération des pochons de moule immergés sur la zone d'étude, 3 kg de moule ont été envoyés sous 12 heures (pour être certifiées Cofrac) au laboratoire chargé des analyses physico-chimiques IDHESA Bretagne Océane. Le reste a été déposé sous 6 h au laboratoire AQMC de Montpellier pour les analyses bactériologiques.

V.1.2.9. PARAMETRES ANALYSES

Des procédures standardisées ont été utilisées par les laboratoires concernés pour estimer sur chaque échantillon :

- Mortalité du lot.
- Contamination chimique : concentrations moyennes en métaux lourds (cadmium, mercure, zinc, cuivre, plomb, nickel, chrome et arsenic) et autres contaminants chimiques (polychlorobiphényles (PCB), DDT et ses métabolites (DDD, DDE), Hexachlorocyclohexane – Gamma HCH (Lindane) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)).
- Contamination bactériologique : concentration en coliformes thermotolérants, streptocoques fécaux et présence de salmonella.



Les données brutes sont présentées en annexes 7.

V . 2 . 1 . M O R T A L I T E

A l'échelle du réseau, les conditions de stabulation ont été correctes. Les taux de mortalité ne sont pas différents (de l'ordre de 12 %) de celui de l'échantillon témoin. La mortalité est donc en grande partie imputable aux stress des opérations de manipulation et non à la stabulation elle-même.

V . 2 . 2 . A N A L Y S E D E L A C O N T A M I N A T I O N C H I M I Q U E

Les échantillons ont été analysés par le laboratoire IDHESA Bretagne Océane. Ce dernier dispose de l'ensemble des agréments ministériels et est accrédité COFRAC.

Les échantillonnages et les analyses ont été réalisés selon les protocoles décrits par le guide méthodologique IFREMER et par l'étude « qualité de la matière vivante » du réseau RINBIO 2006.

Les méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des échantillons de moule sont présentées ci-dessous :

Moule	IDHESA	
Paramètres analysés	Méthodes	Unités
Analyses Physico-Chimiques		
Matières Sèches	Séchage à 105 °C / Pesée	%
Micropolluants Inorganiques		g/kg MS
Arsenic	ICP	g/kg MS
Cadmium	ICP	g/kg MS
Chrome Total	ICP	mg/kg M S
Cuivre	ICP	mg/kg M S
Fer	ICP	mg/kg M S
Mercure	Fluorescence Atomique	mg/kg M S
Nickel	ICP	g/kg MS
Plomb	ICP	mg/kg M S
Zinc	ICP	mg/kg M S
Micropolluants Organiques		
Aldrine	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
DDD-4-4'	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
DDE-4.4'	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
DDT-4.4'	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
Dieldrine	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
Endosulfan Alpha	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
Endrine	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
HCH Ataha	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
HCH Béta	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
HCH Gamma (Lindane)	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
Heotachlore	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
Heptachlore Epoxide	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
Hexachlorobenzène	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
PCB	Méthode interne MOA32	mg/kg M S
HAP	Méthode interne MOA32	mg/kg M S

Tableau 40 : Présentation des méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques des moules - laboratoires IDHESA.

V.2.2.1. INTERPRÉTATION DES DONNÉES

Afin d'offrir une vision actualisée et comparative des résultats de cette campagne, les données ont été comparées à celle de la campagne RINBIO 2003 et à la synthèse des résultats du programme Mytilos qui a utilisé le même protocole à l'échelle de la Méditerranée Occidentale aux cours de 3 campagnes (2004, 2005, 2006). Dans le cadre de ce programme, seuls le cadmium, le plomb, le mercure et le nickel ont été mesurés en ce qui concerne les métaux lourds. Enfin les données ont été comparées aux lignes de bases définies par le RNO sur les 5 années comprises entre 2000 et 2004 à l'exception du chrome (2001-2004) et du nickel (2003-2004). Pour les molécules organiques les comparaisons ont portées sur le CB153, la somme des concentrations en DDT et ses métabolites et le fluoranthène pour représenter les HAP.

Pour ne pas être influencé par les valeurs extrêmes présentes dans les différents jeux de données la médiane, considérée comme plus robuste et plus représentative, a été utilisée. Les maximums et les minimums sont également présentés.

Tous les résultats sont exprimés en mg/kg de Matière Sèche.






L'interprétation des teneurs en métaux lourds de chaque échantillon analysé a aussi été réalisée grâce à une grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003 présentée dans le tableau 41 :

	Pb	ZN	Cd	Hg	Cu	Ni	As	Cr
Niveau de base	1,3	171	1,1	0,08	4,8	1,6	33,2	1,1
Niveau faible	2,1	222,1	1,5	0,11	6,5	2,5	54,9	2
Niveau modéré	2,8	273,3	2	0,15	8,3	3,4	76,6	2,8
Niveau élevé	3,6	324,4	2,4	0,19	10	4,3	98,3	3,7
Niveau très élevé	>3,6	>324,4	>2,4	>0,19	>10	>4,3	>98,3	>3,7

Tableau 41 : Grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003 pour les métaux lourds.

Cette grille tient compte des acquis obtenus lors des campagnes RINBIO, avec leur large panel de concentration.

Les légendes des codes de couleurs utilisés sont les suivantes :

	Niveau très faible (inférieur au bruit de fond)
	Niveau faible (supérieur au bruit de fond)
	Niveau modéré
	Niveau élevé
	Niveau très élevé

Cadmium

Le cadmium n'existe pas à l'état natif, mais on le rencontre dans presque tous les minerais de zinc et il est exploité industriellement comme un sous-produit de la métallurgie du zinc.

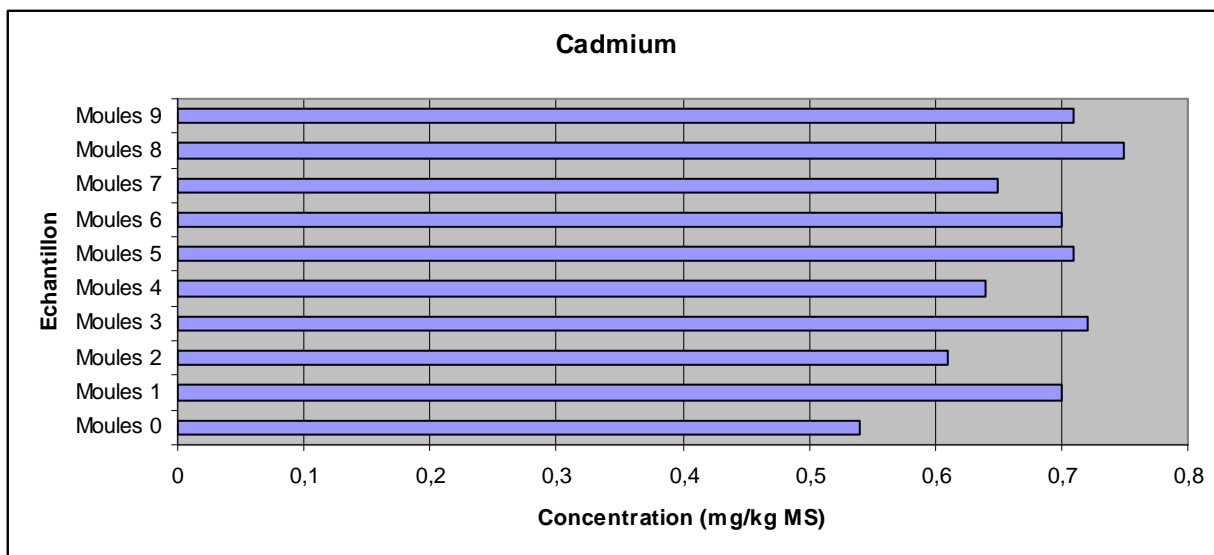
Il est principalement utilisé pour la fabrication de batteries et le traitement de surface des aciers (revêtements anti-corrosion). Il est également employé pour la décoration des porcelaines, en peinture, en caoutchouterie, en émaillerie et pour la fabrication d'antiseptique. Dans l'environnement les autres sources de cadmium sont la combustion du pétrole ainsi que l'utilisation de certains engrais chimiques où il est présent à l'état d'impuretés.

En milieu marin, le cadmium provoque des effets sur le développement larvaire de certains organismes, notamment les crustacés. Les processus responsables de la détoxification des molécules organiques sont par ailleurs inhibés par le cadmium. Le renforcement des réglementations de l'usage du cadmium et l'arrêt de certaines activités notoirement polluantes se sont traduits par une baisse générale des niveaux de présence observés.

Les niveaux sont du même ordre de grandeur que ceux du RNO observées en Méditerranée, en Atlantique et en Manche et du programme Mytilos (tableau 42).

Cadmium en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	0,60	0,17	3,03
RNO Méditerranée	0,72	0,20	10,0
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	1,29	0,86	2,11
RINBIO 2003	1,01	0,27	4,49
RINBIO 2006	0,88	0,4	2,67
Témoin (Moules 0)	0,54	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	0,7	0,61	0,75

Tableau 42 : Synthèse des données pour le cadmium



Graphique 52 : Concentrations en cadmium des 10 échantillons de moule analysés.

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en cadmium analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 52.

L'interprétation des teneurs en cadmium de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 43 en présente les résultats :

Mg/kg MS	Cd
Moule 0	0,54
Moule 1	0,7
Moule 2	0,61
Moule 3	0,72
Moule 4	0,64
Moule 5	0,71
Moule 6	0,7
Moule 7	0,65
Moule 8	0,75
Moule 9	0,71

Tableau 43 : Concentration en cadmium dans les moules des 10 échantillons analysés.

On observe que les teneurs en cadmium des échantillons tests sont légèrement supérieures à celle de l'échantillon témoins. Néanmoins, toutes les teneurs en cadmium des 10 échantillons tests restent considérées comme très faibles (inférieures au bruit de fond généralement observé en méditerranée).

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination au cadmium.

Mercure

Seul métal volatil, le mercure, naturel ou anthropique, peut être transporté en grandes quantités dans l'atmosphère. Les sources naturelles en sont le dégazage de l'écorce terrestre, le volcanisme, les feux de forêt et le lessivage des sols.

Les composés du mercure connaissent de nombreux emplois : industrie chimique, agriculture (fongicide), traitement du bois, explosif d'amorçage, peintures, piles ou batteries, plastiques et caoutchoucs. Le mercure pur est utilisé sous forme métallique, comme électrode dans la fabrication de la soude et du chlore. Il est utilisé dans la fabrication d'instruments de mesures (thermomètres, baromètres etc), d'appareillages électriques (contacts au mercure, etc.) et dans les lampes à décharge.

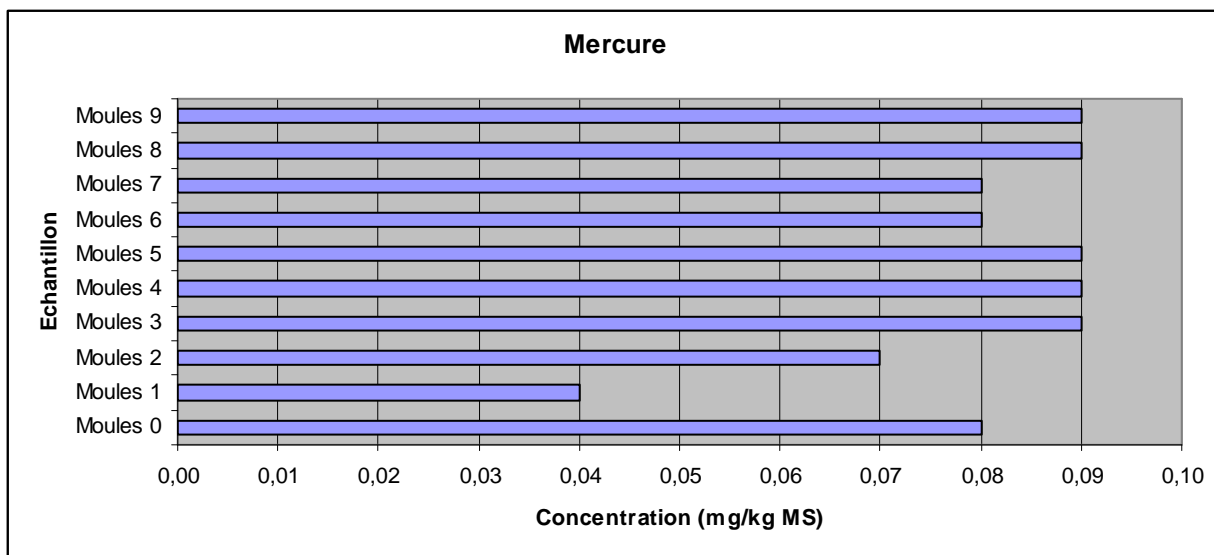
Le mercure est le plus toxique des métaux traces, plus particulièrement ses formes organiques. La méthylation du mercure est effective dans les sédiments sous l'action des microorganismes et, dans la colonne d'eau, en présence de phytoplancton. La croissance du plancton et de larves de bivalves est retardée à de très faibles concentrations. Le transfert du mercure est très important dans les chaînes trophiques; des concentrations en méthylmercure toxique pour l'homme peuvent être atteintes dans la chair de poissons situés en fin de chaîne alimentaire (thonidés, squales).

Le niveau moyen des données est de 0,08 mg/kg.

Les résultats de cette campagne sont du même ordre de grandeur que celles du RINBIO 2003, 2006 et du programme Mytilos. On remarque cependant que les médianes du RNO observées en Méditerranée, en Atlantique et en Manche sont supérieures à ces valeurs (tableau 44).

Mercure en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	0,12	0,03	0,53
RNO Méditerranée	0,12	0,04	0,68
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	0,09	0,05	0,3
RINBIO 2003	0,08	0,05	0,24
RINBIO 2006	0,07	0,02	0,23
Témoin (Moules 0)	0,08	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	0,09	0,04	0,09

Tableau 44 : Synthèse des données pour le mercure



Graphique 53 : Concentrations en mercure des 10 échantillons de moule analysés.

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en mercure analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 53.

L'interprétation des teneurs en mercure de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 45 en présente les résultats :

Mg/kg MS	Hg
Moule 0	0,08
Moule 1	0,04
Moule 2	0,07
Moule 3	0,09
Moule 4	0,09
Moule 5	0,09
Moule 6	0,08
Moule 7	0,08
Moule 8	0,09
Moule 9	0,09

Tableau 45 : Concentration en mercure dans les moules des 10 échantillons analysés.

Toutes les teneurs en mercure des 10 échantillons tests sont considérées comme très faibles à faibles.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination au mercure.

Zinc

Le zinc est un oligo-élément indispensable au développement de la vie. Les usages du zinc sont multiples : peintures antisalissures, produits pharmaceutiques et phytosanitaires, conduits d'évacuation des eaux pluviales (gouttières, tuyaux de descente, etc.) et piles.

Une grande partie des apports en zinc dans l'environnement est imputable à la métallurgie, à la combustion des bois et des charbons, mais aussi aux épandages de certains engrais phosphatés où il est présent en quantités significatives comme impureté.

Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il agisse à de fortes concentrations sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves.

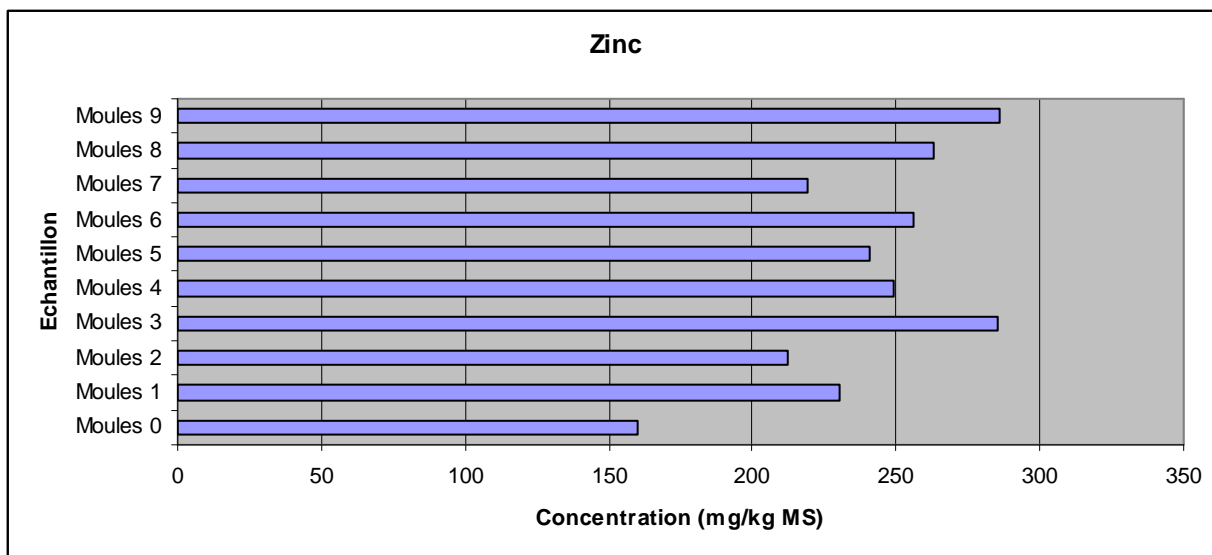
Le niveau de contamination en zinc (245 mg/kg MS) est nettement supérieur aux niveaux enregistrés en Méditerranée, en Manche Atlantique, ainsi que ceux du RINBIO 2003 et 2006 (tableau 46).

Bien que la teneur en zinc de l'échantillon témoin (moule 0) soit légèrement plus élevée que celles observées par le RNO et le RINBIO, elle reste 1,5 fois inférieure à la médiane des 9 autres échantillons analysés.

Il y a donc eu une accumulation de zinc dans les tissus des moules présentes sur la zone d'étude. Ce phénomène peut s'expliquer par un apport important de zinc dans la colonne d'eau de la zone d'étude. Cet enrichissement du milieu en zinc semble être lié à la présence des émissaires, du fleuve Argent et des nombreux cours d'eau débouchant sur le littoral de la zone d'étude.

Zinc en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	85	36	409
RNO Méditerranée	152	43	357
RINBIO 2003	189	132	378
RINBIO 2006	118	57	229
Témoin (Moules 0)	160	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	249	212	286

Tableau 46 : Synthèse des données pour le Zinc.



Graphique 54 : Concentrations en zinc des 10 échantillons de moule analysés.

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en zinc analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 54.

L'interprétation des teneurs en zinc de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 47 en présente les résultats :

Mg/kg MS	Zn
Moule 0	160
Moule 1	230
Moule 2	212
Moule 3	285
Moule 4	249
Moule 5	241
Moule 6	256
Moule 7	219
Moule 8	263
Moule 9	286

Tableau 47 : Concentration en mercure dans les moules des 10 échantillons analysés.

On observe que les teneurs en zinc des échantillons tests sont hétérogènes, allant des teneurs faibles aux teneurs élevées.

Les échantillons Moule 2 et Moule 7 ont des teneurs considérées comme faibles malgré leur proximité avec les débouchés des émissaires du Reyran (Moule 2) et des émissaires d'Agay et de Camp Long (Moule 7).

Les échantillons Moule 1, Moule 4, Moule 5, Moule 6 et Moule 8 ont des teneurs en zinc considérées comme modérées. Les Moules 1, 5 et 6 sont situées aux niveaux de débouchés d'émissaires (respectivement Reyran 2, Playa et Agay). Cette proximité peut expliquer les teneurs assez élevées observées sur ces trois stations. L'échantillon Moule 4 se situe à proximité des débouchés des émissaires du Reyran et au droit du débouché du fleuve Argent. Ces derniers peuvent être les vecteurs d'une forte concentration de zinc. L'échantillon Moule 8 quand à lui est éloigné de tout rejet majeur à la côte.

Les plus fortes teneurs en zinc sont observées dans les échantillons Moule 3 et Moule 9 pourtant eux aussi relativement éloignés des principaux rejets à la côte.

Les teneurs en zinc supérieures au bruit de fond observées dans les échantillons tests ne sont pas toujours imputables aux rejets des émissaires et des cours d'eau présents sur la zone d'étude. Il apparaît difficile d'établir avec certitude l'origine de la contamination au zinc observé sur une majorité d'échantillon. En effet, aucune relation entre la distance avec le débouché d'un émissaire ou d'un cours d'eau et la teneur en zinc des échantillons de moule ne peut être établie.

Cuivre

Son emploi est extrêmement diversifié, sa toxicité étant mise à profit dans les peintures antisalissures (comme celle du tributylétain), dans le traitement des bois et dans des produits phytosanitaires (désherbants, insecticides, fongicides). Le cuivre est un matériau de base de l'industrie électrique (en concurrence avec l'aluminium) et de la construction (conduites d'eau). Ses qualités mécaniques rendent possibles de nombreux procédés d'usinage (emboutissage, forgeage, laminage, matriçage, tréfilage).

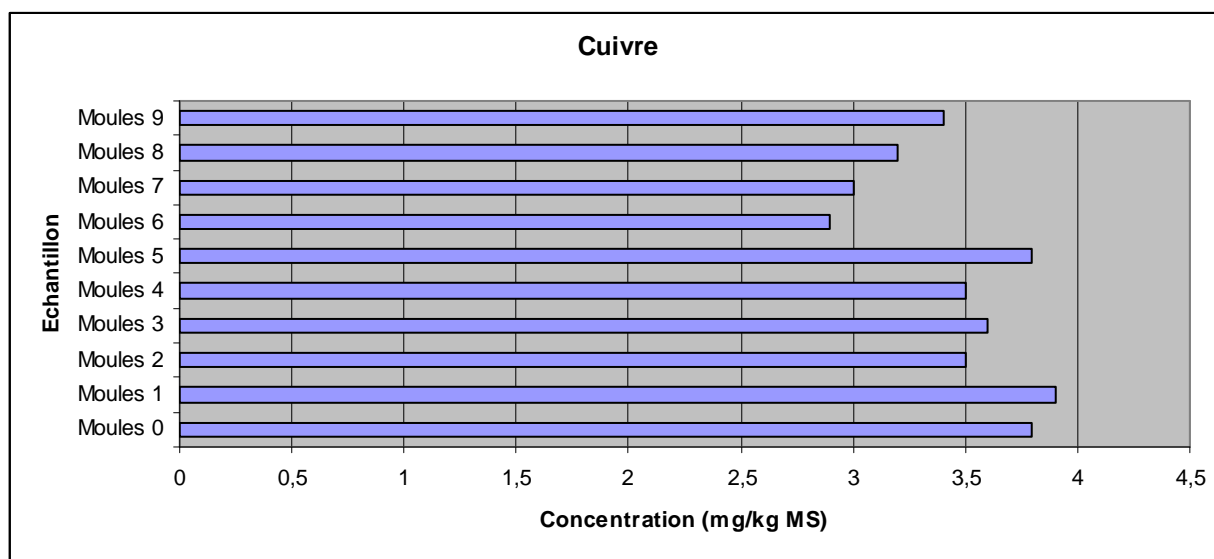
Il agit sur le développement embryonnaire des bivalves et sur la croissance du phytoplancton. Toutefois les bivalves constituent de mauvais indicateurs pour le cuivre car ils le régulent autour de 6 - 7 µg/g.

On constate une forte homogénéité des données autour d'une valeur médiane de 3,5 mg/kg MS.

Les niveaux sont dans leurs ensembles inférieurs aux données RNO observées en Méditerranée, en Atlantique et en Manche, ainsi que ceux du RINBIO 2003 et 2006 (tableau 48).

Cuivre en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	6,7	4	23
RNO Méditerranée	6,8	3,8	67
RINBIO 2003	4,3	3,2	8,7
RINBIO 2006	3,7	2,4	7,7
Témoin (Moules 0)	3,8	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	3,5	2,9	3,9

Tableau 48 : Synthèse des données pour le Cuivre



Graphique 55 : Concentrations en cuivre des 10 échantillons de moule analysés.

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en cuivre analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 55.

L'interprétation des teneurs en cuivre de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 49 en présente les résultats :

Mg/kg MS	Cu
Moule 0	3,8
Moule 1	3,9
Moule 2	3,5
Moule 3	3,6
Moule 4	3,5
Moule 5	3,8
Moule 6	2,9
Moule 7	3
Moule 8	3,2
Moule 9	3,4

Tableau 49 : Concentration en cuivre dans les moules des 10 échantillons analysés.

Toutes les teneurs en cuivre des 10 échantillons tests sont considérées comme très faibles (inférieures au bruit de fond généralement observé en méditerranée).

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination au cuivre.

Plomb

Rarement disponible à l'état natif le plomb est présent dans de nombreux minerais, notamment la galène (PbS). Utilisé pour la fabrication d'accumulateurs et comme antidétonant dans les carburants, il arrive majoritairement en milieu marin par les apports atmosphériques.

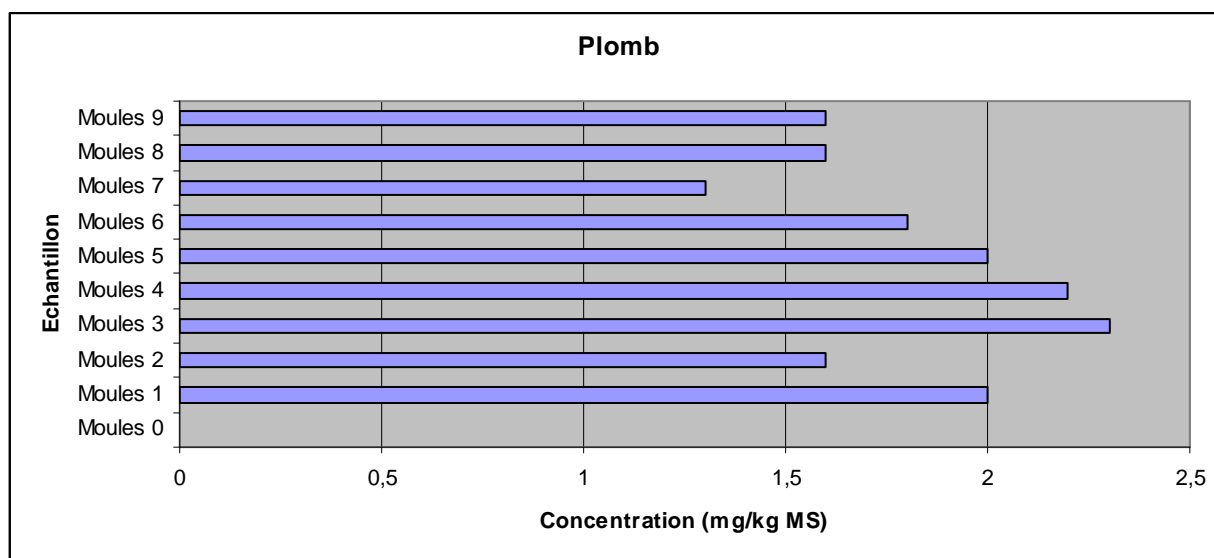
Les formes inorganiques sont moins écotoxiques que les formes organiques (composés alkylés) qui inhibent la croissance du phytoplancton. Le plomb peut également provoquer des anomalies dans le développement embryonnaire des bivalves.

Le niveau de contamination en plomb (1,8 mg/kg MS) est le même que celui observé par le RNO en Méditerranée. Il est légèrement supérieur aux autres niveaux observés par le RNO en Manche et en Atlantique, par le RINBIO 2003 et 2006 et par le programme Mytilos (tableau 50).

On observe néanmoins un enrichissement en plomb des échantillons tests par rapport à l'échantillon témoins.

Plomb en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	1,4	0,4	9,6
RNO Méditerranée	1,8	0,1	27,7
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	1,17	0,6	8,24
RINBIO 2003	1,04	0,37	4,85
RINBIO 2006	1,07	0,28	8,44
Témoin (Moules 0)	<1	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	1,8	1,3	2,3

Tableau 50 : Synthèse des données pour le plomb.



Graphique 56 : Concentrations en plomb des 10 échantillons de moule analysés (les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<1 mg/kg MS)).

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en plomb analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 56.

L'interprétation des teneurs en plomb de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 51 en présente les résultats :

Mg/kg MS	Pb
Moule 0	<1
Moule 1	2
Moule 2	1,6
Moule 3	2,3
Moule 4	2,2
Moule 5	2
Moule 6	1,8
Moule 7	1,3
Moule 8	1,6
Moule 9	1,6

Tableau 51 : Concentration en plomb dans les moules des 10 échantillons analysés.

On observe que les teneurs en plomb des échantillons tests sont supérieures à celle de l'échantillon témoins. Néanmoins, toutes les teneurs en plomb des 10 échantillons tests restent considérées comme très faibles à faibles.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination au plomb.

Nickel

L'introduction de nickel d'origine anthropique vers l'atmosphère provient principalement de l'utilisation des combustibles fossiles et de la production de métaux non ferreux. L'activité volcanique et l'érosion éolienne constituent également des flux naturels vers l'atmosphère.

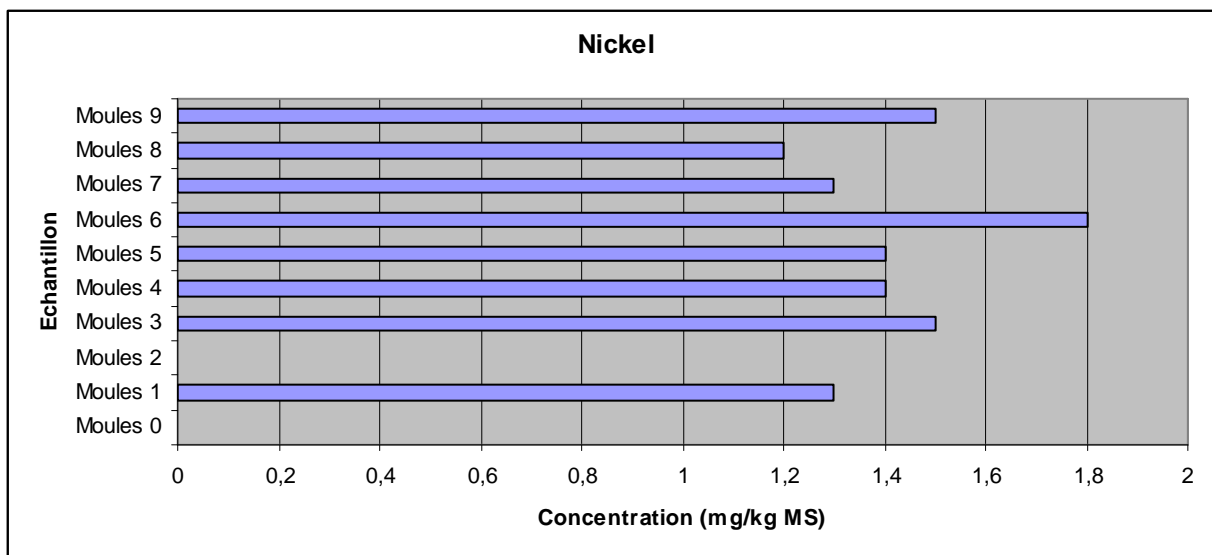
Le nickel entre dans la fabrication d'acier inoxydable, comme catalyseur dans l'industrie chimique et dans certains pigments. Le nickel est beaucoup moins toxique pour les organismes marins que le cadmium ou le mercure.

Faiblement bio-accumulable, des effets sur le développement embryonnaire d'invertébrés marins ont cependant été observés.

Les niveaux sont, dans leur ensemble, inférieurs à ceux observés par le RNO en Méditerranée et en Atlantique-Manche. Le seuil de détection de la méthode utilisée pour la détermination de la teneur en nickel dans la matière vivante est trop élevé pour pouvoir comparer ces résultats avec ceux du programme Mytilos et du RINBIO 2003 et 2006 (tableau 52).

Nickel en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	1,55	0,45	6
RNO Méditerranée	1,48	0,47	8,41
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	0,94	0,62	3,18
RINBIO 2003	1,15	0,7	3,5
RINBIO 2006	0,93	0,47	2,48
Témoin (Moules 0)	<1	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	<1,4	<1	1,8

Tableau 52 : Synthèse des données pour le nickel.



Graphique 57 : Concentrations en nickel des 10 échantillons de moule analysés (les valeurs nulles sont les valeurs inférieures au seuil de détection (<1 mg/kg MS)).

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en nickel analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 57.

L'interprétation des teneurs en nickel de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 53 en présente les résultats :

Mg/kg MS	Ni
Moule 0	<1
Moule 1	1,3
Moule 2	<1
Moule 3	1,5
Moule 4	1,4
Moule 5	1,4
Moule 6	1,8
Moule 7	1,3
Moule 8	1,2
Moule 9	1,5

Tableau 53 : Concentration en nickel dans les moules des 10 échantillons analysés.

On observe que les teneurs en nickel des échantillons tests sont légèrement supérieures à celle de l'échantillon témoins. Néanmoins, toutes les teneurs en nickel des 10 échantillons tests restent considérées comme très faibles à faibles.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination au nickel.

Chrome

Le chrome fait partie des métaux les plus utilisés (10 millions de tonnes/an) dans le monde (industrie chimique, métallurgie, technologie des réfractaires). La majeure partie du chrome parvenant à la mer depuis le continent provient des fleuves, l'atmosphère constituant une source beaucoup moins importante.

Sa forme réduite (Cr III) fait partie des éléments essentiels dans la vie animale, la forme oxydée (Cr VI) est par contre extrêmement toxique, cancérigène à forte dose pour l'homme ; elle provoque des anomalies dans le développement larvaire des bivalves. Sa stabilité est cependant limitée en milieu naturel.

Les données sont toutes inférieures au seuil de détection (<1 mg/kg MS).

Le seuil de détection étant relativement élevé, il n'est pas possible de comparer ces données avec celles du RNO de Méditerranée, ni avec celles du RINBIO 2003 et 2006 (tableau 54).

Les niveaux sont en revanche inférieurs à ceux observés par le RNO en Atlantique en Manche. Ils sont considérés comme très faibles (inférieurs au bruit de fond).

Chrome en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	1,17	0,32	9,21
RNO Méditerranée	0,83	0,12	3,77
RINBIO 2003	0,4	0,06	3,2
RINBIO 2006	0,4	0,1	1,7
Témoin (Moules 0)	<1	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	<1	<1	<1

Tableau 54 : Synthèse des données pour le chrome.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination au chrome.

Arsenic

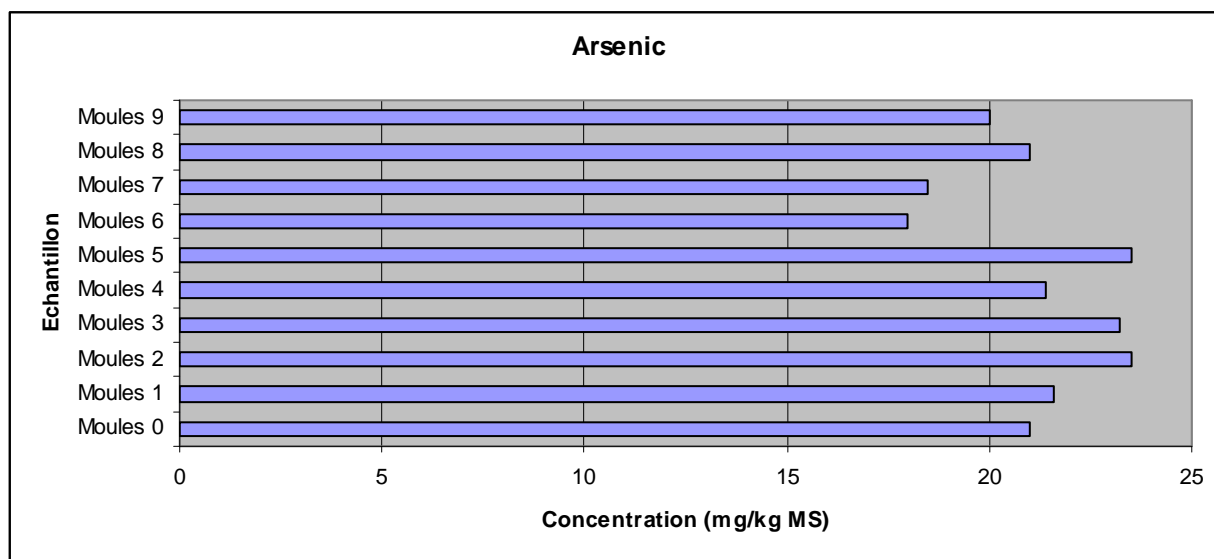
L'arsenic est présent naturellement dans les sols à l'état de traces, mais il est associé sous forme de sulfures à de nombreux minerais (fer, cuivre, plomb, zinc,...) dont l'extraction, le transport et le traitement métallurgique contribuent à sa dissémination dans le milieu environnant. L'arsenic est alors un sous-produit peu valorisable que l'on retrouve dans les rejets liquides ou solides et dans les émissions atmosphériques. Il est utilisé dans des préparations phytosanitaires et l'industrie du verre. La combustion du charbon est aussi une source majeure d'apport.

La toxicité de l'arsenic, liée à sa forme chimique, entraîne des effets sur la production primaire. Fortement bio-accumulable il n'entraîne pas d'effets irréversibles en bout de chaîne alimentaire, les formes organiques prédominantes étant très peu toxiques pour l'homme.

L'ensemble des données est assez homogène (graphique 58) et se situe autour de 21 mg/kg MS. La médiane de la distribution est de 21,4 mg/kg MS.

Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles du RINBIO 2003 (19,8 mg/kg MS) et 2006 (21,25 mg/kg MS).

Par comparaison les données disponibles aux Etats Unis font état de teneurs moyennes pour l'arsenic comprises entre 10 et 30 µg/g. Une campagne réalisée en 1988 dans le cadre du RNO se situe dans ces mêmes niveaux.



Graphique 58 : Concentrations en Arsenic des 10 échantillons de moule analysés.

Les résultats de l'analyse par échantillon des teneurs en Arsenic analysées au cours de cette étude sont présentés dans le graphique 58.

L'interprétation des teneurs en Arsenic de chaque échantillon analysé a été réalisée grâce à la grille d'interprétation élaborée dans le cadre de RINBIO 2003. Le tableau 55 en présente les résultats :

Mg/kg MS	As
Moule 0	21
Moule 1	21,6
Moule 2	23,5
Moule 3	23,2
Moule 4	21,4
Moule 5	23,5
Moule 6	18
Moule 7	18,5
Moule 8	21
Moule 9	20

Tableau 55 : Concentration en Arsenic dans les moules des 10 échantillons analysés.

Toutes les teneurs en Arsenic des 10 échantillons tests sont considérées comme très faibles (inférieures au bruit de fond généralement observé en méditerranée).

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination a l'Arsenic.





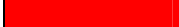
Synthèse des métaux lourds

Les résultats de l'interprétation des teneurs en métaux lourds observées sur la zone de Fréjus-Agay sont présentés dans le tableau 56 :

Mg/kg MS	Pb	ZN	Cd	Hg	Cu	Ni	As	Cr
Moule 0	<1	160	0,54	0,08	3,8	<1	21	<1
Moule 1	2	230	0,7	0,04	3,9	1,3	21,6	<1
Moule 2	1,6	212	0,61	0,07	3,5	<1	23,5	<1
Moule 3	2,3	285	0,72	0,09	3,6	1,5	23,2	<1
Moule 4	2,2	249	0,64	0,09	3,5	1,4	21,4	<1
Moule 5	2	241	0,71	0,09	3,8	1,4	23,5	<1
Moule 6	1,8	256	0,7	0,08	2,9	1,8	18	<1
Moule 7	1,3	219	0,65	0,08	3	1,3	18,5	<1
Moule 8	1,6	263	0,75	0,09	3,2	1,2	21	<1
Moule 9	1,6	286	0,71	0,09	3,4	1,5	20	<1

Tableau 56 : Concentration en métaux lourds dans les moules des 10 échantillons analysés.

Les légendes des codes de couleurs utilisés sont les suivantes :

	Niveau de base (inférieur au bruit de fond)
	Niveau faible (supérieur au bruit de fond)
	Niveau modéré
	Niveau élevé
	Niveau très élevé

L'étude de la teneur en métaux lourds de la matière vivante des échantillons tests révèle la présence d'une contamination au zinc sur une majorité des échantillons. Aucune autre contamination aux métaux lourds n'est à déplorer sur les échantillons tests.

Polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB sont des composés organochlorés comprenant plus de 200 congénères différents. La présence de résidus de PCB dans l'environnement résulte de leur importante utilisation comme fluides diélectriques, utilisations strictement réglementées depuis plusieurs années. En plus des pertes lors des remplissages et retraitement des systèmes clos, les rejets urbains, les décharges de matériel usagé et les activités liées à la récupération des matériaux ferreux sont potentiellement des sources d'apport dans l'environnement. En raison de leur persistance, de leur caractère bio-accumulable et de leur toxicité, les PCB font partie des contaminants prioritaires. Leur usage est interdit en France depuis 1987. La convention de Stockholm prévoit la disparition totale des équipements contenant des PCB pour 2025.

S'ils ne présentent pas de caractère de toxicité aiguë, l'exposition chronique à de faibles doses peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés chez les animaux de laboratoire : hypertrophie hépatothique, effets cancérogènes, chloro-acné, altération des fonctions reproductrices, etc.

Les données sont toutes inférieures au seuil de détection (<0,05 mg/kg MS).

Le seuil de détection étant relativement élevé, il n'est pas possible de comparer ces données avec celles du RNO Méditerranée et Atlantique-Manche, ni avec celles du RINBIO 2003 et 2006 (tableau 57).

PCB 153 en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	0,0194	0,0002	0,495
RNO Méditerranée	0,0187	0,0016	0,593
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	0,0022	0,0005	0,413
RINBIO 2003	0,0494	0,0017	0,415
RINBIO 2006	0,0404	0,0005	0,443
Témoin (Moules 0)	<0,05	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	<0,05	<0,05	<0,05

Tableau 57 : Synthèse des données pour le PCB 153.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination aux PCB.

DDT et ses métabolites (DDD, DDE)

Insecticide organochloré utilisé en grandes quantités depuis 1940 pour la lutte contre les larves et les stades adultes d'insectes (notamment la démoustication), il a fait l'objet dès 1972 d'importantes limitations d'emploi, notamment son interdiction en France. Pourtant, c'est seulement vers le milieu des années 80 qu'une forte tendance à la baisse des niveaux a été identifiée par le RNO sur tout le littoral avec des décalages dans le temps selon les sites.

Le DDD provient de la transformation du DDT en milieu réducteur, c'est à dire principalement dans les sédiments. Le DDE est métabolisé par les organismes.

Extrêmement rémanent et bio-accumulable, le DDT est doté d'une forte toxicité. Il provoque des perturbations du métabolisme chez de nombreux organismes terrestres et marins. Il est potentiellement cancérigène et mutagène.

Les résultats sont présentés par rapport à la somme des trois composés, plus représentative de la contamination par cette substance et ses métabolites. Ceci permet également une comparaison avec les données du RNO (tableau 58).

Tous les résultats sont inférieurs à la limite de détection. La limite de détection est trop élevée pour pouvoir comparer ces données avec celles du RNO, du RINBIO et du programme Mytilos.

DDT + DDD + DDE en mg/kg MS	Médiane	Min	Max
RNO Manche Atlantique	0,005	0,0006	0,0366
RNO Méditerranée	0,015	0,0019	0,0832
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	0,0004	0,0015	0,0155
RINBIO 2003	0,0061	0,0015	0,109
RINBIO 2006	0,0066	0,0015	0,0708
Témoin (Moules 0)	<0,15	-	-
ANDROMEDE 2009 (échantillons tests)	<0,15	<0,15	<0,15

Tableau 58 : Synthèse des données pour la somme des DDT, DDD et DDE.

Tous les résultats sont inférieurs à la limite de détection. Néanmoins, la limite de détection de la méthode utilisée pour l'analyse du DDT et de ses métabolites étant trop élevée, il est difficile d'affirmer avec certitude qu'aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination aux DDT, DDD et DDE.

Hexachlorocyclohexane - Gamma HCH (Lindane)

Le gamma hexachlorocyclohexane est un puissant insecticide chloré toxique et rémanent, largement utilisé pour le traitement des cultures et la lutte contre les moustiques et les termites.

Les isomères α et β sont des sous produits de fabrication. Les produits commerciaux doivent contenir plus de 99 % de gamma HCH pour avoir droit à l'appellation Lindane.

Facilement bioaccumulable dans la matière vivante, le Lindane présente une forte toxicité aiguë pour les crustacés. Le lindane a été interdit en France en 1998.

Le gamma HCH ne présente pas de résultats supérieurs à la limite de détection de la méthode. Il en est de même pour le RINBIO 2006.

Cette campagne a étendue les investigations aux autres isomères (α, β). Mais ceux-ci ne présentent pas non plus de résultats supérieurs à la limite de détection de la méthode.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination aux gamma HCH, alpha HCH et beta HCH.

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus : la biosynthèse par les organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion des charbons et pétroles. Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des activités anthropiques. Il est bien connu que la combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère. Les HAP entrent pour 15 à 30 % dans la composition des pétroles bruts. Les activités industrielles telles que les usines de production d'aluminium, les raffineries de pétrole ou les rejets urbains contribuent également de manière importante aux apports atmosphériques et aquatiques.

Toxiques (certains étant cancérigènes) pour l'homme, la flore et la faune marine, ils sont très rémanents dans l'environnement moins biodégradables que les autres hydrocarbures.

Les résultats ont été interprétés selon deux axes :

- la somme des 16 molécules dosées qui dispose de niveaux de référence en matière de santé publique suite au naufrage de l'Erika,
- le fluoranthène, qui est un bon indicateur de la distribution des HAP et qui dispose de niveaux de référence par rapport au RNO.

Dans les deux cas, les teneurs sont inférieures aux seuils de détection (<0,05 mg/kg MS pour le fluoranthène et <0,8 mg/kg MS pour la somme des 16 HAP).

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination aux HAP.

V . 2 . 3 . A N A L Y S E D E L A C O N T A M I N A T I O N B A C T E R I O L O G I Q U E

L'analyse de la contamination bactériologique des échantillons de moule concerne la recherche quantitative des coliformes thermotolérants (fécaux) et des streptocoques fécaux et la recherche qualitative les salmonelles.

L'indicateur le plus utile pour estimer la pollution fécale est la bactérie *Escherichia coli*. Abondant dans les fèces humaines (jusqu'à 1 milliard de bactéries par gramme de matière fraîche), assez persistant pour être recherché (sa durée de détection dans l'eau à 20°C varie de 1 semaine à 1 mois), son identification est cependant difficile sur le terrain. Dans les analyses de routine, on recherche les bactéries coliformes thermotolérantes, *E. coli* étant un membre de ce groupe. Comme la concentration en coliformes thermotolérants est la plupart du temps directement liée à celle d'*E. Coli*, leur utilisation est considérée comme acceptable.

Les streptocoques fécaux sont des hôtes normaux de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Ce groupe n'est généralement pas considéré comme pathogène. Les streptocoques fécaux appartiennent à un groupe de streptocoques qui ne sont pas tous d'origine fécale. Toutefois, leur recherche associée à celle des coliformes fécaux constitue un bon indice de contamination fécale. Ils témoignent d'une contamination d'origine fécale ancienne tandis que les coliformes fécaux témoignent d'une contamination d'origine fécale récente.

Les salmonelles sont des entérobactéries à forte contagiosité, responsables de gastro-entérites, toxi-infections alimentaires et des fièvres typhoïde et paratyphoïde (*S. typhi* et *S. paratyphi*). Elles peuvent survivre plusieurs semaines en milieu sec et plusieurs mois dans l'eau. Elles se retrouvent donc fréquemment dans les milieux aquatiques pollués, la contamination par les excréments d'animaux porteurs étant très importante. Les vertébrés aquatiques, notamment les oiseaux sont d'importants vecteurs de salmonelles.

L'analyse de la contamination bactériologique des échantillons de moule a été réalisée par le laboratoire AQMC de Montpellier. Ce dernier dispose de l'ensemble des agréments ministériels et est accrédité COFRAC.

Les analyses ont été réalisés selon les protocoles décrits par le guide méthodologique IFREMER et par l'étude « qualité de la matière vivante » du réseau RINBIO 2006.

V . 2 . 3 . 1 . I N T E R P R E T A T I O N D E S D O N N E E S

Afin d'offrir une vision actualisée et comparative des résultats de cette campagne, les données ont été interprétées au regard de la législation française en vigueur depuis le 01/01/2006 pour la surveillance des zones conchylicoles.

Autrefois régis par l'arrêté du 21 mai 1999, le classement et la surveillance des zones conchylicoles de production a fait l'objet récemment d'une évolution réglementaire dans le cadre du règlement européen CE/854/2004.

Les niveaux de contamination en coliformes fécaux définissent ainsi différentes zones allant de la classe A (bonne qualité : zones dans lesquelles les coquillages peuvent être récoltés pour la

consommation humaine directe) à la classe C (zones dans lesquelles les coquillages ne peuvent être récoltés ni pour la consommation humaine directe, ni pour le reparcage, ni pour la purification), (tableau 59).

Zonage conchylicole	Paramètres bactériologiques	Utilisation/ consommation
CLASSE A	100% des valeurs obtenues sont < 230 E.coli / 100g de chair et de liquide intervalvaire	Elevage et consommation direct autorisés
CLASSE B	100 % des valeurs obtenues sont < 4600 E.coli/100g de chair et de liquide intervalvaire	Elevage et consommation autorisés après purification
CLASSE C	100 % des valeurs obtenues sont < 46000 E.coli/100g de chair et de liquide intervalvaire	Elevage et consommation interdits

Tableau 59 : Suivi de la qualité sanitaire des zones de production professionnelle de coquillages et le classement de salubrité (depuis le 01/01/2006).

V.2.3.2. ANALYSE PAR ECHANTILLON

Moules 0 (témoins)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon témoin Moule 0 sont présentés dans le tableau 60 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	80 environ
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 60 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon témoin Moule 0.

La faible quantité de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon témoin placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Moules 1 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 1 sont présentés dans le tableau 61 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	3600
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	2700
Salmonella	/25g de chaire humide	Présence

Tableau 61 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 1.

Les fortes quantités de coliformes thermotolérants (comprise entre 230 et 4600 coliformes / 100g de chaire) et de streptocoques fécaux dans les tissus des moules de l'échantillon moule 1 placeraient ce dernier en classe B. Cependant, la présence de salmonella rend les moules de cet échantillon impropres à la consommation. En effet, les salmonelles sont des entérobactéries à forte contagiosité, responsables de gastro-entérites, toxi-infections alimentaires et des fièvres typhoïde et paratyphoïde (*S. typhi* et *S. paratyphi*).

Les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux proviennent d'une pollution fécale animale ou humaine et démontrent la présence potentielle d'organismes pathogènes capables de causer des maladies entériques. La présence de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux indique la présence d'une source de matières fécales (émissaire d'eau usées). La station Moule 1 se trouvant au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran, ce dernier apparaît donc comme le vecteur de cette contamination en matières fécales et en salmonella. Le nombre élevé de streptocoques fécaux indique que la contamination est probablement une contamination résiduelle. En effet, les streptocoques fécaux survivent plus longtemps dans l'environnement.

Moules 2 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 1 sont présentés dans le tableau 62 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	220
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 40*
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 62 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 2 (* microorganisme détecté, mais avec moins de 40 ufc/g).

La faible quantité de coliformes thermotolérants (inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 2 placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Moules 3 (test) :

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 3 sont présentés dans le tableau 63 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	< 40*
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 40*
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 63 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 3 (* microorganisme détecté, mais avec moins de 40 ufc/g).

La faible quantité de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 3 placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Moules 4 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 4 sont présentés dans le tableau 64 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	950
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	910
Salmonella	/25g de chaire humide	Présence

Tableau 64 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 4.

Les fortes quantités de coliformes thermotolérants (comprise entre 230 et 4600 coliformes / 100g de chaire) et de streptocoques fécaux dans les tissus des moules de l'échantillon moule 1 placeraient ce dernier en classe B. Cependant, la présence de salmonella rend les moules de cet échantillon impropres à la consommation. En effet, les salmonelles sont des entérobactéries à forte contagiosité, responsables de gastro-entérites, toxi-infections alimentaires et des fièvres typhoïde et paratyphoïde (*S. typhi* et *S. paratyphi*).

Les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux proviennent d'une pollution fécale animale ou humaine et démontrent la présence potentielle d'organismes pathogènes capables de causer des maladies entériques. La présence de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux indique la présence d'une source de matières fécales (émissaire d'eau usées). La station Moule 4 se trouvant au droit du débouché de l'Argent et à 500 m du débouché de l'émissaire 2 du Reyran, ces derniers pourraient être vecteurs de cette contamination en matières fécales et en salmonella. Le nombre relativement élevé de streptocoques fécaux indique que la contamination est probablement une contamination résiduelle. En effet, les streptocoques fécaux survivent plus longtemps dans l'environnement.

Moules 5 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 5 sont présentés dans le tableau 65 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	< 40*
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Présence

Tableau 65 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 5 (* microorganisme détecté, mais avec moins de 40 ufc/g).

Les faibles quantités de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire) et de streptocoques fécaux dans les tissus des moules de l'échantillon témoin placeraient ce dernier en classe A. Cependant, la présence de salmonella rend les moules de cet échantillon impropres à la consommation. En effet, les salmonelles sont des entérobactéries à forte contagiosité, responsables de gastro-entérites, toxi-infections alimentaires et des fièvres typhoïde et paratyphoïde (*S. typhi* et *S. paratyphi*).

La présence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 5 peut s'expliquer par la proximité de la station Moule 5 avec le débouché de l'émissaire de Playa. Ce dernier pourrait être vecteur de cette contamination.

Moules 6 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 6 sont présentés dans le tableau 66 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	< 10
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 66 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 6.

La très faible quantité de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 6 placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Moules 7 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 7 sont présentés dans le tableau 67 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	< 10
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 67 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 7.

La très faible quantité de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 7 placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Moules 8 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 8 sont présentés dans le tableau 68 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	< 40*
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 68 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 8 (* microorganisme détecté, mais avec moins de 40 ufc/g).

La très faible quantité de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 8 placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Moules 9 (test)

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 9 sont présentés dans le tableau 69 :

Paramètres recherchés	Unité	Résultats
Coliformes thermotolérants 44°C	/100g de chaire humide	< 10
Streptocoques fécaux	/100g de chaire humide	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence

Tableau 69 : résultats de l'analyse bactériologique de l'échantillon test Moule 9.

La très faible quantité de coliformes thermotolérants (nettement inférieure à 230 coliformes / 100g de chaire), de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 9 placent ce dernier en classe A. L'élevage et la consommation des moules de cet échantillon seraient donc autorisés au regard de la législation française.

Synthèse des résultats pour l'ensemble des zones d'études

Paramètres recherchés	Unité	Résultats				
		Moules 0	Moules 1	Moules 2	Moules 3	Moules 4
Coliformes thermotolérants 44°C	/100 g de chaire humide	80 environ	3600	220	< 40*	950
Streptocoques fécaux	/100 g de chaire humide	< 10	2700	< 40*	< 40*	910
Salmonella	/25g de chaire humide	Absence	Présence	Absence	Absence	Présence

Paramètres recherchés	Unité	Résultats				
		Moules 5	Moules 6	Moules 7	Moules 8	Moules 9
Coliformes thermotolérants 44°C	/100 g de chaire humide	< 40*	< 10	< 10	< 40*	< 10
Streptocoques fécaux	/100 g de chaire humide	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Salmonella	/25g de chaire humide	Présence	Absence	Absence	Absence	Absence

Tableau 70 : Synthèse des résultats pour l'analyse bactériologique des lots de moules sur l'ensemble des deux zones d'études.

C O N C L U S I O N S

Le biomonitorage utilisant la moule repose sur l'hypothèse que le contenu en contaminant dans la chair de cet animal reflète la concentration en contaminants biodisponibles dans l'eau sous forme particulaire et/ou dissoute, selon un processus de bioaccumulation.

L'étude de la teneur en métaux lourds de la matière vivante des échantillons tests révèle la présence d'une contamination au zinc sur une majorité des échantillons. Aucune autre contamination aux métaux lourds n'est à déplorer sur les échantillons tests.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination aux PCB, aux DDT, DDD et DDE, aux gammas HCH, alpha HCH et beta HCH ni aux HAP.

L'analyse de la contamination bactériologique des échantillons de moule a concerné la recherche quantitative des coliformes thermotolérants (fécaux) et des streptocoques fécaux et la recherche qualitative les salmonelles. La faible quantité de coliformes thermotolérants, de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules des échantillons 0, 2, 3, 6, 7, 8 et 9 placent ces derniers en classe A. L'élevage et la consommation des moules de ces échantillons seraient donc autorisés au regard de la législation française.

En revanche, les fortes quantités de coliformes thermotolérants et de streptocoques fécaux dans les tissus des moules de l'échantillon moule 1 et 4 placeraient ces derniers en classe B, mais la présence de salmonella rend les moules de cet échantillon impropres à la consommation.

La présence de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux indique la présence d'une source de matières fécales (émissaire d'eau usées). La station Moule 1 se trouvant au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran et la station Moule 4 se trouvant au droit du débouché de l'Argent et à 500 m du débouché de l'émissaire 2 du Reyran, ces derniers pourraient être vecteurs de cette contamination en matières fécales et en salmonella. Le nombre élevé de streptocoques fécaux indique que la contamination est probablement une contamination résiduelle.

La présence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 5 rendant les moules de cet échantillon impropres à la consommation peut s'expliquer par la proximité de la station Moule 5 avec le débouché de l'émissaire de Playa. Ce dernier pourrait être vecteur de cette contamination.

VI. ETUDE DES PEUPELEMENTS BENTHIQUES

VI.1. MATERIEL ET METHODES

VI.1.1. INTRODUCTION

L'évaluation des niveaux de contamination (chimique et bactériologique) dans les différents compartiments du milieu marin (eau, sédiment, matière vivante) n'est pas suffisante. L'évaluation de la qualité d'un milieu (et de sa restauration) doit aussi porter sur sa composante biologique en termes de modification du milieu vivant. Ceci entraîne l'obligation d'utiliser des méthodes quantitatives éprouvées, permettant d'évaluer les effets sur les organismes marins vivants. La dégradation des peuplements benthiques autochtones a été souvent mise en évidence sur les secteurs marins soumis à un rejet urbain, à proximité du débouché.

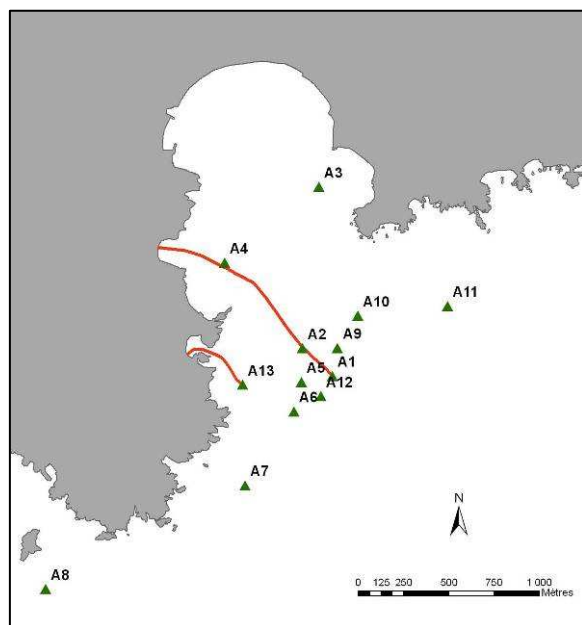
VI.1.2. CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE

VI.1.2.1. STRATEGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Pour les populations de substrat meuble, les stations échantillonnées ont été les mêmes que celles retenues pour l'étude du sédiment :

13 points ont été échantillonnés sur la zone d'Agay et 16 sur la zone de Fréjus Saint-Raphaël. Ils ont été répartis sur une zone englobant les rejets, déterminées selon l'importance de ces rejets, la diversité des faciès sédimentaires et la courantologie locale. Ces stations ont été distribuées de façon à couvrir, en les privilégiant, les axes de propagation majeure des effluents en mer.

Les stations de la zone d'Agay ont été réparties selon le schéma suivant:



- 7 stations dans le champ proche (moins de 500 m de la sortie de l'effluent, situées en priorité sur l'axe d'étalement préférentiel de la tâche, à des distances croissantes de façon exponentielle (0 m, 150 m et 350 m environ).

- 4 stations dans le champ intermédiaire, sur des axes nord-sud et est-ouest à des distances comprises entre 500 m et 1000 m du rejet.

- 2 stations complémentaires, l'une située dans le champ lointain (2000 m du débouché), et une sur un secteur particulier : le débouché de l'émissaire pluvial de Camp-Long.

Figure 47 : Positions des 13 stations de prélèvement du substrat meuble de la zone d'Agay.

Les 13 prélèvements ont les coordonnées suivantes :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
A1	6 52,061	43 25,1	-49
A2	6 51,944	43 25,187	-30
A3	6 52,043	43 25,665	-10
A4	6 51,642	43 25,453	-10
A5	6 51,933	43 25,086	-30
A6	6 51,897	43 25	-46
A7	6 51,682	43 24,787	-40
A8	6 50,845	43 24,507	-44
A9	6 52,087	43 25,183	-40
A10	6 52,177	43 25,276	-40
A11	6 52,546	43 25,291	-40
A12	6 52,009	43 25,042	-55
A13	6 51,691	43 25,087	-12

Tableau 71 : Coordonnées des points de prélèvement (projection Lambert 93)

Les stations de la zone d'Agay ont été réparties selon le schéma suivant:

- 6 stations dans le champ proche (moins de 500 m de la sortie des effluents du Reyran, situées en priorité sur les axes d'étalement préférentiel des tâches, à des distances croissantes de façon exponentielle (0 m, 200 m et 400 m environ).

- 5 stations dans le champ intermédiaire, sur des axes nord-sud et est-ouest à des distances comprises entre 500 m et 1000 m des rejets.

- 5 stations complémentaires, 3 situées dans le champ lointain (1000 à 2000 m des débouchés), et 3 sur des secteurs particuliers : un sur le débouché de l'émissaire pluvial de Balzac, un sur le débouché de l'émissaire de Péguière et un sur le débouché de l'émissaire de Toukan.

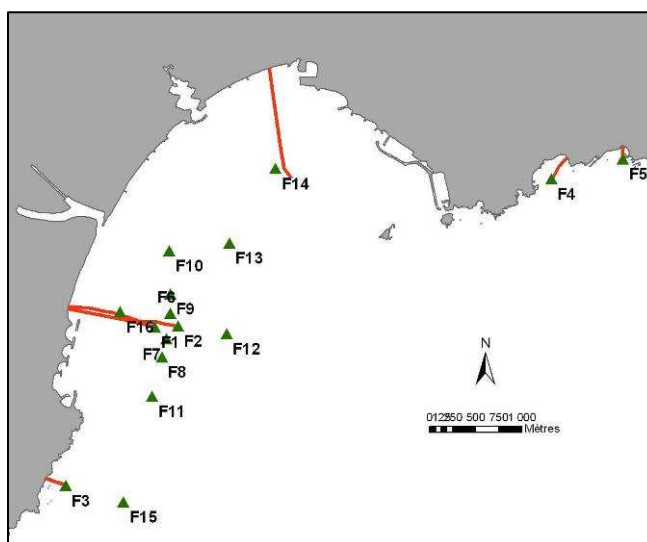


Figure 48 : Positions des 13 stations de prélèvement du substrat meuble de la zone de

Les 16 prélèvements ont les coordonnées suivantes :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
F1	6 44,556	43 23,935	-30
F2	6 44,742	43 23,933	-40
F3	6 43,78	43 23,03	-10
F4	6 47,797	43 24,691	-10
F5	6 48,383	43 24,787	-7
F6	6 44,683	43 24,012	-38
F7	6 44,644	43 23,861	-35
F8	6 44,602	43 23,759	-35
F9	6 44,692	43 24,125	-35
F10	6 44,701	43 24,378	-20
F11	6 44,507	43 23,529	-35
F12	6 45,129	43 23,875	-56
F13	6 45,187	43 24,405	-40
F14	6 45,586	43 24,829	-20
F15	6 44,238	43 22,92	-38
F16	6 44,283	43 24,033	-10

Tableau 72 : Coordonnées des points de prélèvement (projection Lambert 93)

VI.1.2.2. METHODE DE PRELEVEMENT

Pour les peuplements de substrat meuble les prélèvements ont été effectués avec une benne « Van Veen » de 40 kg, de façon à obtenir un volume suffisant pour couvrir "l'aire minima d'échantillonnage".

La surface échantillonnée sur chaque station a été de 0,1 m².



Figure 49 : Benne Van Veen utilisée pour le prélèvement des peuplements benthiques des substrats meubles.

Le contenu des bennes a fait l'objet d'un premier tamisage sur le bateau. Il s'agissait de faire passer le contenu de chaque benne sur un tamis en acier inoxydable de maille 1 mm (diamètre 40 cm ; hauteur 7,7 cm), de manière à éliminer le matériau sédimentaire fin pour ne recueillir que le refus, constitué des organismes vivants mélangés aux débris grossiers. Le refus du tamis a ensuite été transvasé dans des flacons stériles d'une capacité de 1l.

Pour la conservation des animaux, un mélange de 50% de formaldéhyde en solution aqueuse à 37% et de 50% d'eau de mer a été ajouté au refus, celui-ci devant baigner entièrement dans le mélange. L'échantillon ainsi conditionné a été conservé à température ambiante dans un contenant à fond étanche, maintenu fermé pour limiter les dégagements de vapeurs de formol.

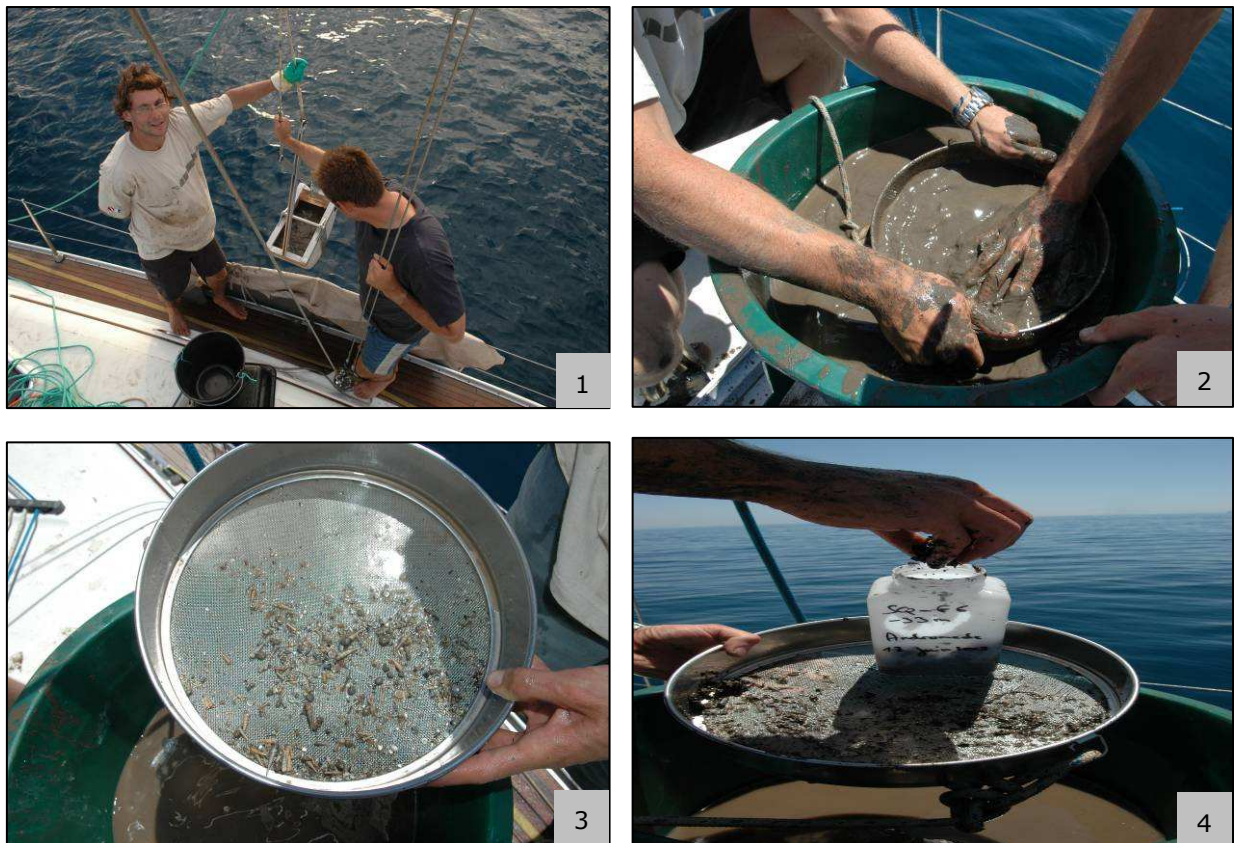


Figure 50 : 1. Prélèvement, 2. tamisage, 3. refus, 4. mise en échantillon.

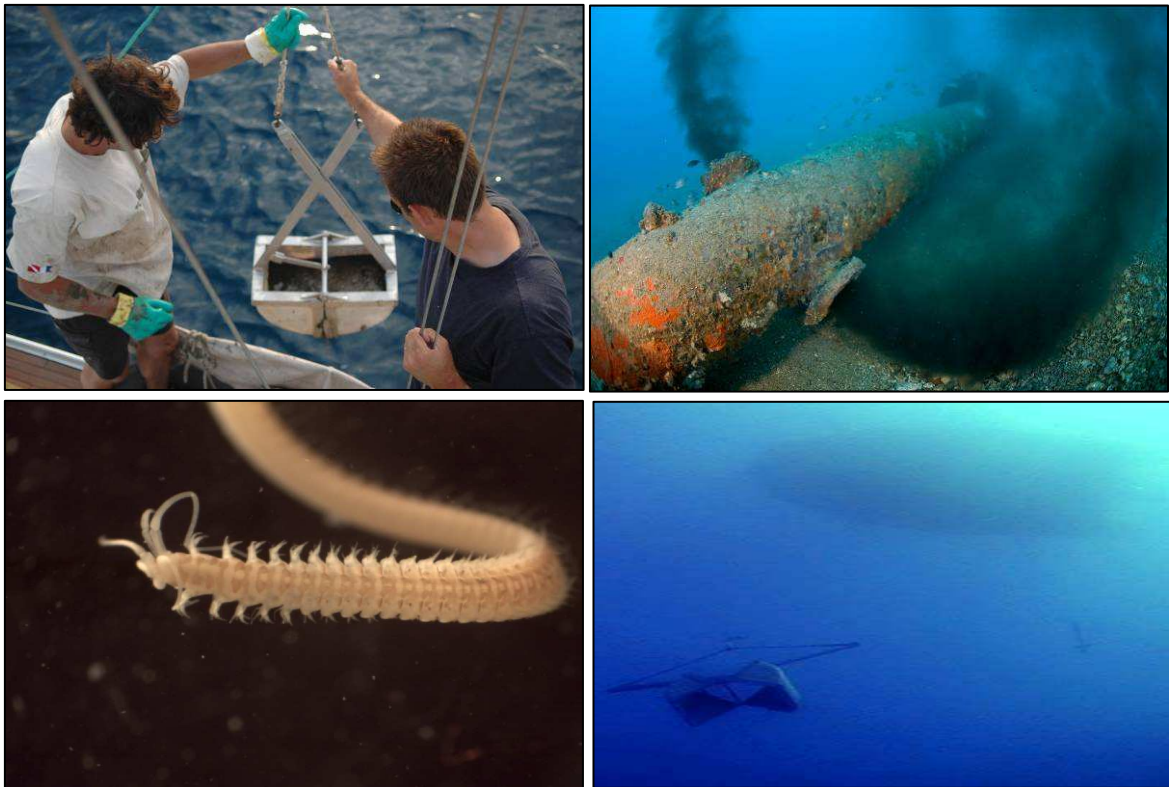
VI.1.2.3. ANALYSE EN LABORATOIRE

Les refus de tamis formolés ont été envoyés au laboratoire Arago de Banyuls sur Mer. Au laboratoire, les échantillons ont été rincés à l'eau douce, puis triés. Les individus triés ont été conservés dans de l'alcool à 70°. Ils ont ensuite été identifiés au niveau de l'espèce quand cela a été possible. Les espèces identifiées ont été regroupées par embranchement et groupe trophique. Un inventaire des espèces présentes à chaque station a été dressé, indiquant l'abondance et la biomasse de chaque espèce pour un volume de sédiment prélevé de 0,1 m².

Les biomasses ont été obtenues par dessiccation à l'étuve sèche à 100°C pendant 24 heures puis calcination au four à 450°C pendant 5 heures. Le poids sec de matière organique vivante a été calculé par différence entre le poids sec et le poids de cendres.

VI.1.2.4. PARAMETRES ANALYSES

- les populations benthiques, par l'utilisation des indices quantitatifs; nombre d'espèces, diversité spécifique, effectifs des espèces indicatrices, types de peuplements, diagramme rang-fréquence,
- les activités fonctionnelles des organismes présents (suspensivores, filtreurs,...), et leurs rôles dans les processus de bioturbation, qui entraînent la transformation voire la "régénération" des sédiments.



VI.2. RESULTATS ET INTERPRETATIONS

La structure et le fonctionnement des communautés benthiques des baies de Fréjus et d'Agay ont été étudiés. La macrofaune a été étudiée à travers 29 stations réparties sur l'ensemble des zones d'étude. L'analyse multivariée de la composition faunistique des stations a permis d'identifier les principaux peuplements macrozoobenthiques.

Les données brutes sont présentées en annexes 8.

VI.2.1. ANALYSES MULTIVARIEES

L'analyse MDS (figure 33) met en évidence la différence de composition faunistique liée aux différences des propriétés physico-chimiques du sédiment. Cette analyse est effectuée sur les abondances transformées par racine carrée (afin de réduire sensiblement le poids des espèces très abondantes). La distance de similarité utilisée est la distance de Bray-Curtis. Plus 2 stations sont proches sur la figure, plus leur composition faunistique est semblable. Sur les figures 2b et 2c, les classes de Contenu Organique (en g/kg) et de pourcentage de particules fines ont été superposées aux labels des stations.

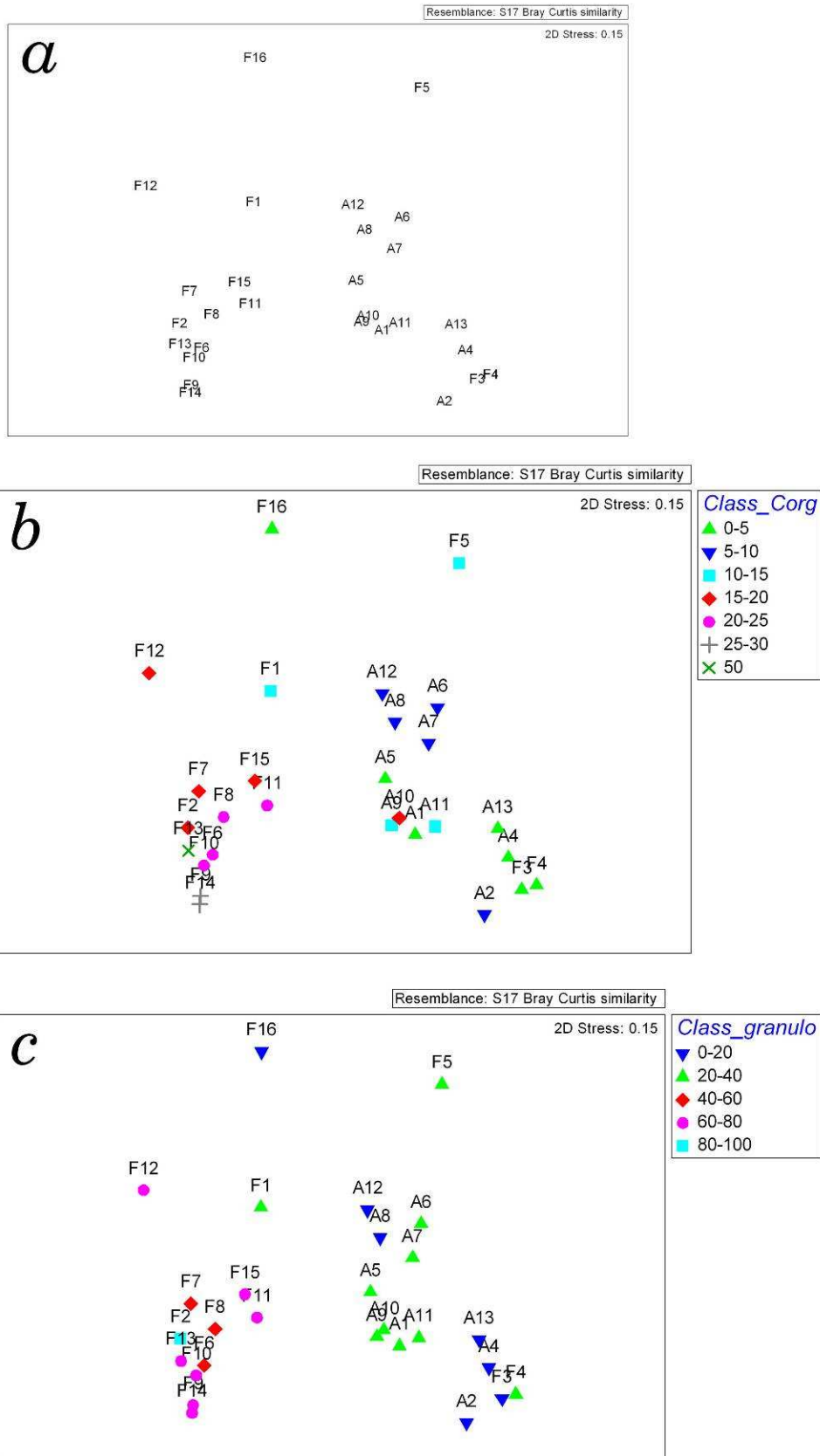


Figure 51 : MDS obtenus à partir des données d'abondances d'espèces transformées par racine carrée. Les classes de contenu organique du sédiment (en g/kg) (b), et pourcentage de particules fines (<63µm) (c), ont été superposées aux labels des stations.

La figure 33, met en évidence la différence de composition faunistique entre les stations F (à gauche) et les stations A (à droite). Seules les stations F3 et F4 (qui sont situés à proximité des débouchés des émissaires pluviaux de Balzac et Péguière respectivement) ont une composition faunistique proche de celle des stations A et particulièrement des stations A13 (débouché de l'émissaire pluvial de Camp-Long), A4 (proche du tuyau d'émissaire) et A2.

Ceci est probablement dû à :

- une situation peu profonde et hors d'une zone d'accumulation,
- leur proximité avec le tuyau d'émissaire qui entraîne une modification de l'hydrodynamisme et fournit un support à la faune fixée.

Cette situation entraîne une granulométrie plus grossière et probablement des débris de coquilles. Ces particularités communes favorisent l'installation de l'espèce *Aspidosiphon muelleri* à toutes ces stations.

La station A2 est localisée à 30m (alors que les stations F3, F4, A13 et A4 sont localisées à 10m, 10m, 12m et 10m de profondeur respectivement) mais sa proximité avec le tuyau d'émissaire lui conférerait les mêmes caractéristiques que les stations F3, F4, A4 et A13.

Le tuyau d'émissaire permettrait la fixation d'animaux à coquilles entraînant la présence de débris de coquilles sur le sédiment permettant ainsi l'installation de l'espèce *Aspidosiphon muelleri* à cette station (Figure 34). C'est l'abondance importante de l'espèce *Aspidosiphon muelleri* qui rapproche ces stations d'un point de vue de la composition faunistique, comme le met en évidence la Figure 6.

La station F5 est la seule station localisée à 7m. Elle est située au niveau du débouché de l'émissaire pluvial de Toukan et près de l'embouchure du cours d'eau de l'Armitelle. Elle présente une composition faunistique très particulière avec une abondance de 60 ind./0,1m² de *Hyalinoecia brementi* (annélide polychète carnivore présente uniquement à cette station) (Figure 34).

Cette espèce est considérée comme indifférente à l'enrichissement en matière organique par le AMBI (Azti Marine Biotique Index, (Borja et al., 2003, Muxika et al., 2005).

La composition faunistique particulière sur cette station est probablement due à sa faible profondeur combinée avec un taux de particules fines important qui peut être dû à l'émissaire pluvial Toukan ou au cours d'eau de l'Armitelle qui débouche à proximité.



Figure 52 : Photo de *Aspidosiphon muelleri* (à gauche) et de *Hyalinoecia* sp. (à droite)

Les stations F1 et F16 présentent des contenus organiques plus faibles que les autres stations F ainsi qu'un plus faible pourcentage de particules fines. Ceci est probablement dû à la proximité du tuyau d'émissaire qui leur confère une granulométrie moins fine (et donc un contenu organique plus faible) en modifiant l'hydrodynamisme. Cette différence de granulométrie entraîne la présence d'espèces caractéristiques de substrat sableux et surtout l'absence (ou la faible abondance) de *Lumbrineris latreilli* (Figure 35), annélide polychète carnivore caractéristique des zones vaseuses et *Turitella communis* mollusque gastéropode également caractéristique des zones vaseuses (figure 35).



Figure 53 : Photo de *Lumbrineris* sp. (à gauche) et *Turitella communis* (à droite)

La station F12 est située à 56m de profondeur, probablement dans une autre communauté benthique que le groupe de stations F puisqu'elle présente une composition faunistique différente.

La station F13 présente un fort contenu organique du sédiment et un taux élevé de particules fines, ce qui suggère que c'est une zone d'accumulation. Cette station ne présente pas une composition faunistique radicalement différente des autres stations, simplement une richesse spécifique plus élevée, caractéristique d'un enrichissement en matière organique dans une zone oligotrophe telle que la présente zone d'étude.

Les stations A présentent une composition faunistique plus homogène que les stations F. Ces stations présentent en général moins d'espèces caractéristiques de particules fines et d'enrichissement organique que les stations F (tels que *Chaetozone setosa*, *Monticellina heterochaeta*, *Pseudoleiocapitella fauveli* ou *Notomastus latericeus*) (Figure 36).



Figure 54 : Photo de *Notomastus*

La station A3 n'est pas représentée sur la figure 37 car aucun individu n'a été récolté. Le taux de matière organique à cette station n'est pas élevé mais le sédiment est très mal classé, ce qui ne favorise pas la colonisation par la faune benthique.

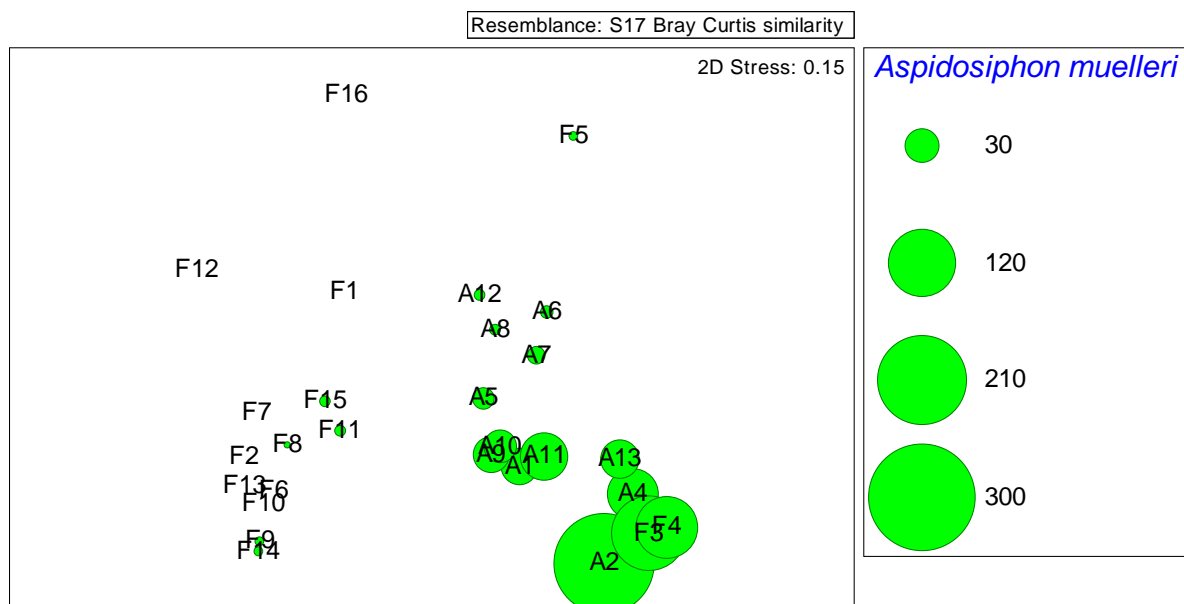


Figure 55 : MDS de la Figure 2a avec l'abondance de l'espèce *Aspidosiphon muelleri* superposée aux labels des stations.

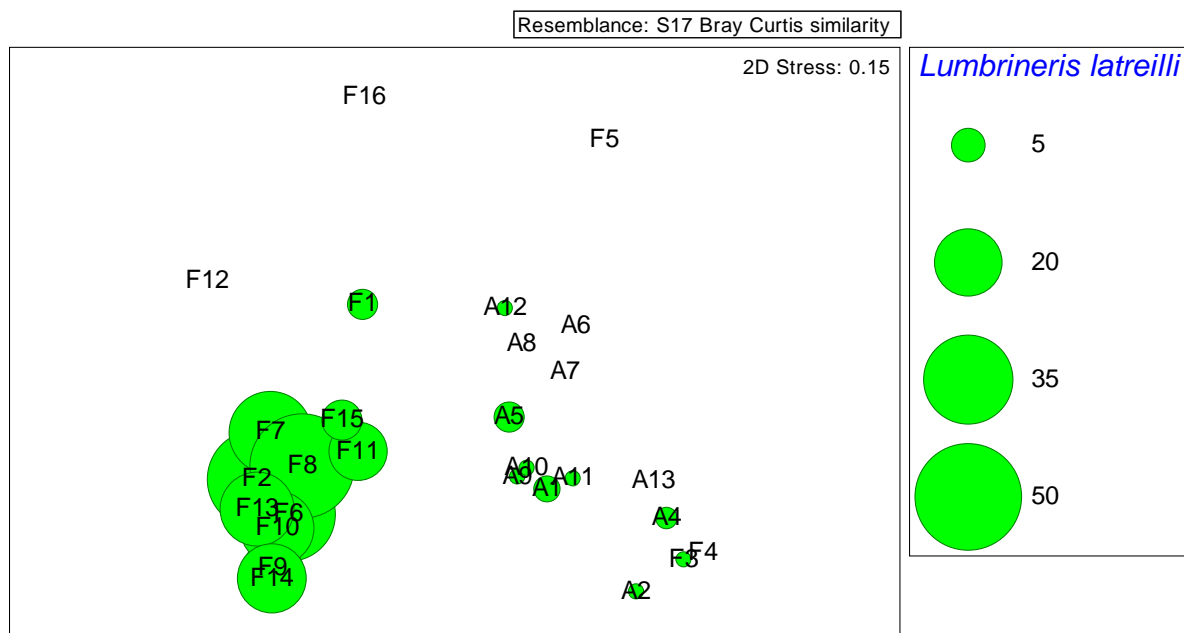


Figure 56 : MDS de la Figure 2a avec l'abondance de l'espèce *Lumbrineris latreilli* superposée aux labels des stations.

V I . 2 . 2 . A N A L Y S E S U N I V A R I E E S , I N D I C E S B I O T I Q U E S

Les indices calculés sont des indices classiques tels que, l'abondance (N), la richesse spécifique (S), l'indice de Shannon ($H' \log 2$), le AMBI (Borja et al., 2000) et le M-AMBI (Muxika et al., 2007).

Le AMBI prends en compte l'abondance relative de différents groupes d'espèces (correspondant à différents niveaux de sensibilité/tolérance à la matière organique) pour chaque échantillon. Il est calculé comme suit

$$AMBI = \{(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

Où %GI est l'abondance relative des espèces sensibles à un enrichissement en matière organique, %GII est l'abondance relative des espèces indifférentes à un enrichissement organique, %GIII est l'abondance relative des espèces tolérantes à un enrichissement organique, %GIV est l'abondance relative des espèces opportunistes de second ordre, et %GV est l'abondance relative des espèces opportunistes de premier ordre (Borja et al., 2000).

Ces pourcentages relatifs pour chaque station sont présentés dans le tableau 72.

AMBI varie entre 0 et 6. Les faibles valeurs de AMBI sont associées à une forte dominance d'espèces sensibles et donc un milieu de très bonne qualité alors que des valeurs élevées de AMBI sont associées à la dominance d'espèces tolérantes et opportunistes et donc à un milieu de mauvaise qualité. Les valeurs de AMBI sont calculées en utilisant le logiciel AMBI (<http://www.azti.es>).

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	Not assigned (%)	Mean AMBI
A1	60.9	19.5	9.2	10.3	0	2.2	1.034
A2	94.3	4.4	0.7	0.7	0	0.7	0.117
A3	0	0	0	0	0	0	7
A4	88.5	10.3	1.3	0	0	10.3	0.192
A5	36.6	51.2	8.5	3.7	0	1.2	1.189
A6	42.6	51.1	0	6.4	0	2.1	1.053
A7	31	41.7	17.9	8.3	1.2	6.7	1.607
A8	27	46	11.1	12.7	3.2	3.1	1.786
A9	47.9	33.1	14	5	0	3.2	1.14
A10	55.9	26.1	14.4	3.6	0	2.6	0.986
A11	59.2	28.3	9.9	2	0.7	0.7	0.849
A12	32.3	58.1	3.2	6.5	0	6.1	1.258
A13	79.3	15.5	3.4	1.7	0	1.7	0.414
F1	28.9	36.8	21.1	13.2	0	0	1.776
F2	13.5	39.8	19.9	26.9	0	1.2	2.404
F3	96.1	1.3	1.9	0.6	0	2.5	0.107
F4	93.3	3.4	2.5	0.8	0	0	0.164
F5	5.7	90	4.3	0	0	2.8	1.479
F6	10.9	68.7	10.4	10	0	0.5	1.791
F7	22.5	51.7	15	6.7	4.2	0	1.775
F8	18.1	57.2	18.1	6.5	0	0.7	1.696
F9	7.9	77.9	11.9	2.4	0	0	1.63
F10	19.7	43	25.6	9	2.7	0	1.978
F11	35.5	38.7	10.8	9.7	5.4	1.1	1.661
F12	27.6	24.1	27.6	20.7	0	3.3	2.121
F13	22.9	38	21.2	14.7	3.3	0.4	2.063
F14	12	67.2	15.8	4.9	0	0	1.705
F15	43.4	31.3	13.1	9.1	3	0	1.455
F16	59.1	13.6	9.1	18.2	0	0	1.295

Tableau 73 : Pourcentage relatif de l'abondance de chaque groupe écologique à chaque station.

Stations	S	N	H'(log2)	AMBI	M-AMBI	Status		Stations	S	N	H'(log2)	AMBI	M-AMBI	Status
High Ref	53		5.08	0.11	1	High		F1	30	38	4.77	1.78	0.73	Good
Bad Ref	0	0	0	6	0	Bad		F2	44	173	4.46	2.40	0.77	Good
A1	33	89	3.86	1.03	0.74	Good		F3	9	158	0.55	0.11	0.44	Moderate
A2	26	298	1.00	0.12	0.57	Good		F4	9	119	1.01	0.16	0.46	Moderate
A3	0	0	0.00	7.00	-0.06	Bad		F5	10	72	1.16	1.48	0.40	Moderate
A4	8	87	1.30	0.19	0.47	Moderate		F6	44	212	3.90	1.79	0.77	Good
A5	41	83	4.79	1.19	0.84	Good		F7	32	120	4.21	1.78	0.71	Good
A6	29	48	4.45	1.05	0.75	Good		F8	44	139	4.23	1.70	0.80	Good
A7	49	90	5.08	1.61	0.89	High		F9	39	253	2.60	1.63	0.67	Good
A8	34	65	4.76	1.79	0.76	Good		F10	41	223	4.41	1.98	0.77	Good
A9	41	125	4.41	1.14	0.82	Good		F11	45	94	4.97	1.66	0.85	High
A10	42	114	4.59	0.99	0.85	Good		F12	23	30	4.35	2.12	0.64	Good
A11	52	153	4.23	0.85	0.90	High		F13	53	246	4.86	2.06	0.87	High
A12	22	33	4.10	1.26	0.67	Good		F14	46	366	3.13	1.71	0.74	Good
A13	20	59	2.36	0.41	0.60	Good		F15	35	99	4.27	1.46	0.76	Good
								F16	16	44	3.37	1.30	0.59	Good

Tableau 74 : Nombre d'espèces (S), nombre d'individus (N), indice de diversité de Shannon (H'), AMBI, M-AMBI et état écologique correspondant à la valeur du M-AMBI aux stations étudiées.

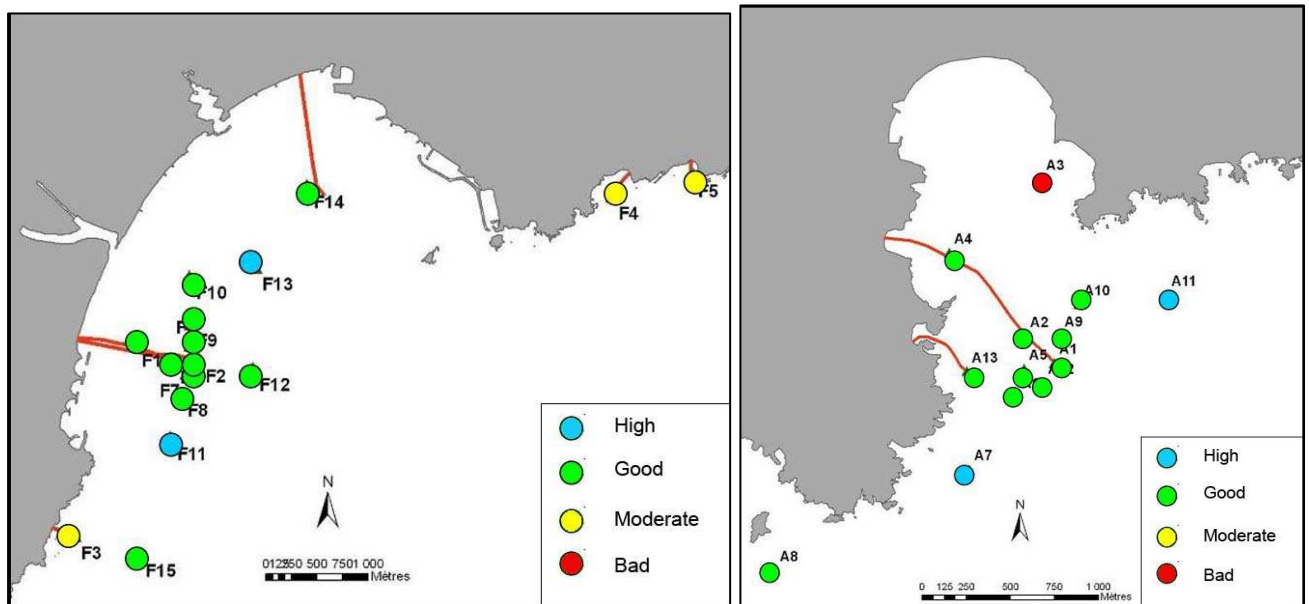


Figure 57 : Cartes de l'état écologique du benthos selon les critères de l'index AMBI sur les deux zones d'étude (Reyran et Agay).

Les valeurs de richesse spécifique varient entre 0 à la station A3 et 53 à la station F13. Les valeurs de H' varient entre 0 et 5,08. Il faut noter que certaines stations sont très fortement dominées par une seule espèce. Ceci peut être le reflet soit d'un enrichissement organique si l'espèce dominante est une espèce opportuniste, soit de l'existence d'une niche écologique pour cette espèce. *Aspidosiphon muelleri* occupe souvent des coquilles vides de *Ditrupa arietina* ou de *Turritella communis*. Sa présence n'est donc pas le reflet d'un milieu enrichi en matière organique, ni d'un milieu en « très bon état » écologique comme le considère l'indice AMBI, mais de la présence d'une niche écologique adaptée à cette espèce.

L'interprétation de H' seul nous donne plus d'information sur la dominance que sur l'état écologique de la station. L'indice M-AMBI prend en compte S, H' et AMBI. Cet indice a été retenu pour évaluer la qualité des masses d'eaux côtières dans le cadre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau (DCE). Dans le calcul de cet indice, il faut choisir une valeur de référence de bon état écologique et une valeur de référence de Mauvais état écologique. La valeur de référence de mauvais état écologique est fixée par la station A3. Les auteurs de cet indice proposent de choisir comme référence de valeur de Très bon état écologique la meilleure valeur de S du jeu de données, puis la meilleure valeur de H' et enfin la meilleure valeur de AMBI, même si ces 3 valeurs n'appartiennent pas toutes à la même station. Nous avons donc gardé ces valeurs de référence.

VI.3. CONCLUSIONS

Les stations F (exceptées F4 et F5) sont sous l'influence de l'Argens dont le débit moyen entre janvier et juin 2009 était de 31,1m³/s. Les stations A sont sous l'influence du Grenouiller dont le débit moyen entre janvier et juin 2009 était de 0,5 m³/s. Ces différences de débits expliquent que les stations F soient plus enrichies en particules fines (et par conséquent en matière organique) que les stations A. La zone étudiée est tout de même une zone naturellement oligotrophe. De ce fait, les valeurs attendues des contenus organiques du sédiment ne devraient pas dépasser 2 % (= 20g/kg de sédiment). Les résultats suggèrent que les émissaires débouchant dans les secteurs de Reyran et d'Agay n'enrichissent pas le milieu en matière organique de façon importante. En effet les valeurs des contenus organiques du sédiment sont ordinaires, exceptées pour la station F13 où le contenu organique du sédiment est supérieur à la normale. Cette station présente aussi un taux anormalement élevé de particules fines, ce qui suggère que c'est une zone d'accumulation. Du fait de l'oligotrophie naturelle de la zone, un enrichissement en matière organique permet l'établissement d'un plus grand nombre d'espèces, ce qui explique la présence de 53 espèces à cette station. Paradoxalement, ces valeurs indiquent une perturbation. Cette perturbation est probablement de deux sortes : anthropique du fait des débouchés d'émissaires et naturelle du fait de l'embouchure de l'Argens.

Nous avons gardé 53 comme valeur de référence pour la richesse spécifique car compte tenu du calcul du M-AMBI, les résultats auraient été encore plus faussés en choisissant une valeur inférieure à 53. L'indice M-AMBI n'est pas très au point pour ces milieux particulièrement oligotrophes, mais il nous a semblé important de vous fournir ces résultats, du fait que le M-AMBI est l'indice officiellement reconnu pour être utilisé dans le cadre de la DCE en France.

Le groupe de stations A2, A4, A13, F3 et F4 sont les stations les plus dominées par le sipunculide *Aspidosiphon muelleri* (de 66% pour A13 à 93% pour F3). Ces fortes dominances sont dues principalement à la granulométrie et la présence de débris de coquilles. Cette granulométrie est probablement le résultat d'une perturbation physique de l'hydrodynamisme local par le tuyau d'une part et constituant un support pour la faune fixée.

En conclusion, l'impact chimique des émissaires dans les zones étudiées semble négligeable sur la macrofaune benthique. L'impact mis en évidence dans cette étude est un impact physique dû aux tuyaux des émissaires eux-mêmes. Afin d'affiner les observations, un nombre plus important de répliquats permettrait de constituer un échantillonnage encore plus représentatif de la réalité.

Références

Borja, A., Franco, J., Muxica, I., 2003. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by submarine outfall. *ICES Journal of Marine Science* CM 2003/J:02,

Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100-1114

Muxika, I., Borja, A., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* In Press, Corrected Proof,

Muxika, I., Borja, A., Bonne, W., 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5, 19-31

VII. CARTOGRAPHIE DES BIOCENOSSES MARINES, SUIVI DES HERBIERS DE POSIDONIE ET DU CORALLIGÈNE

VII.1. MATERIEL ET METHODE

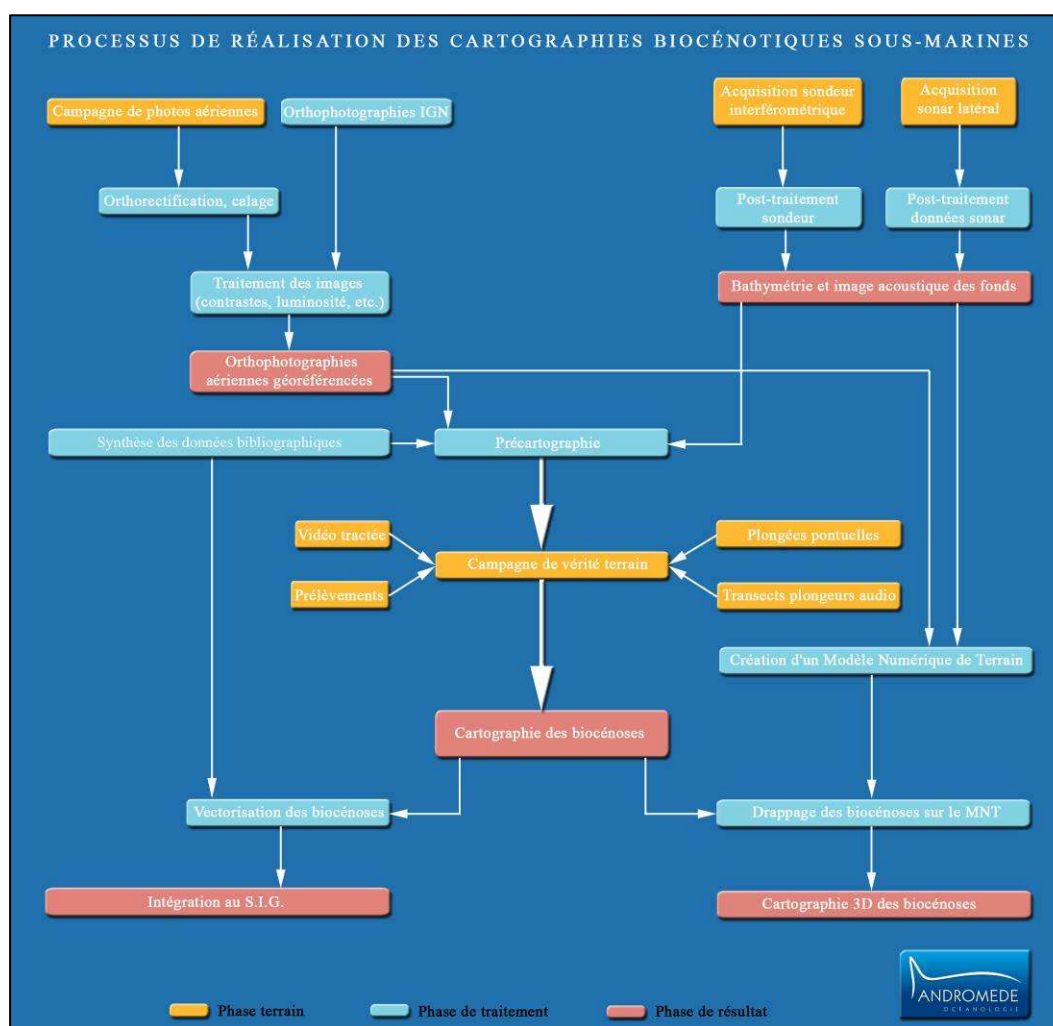
VII.1.1. CARTOGRAPHIE DES BIOCENOSSES MARINES

VII.1.1.1. BIOCENOSSES MARINES DE L'INFRA ET DU CIRCALITTORAL

La réalisation de cartographies des biocénoses sous-marines passe schématiquement par les étapes suivantes :

- Analyse des orthophotographies aériennes IGN disponibles sur la zone d'étude
- traitement des données cartographiques existantes ;
- traitement des données bathymétriques existantes et en particulier des données du SHOM ;
- acquisition de données complémentaires relatives à la morphologie et la nature des fonds par levés au sondeur multifaisceaux et au sonar latéral ;

Ce premier pool de données permet de dresser une précartographie qui est ensuite corrigée suite à des opérations dites de « vérité-terrain ». Le processus pour la réalisation de la cartographie est résumé dans le schéma suivant :



VII.1.1.2. OUTILS D'EXTRAPOLATION

Sonar latéral

Acquisition et traitement des données sonar latéral

Le sonar est remorqué à une vitesse d'environ 5 nœuds et à une hauteur par rapport au fond comprise entre 3 et 10m selon fréquence (et donc la portée efficace maximale) choisie (figure 39 et 40).

Le levé s'effectue en bande parallèles et dans l'axe des courbes bathymétriques de manière à travailler à profondeur constante.

Un recouvrement total des profils permet de réaliser une cartographie complète d'une zone.

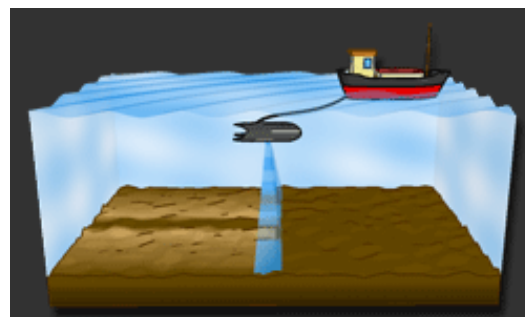


Figure 58 : acquisition des données sonar latéral.

L'acquisition sonar latéral est particulièrement adaptée à la cartographie des zones de plaine, et en particulier des herbiers de posidonie sur matre. Pour les zones accidentées, la lecture des sonogrammes devient beaucoup plus délicate.

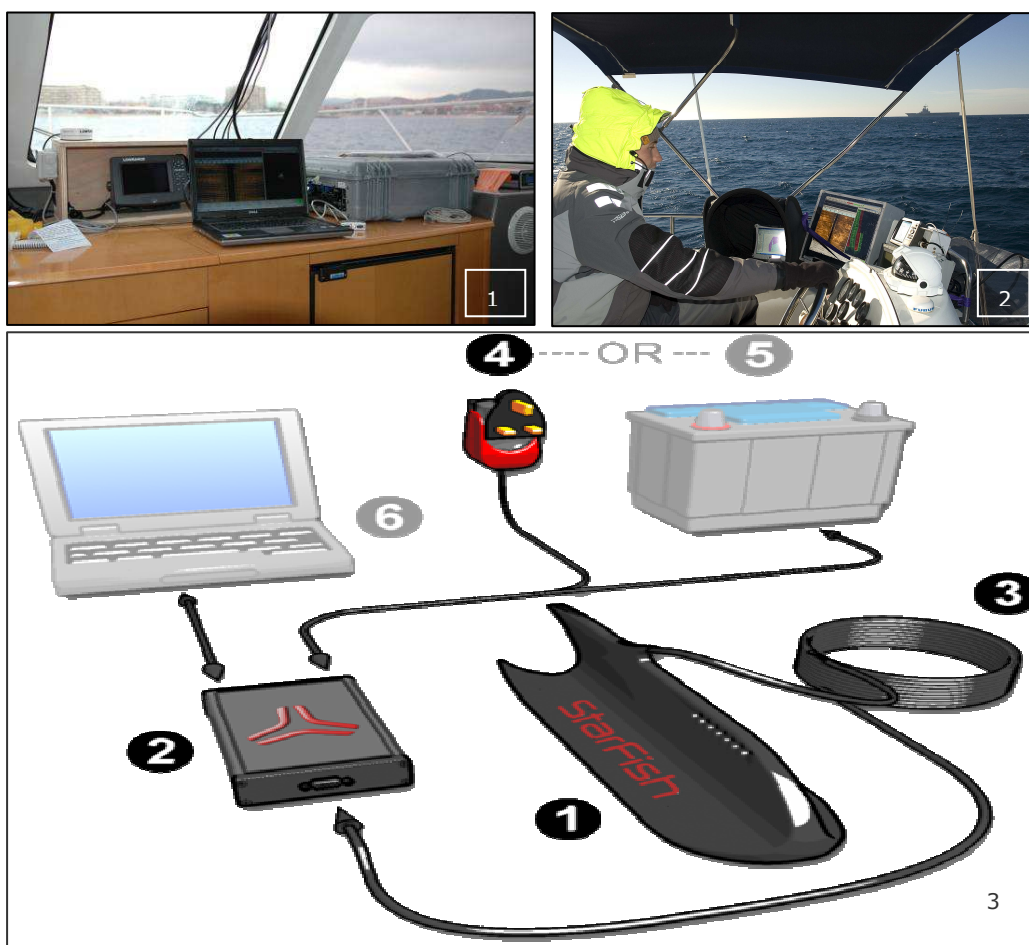


Figure 59 : Levé sonar latéral (1 : DGPS, micro-ordinateur avec logiciel SonarPro et enregistreur numérique ; 2 : retour contrôle pour pilote ; 3 : schéma d'acquisition du starfish

Le logiciel spécialisé (CodaMosaic) permet d'obtenir une mosaïque géoréférencée des bandes sonar. Cette mosaïque apparaît sous la forme d'une image en gradient de jaune, laissant apparaître les différents types de substrat (depuis les substrats denses, comme la roche, qui apparaissent en blanc aux substrats meubles, comme la vase, qui apparaissent en noir).

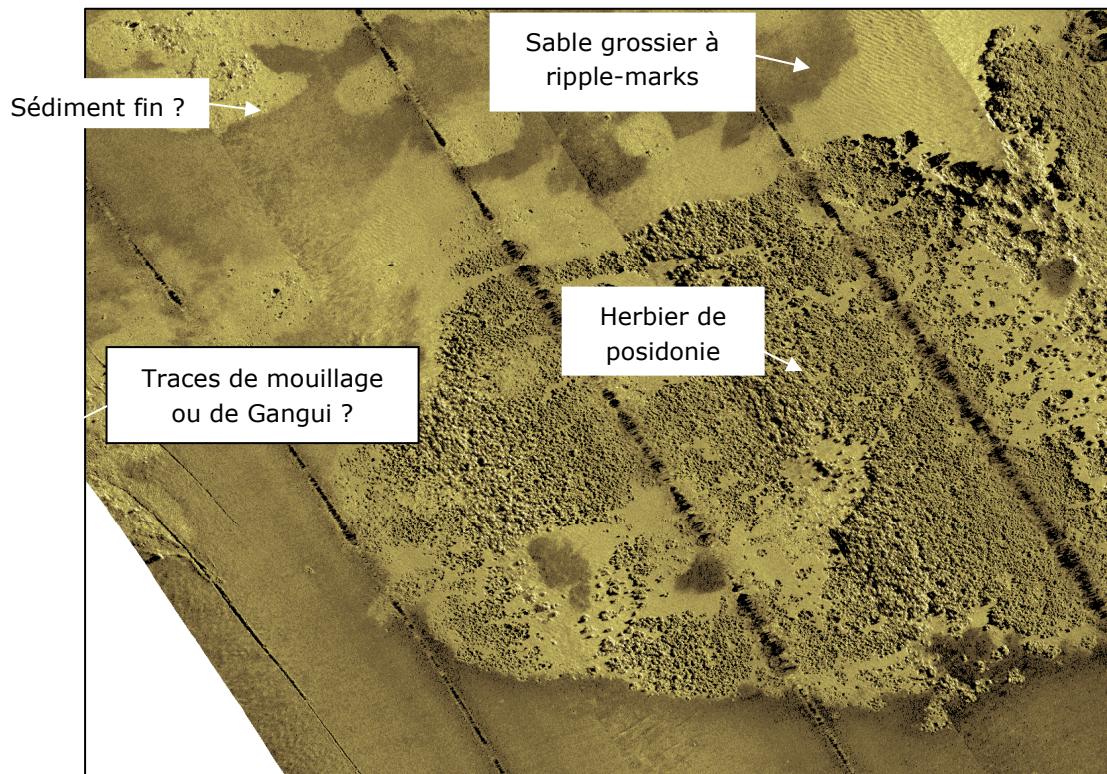


Figure 60 : Exemple d'interprétation sonar.

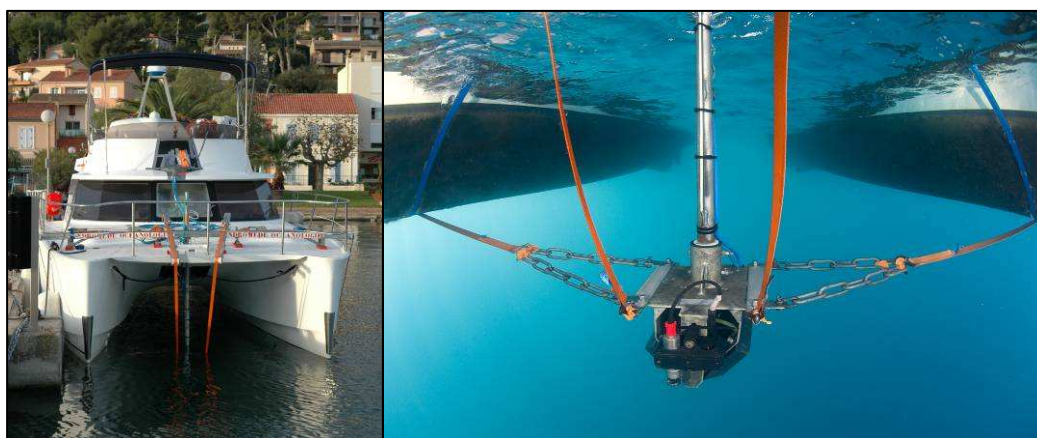
L'interprétation des données sonar pour la précartographie apporte de nombreuses informations mais soulève aussi de nombreuses incertitudes. C'est pourquoi elle doit être suivie d'une importante campagne de vérité terrain par des biologistes marins.

Sondeur multifaisceaux GEoswath

Le sondeur GeoSwath existe depuis 1999, c'est un sondeur multifaisceaux plus acquisition sonar pour les petits fonds <15m, avec une fauchée large, commandé par un PC. La dernière version de geoSwath datant de 2008 a été utilisée pour la mission.

Ce matériel se compose :

- D'un micro ordinateur embarqué – 2 écrans
Les matériels de mesure (DGPS, Sondeur, ...) sont interfacés sur l'ordinateur de bord pour réaliser l'acquisition et la liaison des mesures en temps réel
- Du logiciel GeoSwath+, qui permet d'acquérir et de traiter les données
L'acquisition permet de capturer environ 10 points en X, Y et Z par seconde.
- D'une centrale d'altitude TSS 205, permettant de corriger le roulis du bateau. précision 0.01° roulis et tangage, 0.01° cap, 5% ou 5cm en pilonnement. Continuité de position et cap pendant les masquages GPS, option RTK intégrée.
- D'un DGPS – compas de CSI Vector Sensor Pro, le Compas GPS fournit à la fois un cap précis et la position au radar, au sonar, aux traceurs de routes et autres systèmes embarqués. Précision 0,4m en sortie centrale inertielle.
- Sonde de célérité SVS de Valeport, assure la mesure de célérité à 1.5 m/sec près sur toute la colonne d'eau jusqu'à 100m
- Sondeur multifaisceaux GeoSwath, 2 transducteurs 250 kHz (portée 100m) Planimétrie : <0.4m (0,1m avec GPS RTK). Altimétrie: centimétrique y compris sur plan d'eau agité et lors des masquages GPS. Résolution : jusqu'à plusieurs centaines de sondes par m² en petit fonds.



Acquisition et traitement des données sondeur multifaisceaux

Le sondeur Geoswath est fixé entre les 2 coques du catamaran, permettant ainsi de sonder jusque dans les très petits fonds (<1m).

Le sondeur acquiert jusqu'à plusieurs centaines de sondes par m² sur une bande dont la largeur est environ 4 fois la hauteur d'eau sous le bateau.

Le couple Sondeur/D-GPS fournit 10 mesures de position et de profondeur par seconde. Les données sont récupérées sur une unité centrale interfacée avec tous les instruments de mesure. Une sonde de célérité est utilisée pour garantir la même précision sur les faisceaux obliques et les faisceaux verticaux.

Le logiciel d'acquisition est interfacé avec les fonds cartographiques déjà acquis précédemment. Ceci permet de compléter précisément la zone à couvrir.

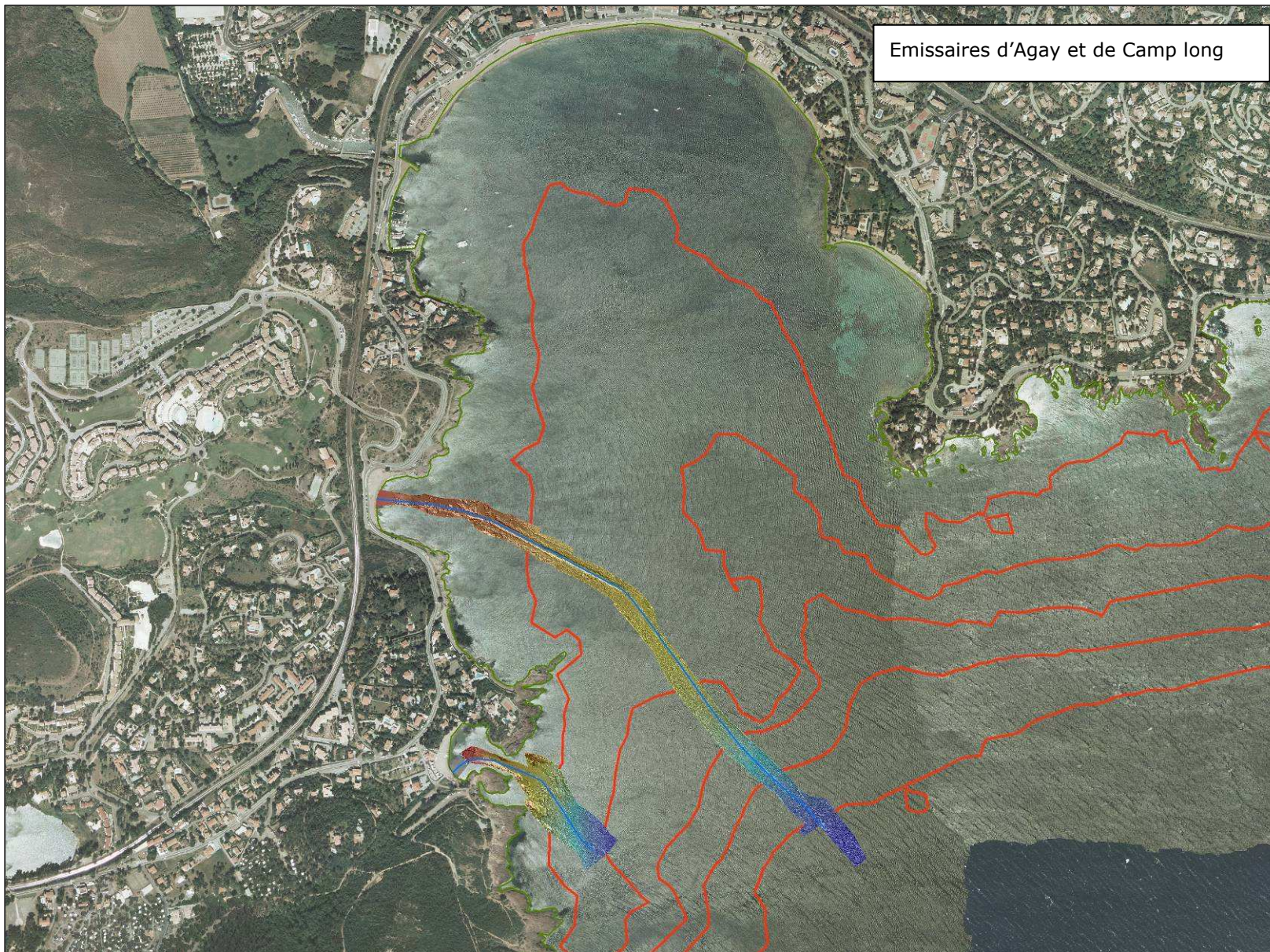
L'habitabilité du navire permet de travailler en rotation d'équipes 24h/24h et d'exploiter pleinement les créneaux météorologiques favorables.

Le post traitement consiste en la suppression des artefacts, ainsi qu'en la constitution des isobathes et d'un Modèle Numérique de Terrain ombré.

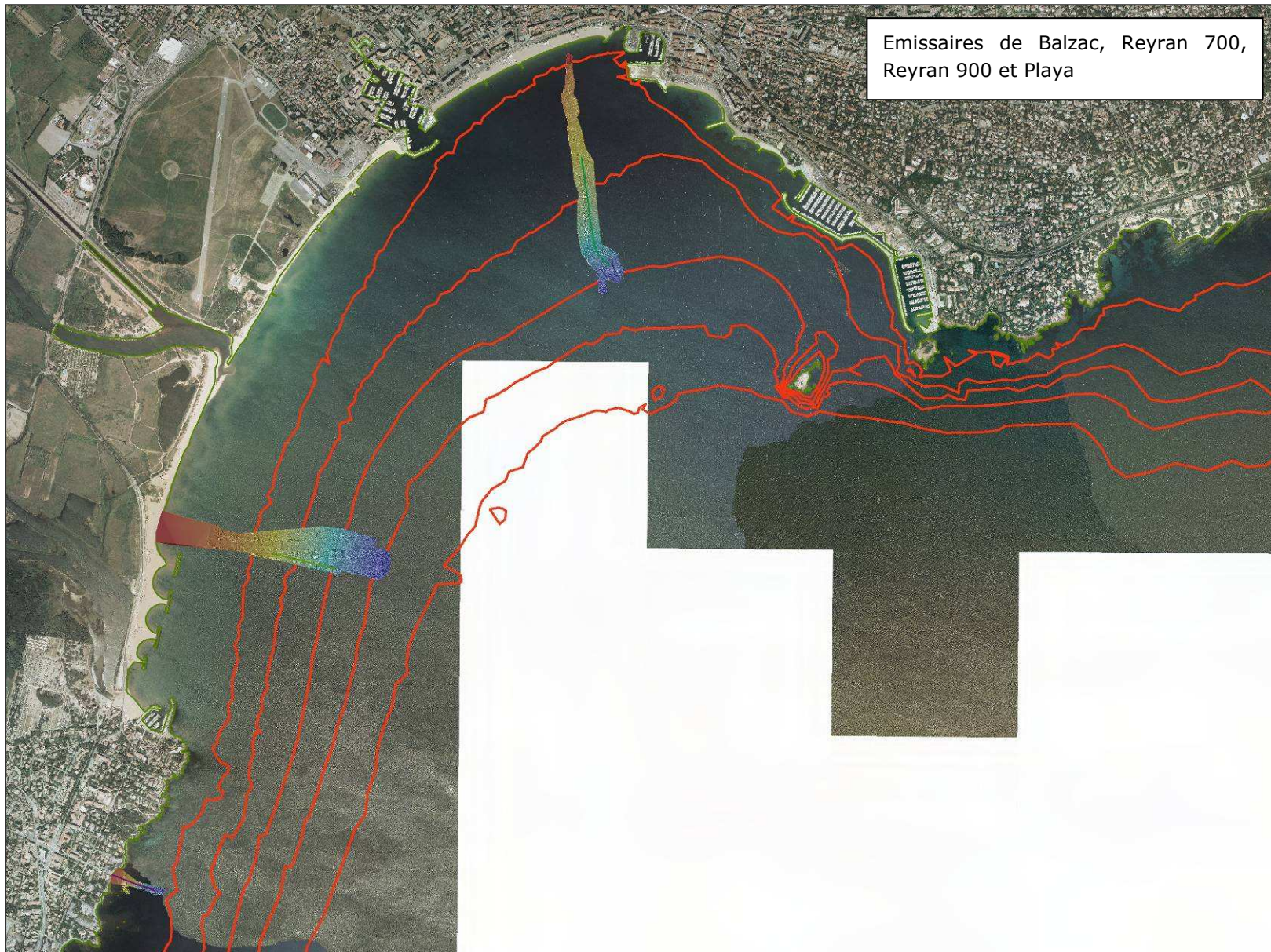
Contrôle qualité : Un premier post traitement est réalisé en continu, **à bord**, en parallèle de l'acquisition afin de s'assurer de la bonne qualité des données acquises.

Le logiciel de post traitement utilisé par Andromède est Geoswath+ pour l'épuration des données qui sont ensuite exploitées sous Arcgis.



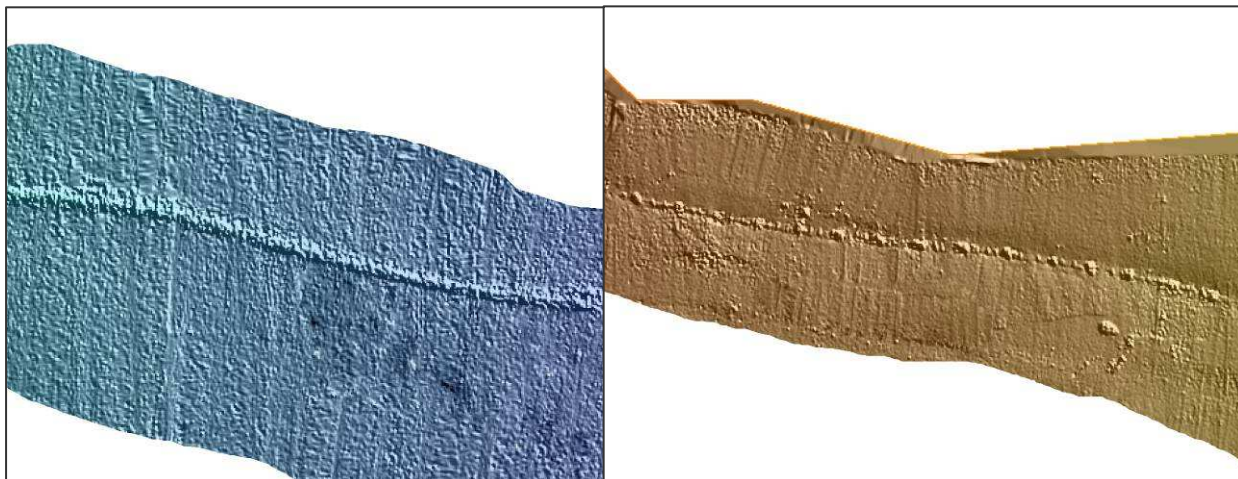






Exploitation des données du GEOSWATH

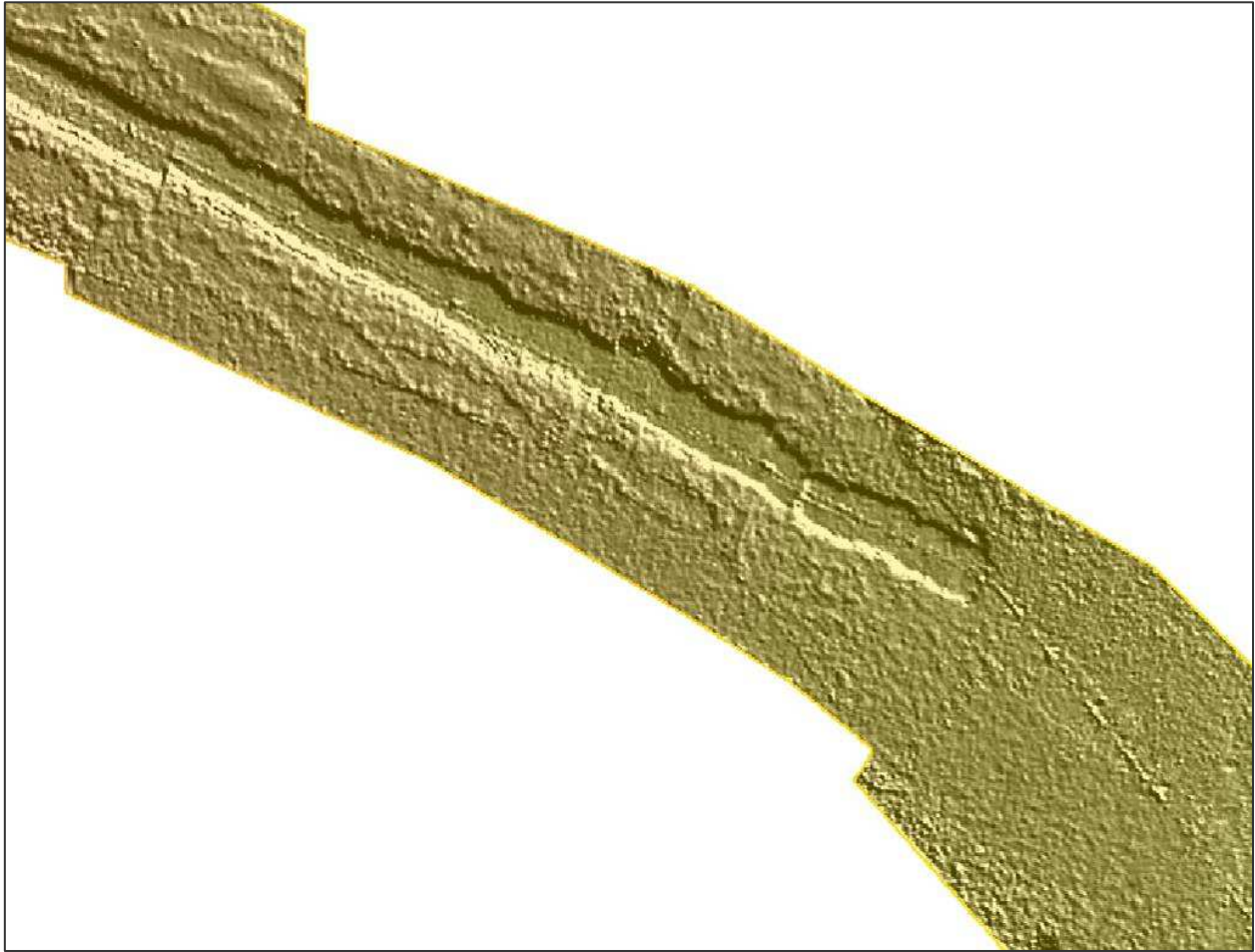
Sont présentées ci-dessous quelques zooms sur des observations liées à la bathymétrie.



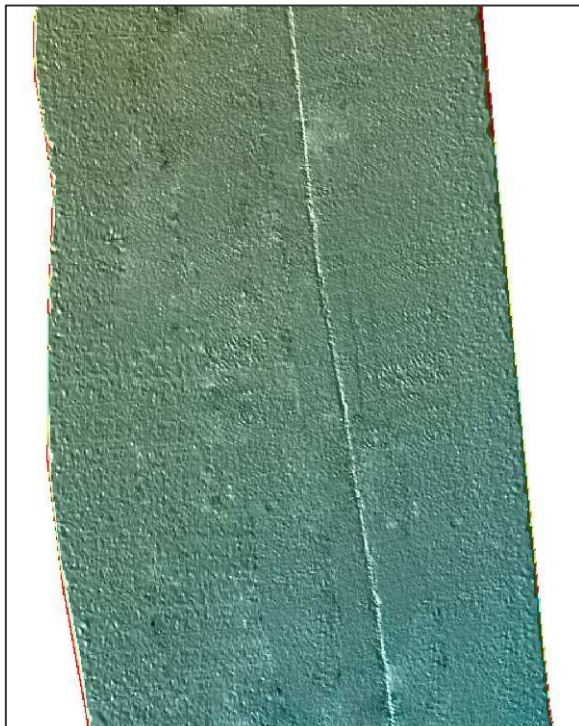
L'Émissaire de Reyran 900 est stabilisé par une succession de cavaliers (à gauche) dans les fonds au-delà de -25m. A droite on peut observer les cavaliers stabilisant l'émissaire de Reyran 900 dans les petits fonds.



Structure métallique posée sur l'émissaire de Reyran 900.



Emissaire d'Agay. Son installation à l'époque a nécessité de réaliser une tranchée dans l'herbier de posidonie.



Emissaire de Playa, Un tracé rectiligne stabilisé par des cavaliers. On peut discerner les zones d'enfouissements. L'émissaire fini par disparaître dans le sédiment au 1/3 de son tracé vers la côte.

Photographies aériennes

Origine des données

L'interprétation des orthophotographies aériennes a permis de localiser les limites des principales biocénoses marines littorales à faible profondeur (de 0 à 10 m au maximum à partir des données issues de l'IGN).

Les photographies utilisées sont fournies par l'IGN et notamment la BD Ortho (photographies aériennes orthorectifiées) de 2004.

Interprétation des photographies aériennes

La procédure de traitement appliquée aux clichés permet de les transformer en information géographique thématique. L'interprétation des photographies aériennes a été réalisée par interprétation manuelle sur l'ensemble du secteur d'étude.

Les limites des peuplements correspondent aux changements brusques de teinte ou de densité lumineuse, de part et d'autre d'un contour plus ou moins régulier. Les zones de contact entre les différentes biocénoses apparaissent toutefois de façon variable. En effet, si une zone claire et blanche correspond généralement à une étendue de sable, une zone foncée peut traduire différents types de fonds, confondus entre eux sur la photographie : herbier de posidonie, matte morte, peuplements d'algues sur roche ou tout simplement accumulation de feuilles mortes de posidonies (litière). La carte des contours correspond donc à la position supposée des différents peuplements et types de fonds. Il est alors indispensable de compléter et de valider les informations thématiques obtenues par photo-interprétation, au moyen de vérités terrain.

L'interprétation permet d'aboutir à une maquette de carte des biocénoses à faible profondeur, directement intégrable au SIG.

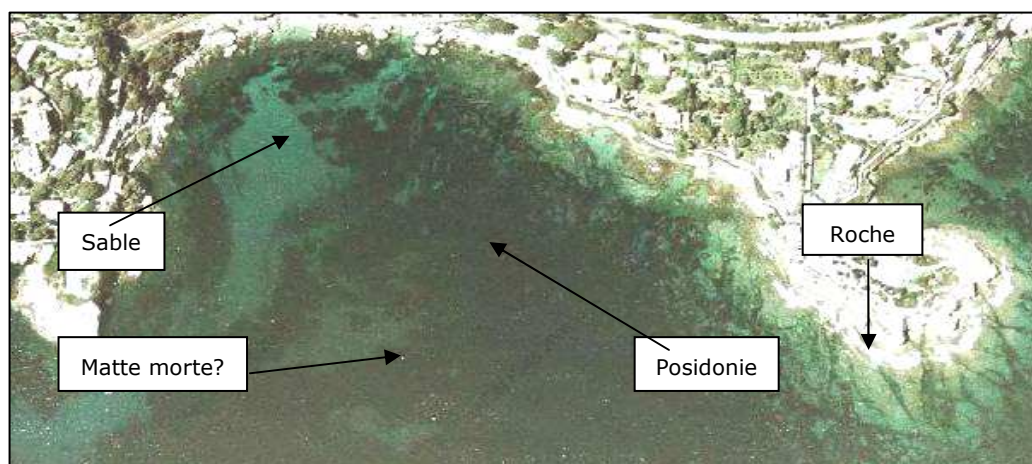


Figure 61 : Exemple d'interprétation classique d'une photographie aérienne pour la réalisation d'une précartographie

VII.1.1.3. OUTILS DE VERITE TERRAIN

La qualité et la précision des cartographies produites sont directement liées à la qualité des acquisitions de base mais aussi au nombre de points de vérité terrain qui vont permettre de corriger la précartographie car seules les données de « vérités terrains » permettent de valider un point biocénétique. Leur multiplication est un critère de fiabilité des cartographies.

Pour contourner l'aspect ponctuel d'une observation par plongeur, nous avons mis en place la technique du transect plongeur audio, qui permet la validation terrain de plusieurs milliers de points par un plongeur/biologiste le long de transects pouvant atteindre une vingtaine de kilomètres par jour d'acquisition.



■ Méthodologie du « Transect plongeur audio »

Le plongeur est tracté par le bateau à la bathymétrie voulue en fonction des zones à décrire. Il transmet ses observations en temps réel (présence d'herbier, indice supposé de vitalité...) à l'opérateur qui peut suivre son parcours sur l'ordinateur relié au dGPS. Il est équipé d'une planche de tractage qui lui permet de faire varier sa profondeur et d'un harnais pour réduire les efforts (équipé d'un mousqueton à largage rapide pour la sécurité). Un module USBL permet le positionnement GPS du plongeur et donc de chacune des observations qui sont transmises à l'opérateur.

■ Positionnement des observations sous-marines

En ce qui concerne les données acquises sous l'eau (transect plongeur audio, Plongées ponctuelles, nous utilisons un tout nouveau système de positionnement USBL, le Micronav de Tritech qui permet de disposer de la position GPS sous l'eau.



Transmetteur acoustique permettant le positionnement GPS sous-marin

Principe du Transect plongeur audio

Pilote

Réalise le parcours
Communique avec le plongeur

« Contrôle sécurité :
paramètres de
décompression ? »



Opérateur cartographie

Dirige le transect en fonction des incertitudes de la précartographie.

Note dans une couche géoréférencée du SIG les informations biocénotiques transmises par le plongeur, point par point.

Antenne du Micronav
(GPS sous-marin)

Hydrophone

Corde de tractage

Lien acoustique

Lien acoustique

Hydrophone

Emetteur Micronav

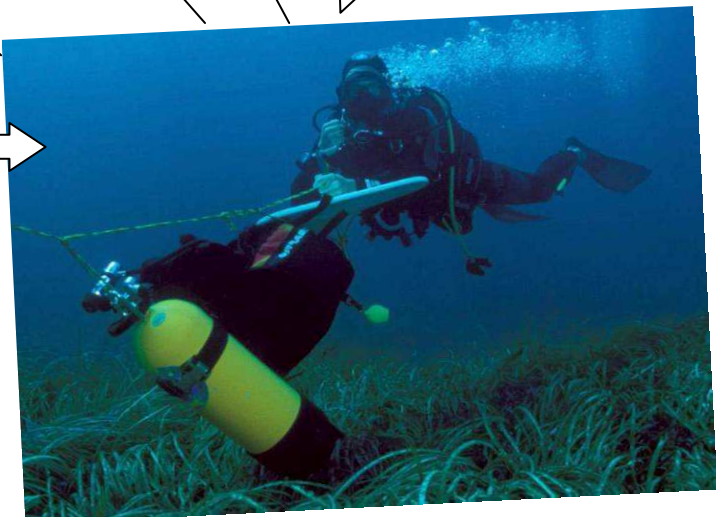
« Pas de paliers, mano à 100 bars.
Posidonies denses sur sable, vitalité 4,
recouvrement 100%, pas de traces de
Mouillage »

Plongeur biologiste

Transmet ses observations biocénotiques.

Peut faire stopper le bateau pour une exploration plus fine.

Est positionné en continu grâce à un système de GPS sous-marin.



VII.1.2. ANALYSE ECOLOGIQUE

VII.1.2.1. POINT DE SUIVI PAR TELEMETRIE ACOUSTIQUE

Positions des stations de télémétrie

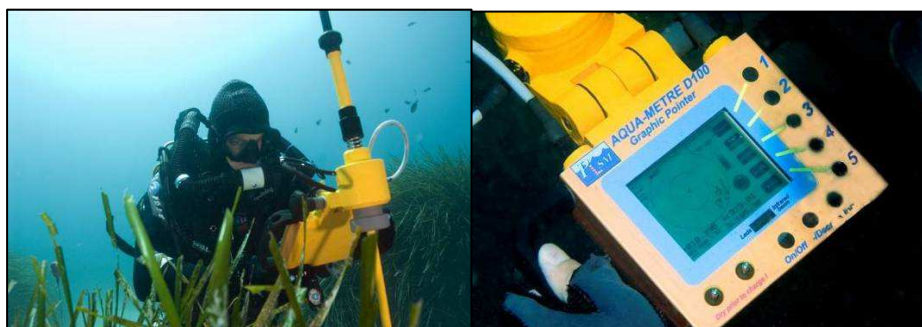
5 zooms au 1/40ème de la limite inférieure de l'herbier de posidonie ont été définis en coordination avec le comité technique : 3 sites au niveau de la baie d'Agay et 2 sites à l'ouest de la baie de Fréjus.



Figure 62 : Positions des stations de télémétrie.

Ces zooms s'appuient sur un système de positionnement local subaquatique basé sur un principe d'interférométrie acoustique 3D (USBL) avec une précision centimétrique et un pas d'échantillonnage d'environ 50 cm. (AQUA-METRE D100 de PLSM).

Les mesures télémétriques sont couplées à une caractérisation des limites de l'herbier selon le protocole développé dans le cadre du RSP (Profondeur limite inférieure et supérieure, densité de faisceaux de feuilles, recouvrement, déchaussement des rhizomes, type d'herbier et morphologie générale), et compatible avec le réseau de suivi des peuplements benthiques élaboré dans le cadre de la DCE.

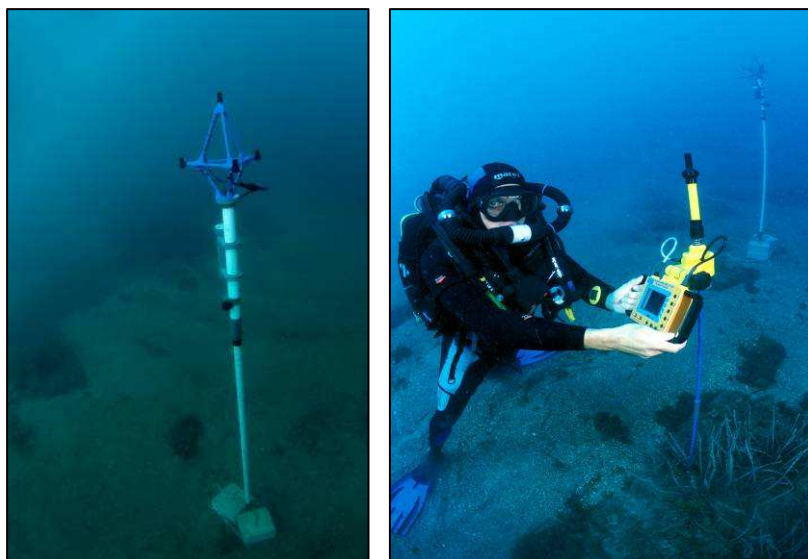


Méthodologie

La télémétrie acoustique est basée sur le principe d'interférométrie acoustique sur bases courtes, elle permet de positionner des objets en 3D de manière extrêmement précise (précision affichée sur le résultat cartographique : environ 1cm à 10 mètres de la base, 10 cm à 100m).

Cette technique innovante permet de réaliser des microcartographies au 1/40^{ème}, de calculer des surfaces sous Arcgis, donc de mesurer des indices de recouvrement. Les cartographies sont répliquables et ne nécessitent pas, suivant la forme de l'herbier, la mise en place de balises permanentes.

Entre 500 et 1000 points (1 tous les 40/50cm) sont positionnés sur les limites inférieures de posidonie.



A gauche, le cadre interférométrique fixé sur son mât d'une hauteur de 2,5 m.
A droite, le récepteur est positionné par le plongeur sur la limite de l'herbier pour enregistrer un point correspondant à la position en xyz du pied du plongeur.



Principe de la cartographie par télémétrie

- Repérage général de l'herbier :

L'étape consiste à évaluer la forme de l'herbier et à en rechercher les limites. Cette mesure aide au positionnement de la base et de 2 points remarquables afin d'assurer le suivi sur plusieurs années. Le relevé des coordonnées GPS des points remarquables se fait à l'aide du GPS sous-marin.

- Mise en place de la base :

La base est posée à proximité de l'herbier, en prenant soin d'éviter les masquages éventuels avec le relief sous-marin conduisant à une absence de dialogue entre le pointeur et la base. La base est ensuite maintenue sur le fond par des plots en béton. La verticalité du mât doit être contrôlée et ne pas excéder 5° par rapport à la verticale ce qui dépasserait la capacité de correction de l'inclinomètre. De même, le mât doit être suffisamment rigide pour limiter d'éventuelles oscillations dues aux courants.



- Balisage de la limite inférieure :

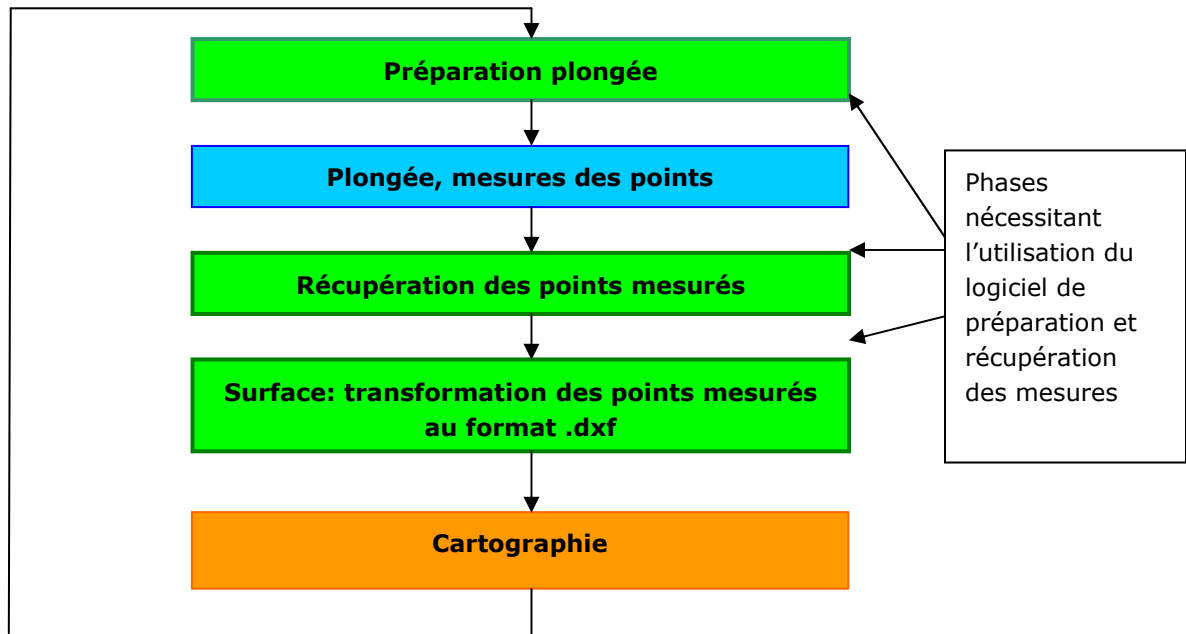
Le plongeur est équipé du pointeur et se déplace le long de la limite de l'herbier. Il enregistre sa position manuellement en fonction de la précision souhaitée. L'évolution en 2006 des appareils de télémétrie permet un espacement de 50 cm entre chaque point. Les images suivantes illustrent le matériel de télémétrie utilisé.



- Post-traitement des données

Les données recueillies sont ensuite récupérées sur ordinateur, via une interface infrarouge, et traitées par le logiciel de préparation et d'exploitation des mesures.

Le diagramme suivant présente les phases typiques de mise en œuvre du positionneur acoustique sous-marin,



Phases de mise en œuvre du positionneur acoustique sous-marin.

Le traitement de ces données permet de dresser le tracé de la limite des herbiers.

VII.1.2.2. DESCRIPTION GENERALE DE L'HERBIER ET DES FONDS ENVIRONNANTS

Lors des plongées d'observation, une description générale de l'herbier, de la nature des fonds et des espèces accompagnatrices est tout d'abord réalisée.

Description générale de l'herbier

(i) Type et état de la limite de l'herbier : progressive, franche, érosive, régressive. En cas de limite régressive, l'étendue de matte morte située en aval de la limite actuelle d'herbier est mesurée (mesure linéaire et profondeur).

(ii) Morphologie générale de l'herbier. Différentes structures d'herbier peuvent être rencontrées, selon les caractéristiques du milieu, notamment de l'hydrodynamisme : herbier continu, herbier discontinu en mosaïque (alternance d'herbier et de matte morte, dans ce cas, la proportion de matte morte est estimée), herbier de plaine (herbier sub-horizontal, sans relief particulier), herbier de colline, herbier ondoyant, etc.

(iii) Structures érosives : en cas de présence de structures érosives (tombants de matte, intermatte de sable ou de matte, chenaux, marmites, etc.), celles-ci sont décrites et leurs orientation et dimension sont notées.

Nature du fond

La nature du fond en aval du balisage est également décrite : matte morte, présence de ripplemarks (indication de l'hydrodynamisme), sable coquillier, sable grossier, sable fin, sable vaseux.

Faune et flore associées

Une attention particulière est portée aux principales espèces accompagnatrices de l'herbier où pouvant être rencontrées au voisinage des sites étudiés : espèces protégées en France (ex. la grande nacre *Pinna nobilis*), menacées, d'intérêt patrimonial ; aux espèces de poissons et d'échinodermes présentant un intérêt commercial pour la pêche ; aux espèces bio-indicatrices (ex. organismes filtreurs et suspensivores, dont l'abondance peut traduire la richesse en MES du milieu).

VII.1.2.3. MESURE DE LA DENSITE DE L'HERBIER

Elle correspond au nombre de faisceaux de Posidonies présents par unité de surface, généralement le mètre carré. La densité varie en fonction de la profondeur et des conditions du milieu (lumière, type de substrat où l'herbier est implanté). Du fait de l'intensité lumineuse élevée près de la surface, un herbier présente des valeurs de densité très élevées dans des secteurs superficiels, alors qu'elles sont beaucoup plus faibles en profondeur (limite inférieure) ou dans des zones présentant une turbidité élevée (Pergent *et al.*, 1995).



Figure 63 : comptage de densité foliaire

La densité est mesurée au hasard dans l'herbier, au moyen d'un quadrat de 20 cm de côté (surface minimale garantissant la représentativité de la mesure in Panayotidis *et al.*, 1981), avec 3 répliques pour chaque balise.

Une classification intégrant la profondeur, a été proposée par Pergent-Martini (1994) et Pergent *et al.* (1995). En effet, la variabilité du facteur densité est expliquée à 54% par la profondeur¹ (qui intègre également la pénétration de la lumière).

Une grille de lecture simplifiée a été proposée et classe l'herbier en quatre catégories, selon les valeurs de densité mesurées en fonction de la profondeur : densité anormale, sub-normale inférieure, normale, et sub-normale supérieure (Tableau suivant).

¹ Les 46% de variabilité restant sont liés à d'autres paramètres comme la turbidité moyenne, la pollution, l'hydrodynamisme ou la nature du substrat (Pergent-Martini, 1994).

Prof	DA	DSI	DN	DSS	Prof	DA	DSI	DN	DSS
1	← 822	↔	934 ↔ 1158	→	21	← 48	↔	160 ↔ 384	→
2	← 646	↔	758 ↔ 982	→	22	← 37	↔	149 ↔ 373	→
3	← 543	↔	655 ↔ 879	→	23	← 25	↔	137 ↔ 361	→
4	← 470	↔	582 ↔ 806	→	24	← 14	↔	126 ↔ 350	→
5	← 413	↔	525 ↔ 749	→	25	← 4	↔	116 ↔ 340	→
6	← 367	↔	479 ↔ 703	→	26		↔	106 ↔ 330	→
7	← 327	↔	439 ↔ 663	→	27		↔	96 ↔ 320	→
8	← 294	↔	406 ↔ 630	→	28		↔	87 ↔ 311	→
9	← 264	↔	376 ↔ 600	→	29		↔	78 ↔ 302	→
10	← 237	↔	349 ↔ 573	→	30		↔	70 ↔ 294	→
11	← 213	↔	325 ↔ 549	→	31		↔	61 ↔ 285	→
12	← 191	↔	303 ↔ 527	→	32		↔	53 ↔ 277	→
13	← 170	↔	282 ↔ 506	→	33		↔	46 ↔ 270	→
14	← 151	↔	263 ↔ 487	→	34		↔	38 ↔ 262	→
15	← 134	↔	246 ↔ 470	→	35		↔	31 ↔ 255	→
16	← 117	↔	229 ↔ 453	→	36		↔	23 ↔ 247	→
17	← 102	↔	214 ↔ 438	→	37		↔	16 ↔ 240	→
18	← 88	↔	200 ↔ 424	→	38		↔	10 ↔ 234	→
19	← 74	↔	186 ↔ 410	→	39		↔	3 ↔ 227	→
20	← 61	↔	173 ↔ 397	→	40		↔	↔ 221	→

Figure 64 : Classification de l'herbier en fonction de la profondeur (Prof., en mètres). DA = densité anormale, DSI = densité sub-normale inférieure, DN = densité normale, DSS = densité sub-normale supérieure (d'après Pergent-Martini, 1994 et Pergent *et al.*, 1995).

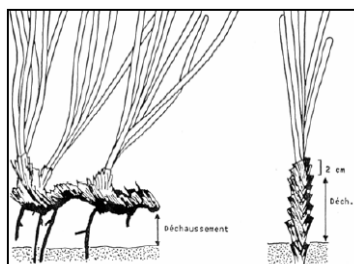
VII.1.2.4. MESURE DU DÉCHAUSSEMENT DES RHIZOMES

Les rhizomes de Posidonie sont caractérisés par une croissance horizontale (rhizomes plagiotropes) et/ou verticale (rhizomes orthotropes). La croissance verticale est à l'origine de l'édification des mattes et permet à la plante de lutter contre l'enfouissement, lié à la sédimentation.

Le déchaussement des rhizomes traduit généralement l'existence d'un déficit sédimentaire de l'herbier. L'observation de ce paramètre permet donc d'apprécier rapidement et assez précisément l'hydrodynamisme d'une zone et les déplacements sédimentaires qui y ont lieu. En outre, un déchaussement important entraîne une fragilisation de l'herbier, ce qui accroît sa vulnérabilité vis à vis des actions de mouillage et de chalutage. La mesure du déchaussement des rhizomes est réalisée selon les conventions définies par Boudouresque *et al.* (1980) :

- Pour les rhizomes plagiotropes, le déchaussement est la distance qui sépare le sédiment de la partie inférieure des rhizomes ;
- Pour les rhizomes orthotropes, le déchaussement est la distance qui sépare le sédiment de la base des feuilles, distance à laquelle on soustrait 2 cm.

Une échelle d'évaluation du déchaussement (faible, moyen, important) est proposée, en fonction des valeurs moyennes mesurées le long des balisages.



Déchaussement (valeurs seuils)	Interprétation
Inférieur à 5 cm	Déchaussement faible
5 – 15 cm	Déchaussement moyen
Supérieur à 15 cm	Déchaussement important

Figure 65 : Echelle d'évaluation du déchaussement en fonction des valeurs moyennes mesurées le long du balisage (d'après le RSP Charbonnel *et al.*, 2000)

VII.1.2.5. MESURE DU RECOUVREMENT DE L'HERBIER

Le recouvrement de l'herbier correspond au pourcentage de couverture du substrat par les feuilles de Posidonies, par rapport aux zones non couvertes (sable, matie morte, roche). Les valeurs de recouvrement varient selon l'état de vitalité de l'herbier. Dans le cas d'un herbier continu, présentant une vitalité élevée, le recouvrement atteint 80 à 100%. Ce recouvrement peut présenter des valeurs beaucoup plus faibles lorsque l'herbier est soumis à des conditions de développement défavorables. Les valeurs diminuent également avec la profondeur (au niveau de la limite inférieure, le recouvrement est généralement compris entre 5 % et 40 %) et avec la proximité de zones perturbées par des aménagements ou des rejets. Le recouvrement varie également de manière naturelle, selon la saison d'observation (du fait de la variation de la longueur des feuilles), ou par exemple, dans des secteurs soumis à un fort hydrodynamisme ou à une hyper-sédimentation.

L'utilisation d'une plaquette de PVC transparente de 30 cm x 30 cm, divisée en un carroyage de 10 cm de côté (9 carreaux au total) permet à l'observateur d'effectuer un comptage du nombre de carreaux occupés par de l'herbier (entre 0 et 9, à un demi-carreau près, cette valeur étant ensuite exprimée en pourcentage). La mesure est réalisée à la verticale du point observé, à 3 mètres au dessus du fond et les points d'échantillonnage sont déterminés de manière aléatoire au sein des stations.

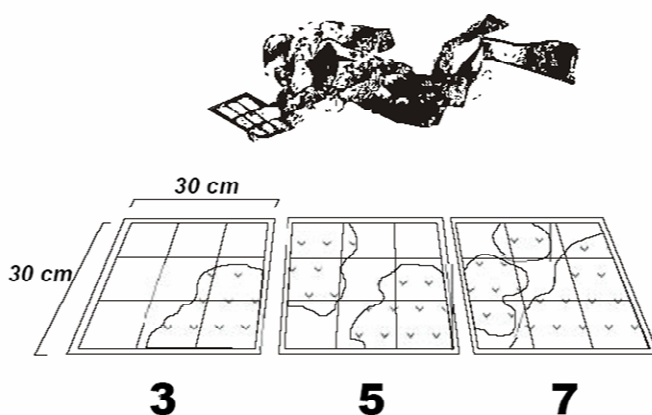


Figure 66 : méthode d'évaluation du recouvrement d'après Gravez et al. 1995

Une échelle d'évaluation du recouvrement (faible, moyen, fort) est proposée, en fonction des valeurs moyennes mesurées, le long des balisages. Les valeurs seuils considérées par cette échelle sont différentes selon la position de la limite (supérieure ou inférieure), puisque le recouvrement diminue de façon naturelle avec la profondeur.

Pourcentage de recouvrement (valeurs seuils)		
Limite supérieure	Limite inférieure	Interprétation
Inférieur à 40%	Inférieur à 20 %	Faible recouvrement
40 % à 80 %	20 % à 50 %	Recouvrement moyen
Supérieur à 80 %	Supérieur à 50 %	Fort recouvrement

Figure 67 : Interprétation de la vitalité de l'herbier (tendance à la progression) en fonction des pourcentages moyens mesurés le long des balisages en limite d'herbier (d'après le RSP Charbonnel et al., 2000)

VII.1.2.6. ETAT DE VITALITE DU CORALLIGENE

1 station a été définie pour le suivi de l'état de vitalité du coralligène.

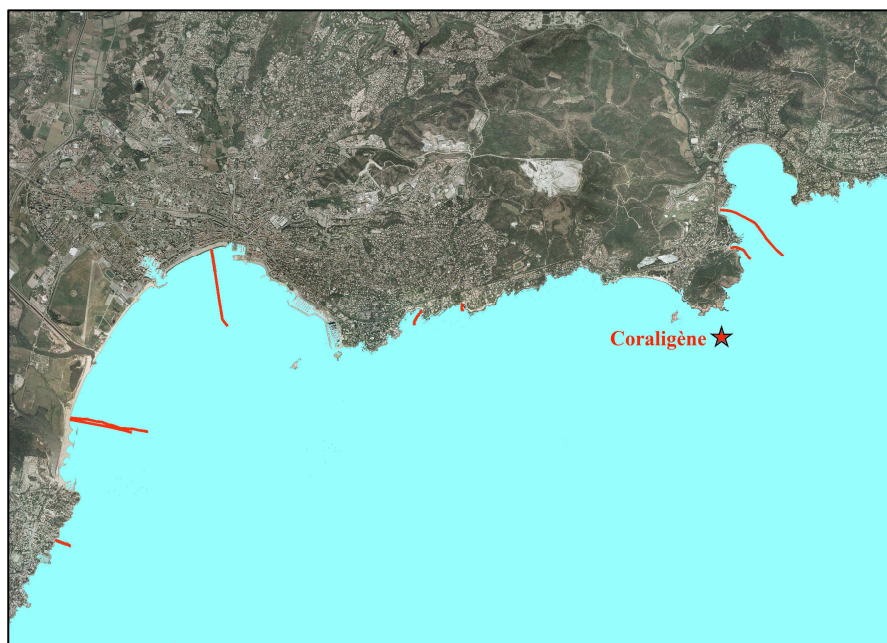


Figure 68 : Station de suivi du coralligène.

L'état de santé du coralligène a été évalué à partir de la présence des gorgonaires qui sont susceptibles de subir des dégâts importants en cas de réchauffement des eaux, de proliférations d'algues filamenteuses ou de pollutions chimiques.

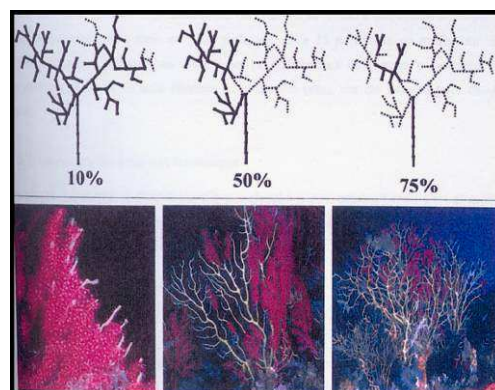
La méthode de recensement employée a été élaborée par les scientifiques du Centre d'Océanologie de Marseille suite à l'épisode de mortalité massive décrit par Perez *et al.* (2000), qui s'est produit en 1999, en Ligurie et sur les côtes de Provence.

Trois paramètres ont été systématiquement notés pour chaque gorgone :

- (1) Nécrose
- (2) Recouvrement par les algues
- (3) taille / dégradation

(1) **Le taux de nécrose** sera classé en 6 catégories :

- 0 : colonie nécrosée, colonie entièrement recouverte
- 1 : 75-99% de la colonie nécrosée/recouverte
- 2 : 50-74% de la colonie nécrosée/recouverte
- 3 : 25-49% de la colonie nécrosée/recouverte
- 4 : 10-24% de la colonie nécrosée/recouverte
- 5 : 0-9% de la colonie nécrosée/recouverte

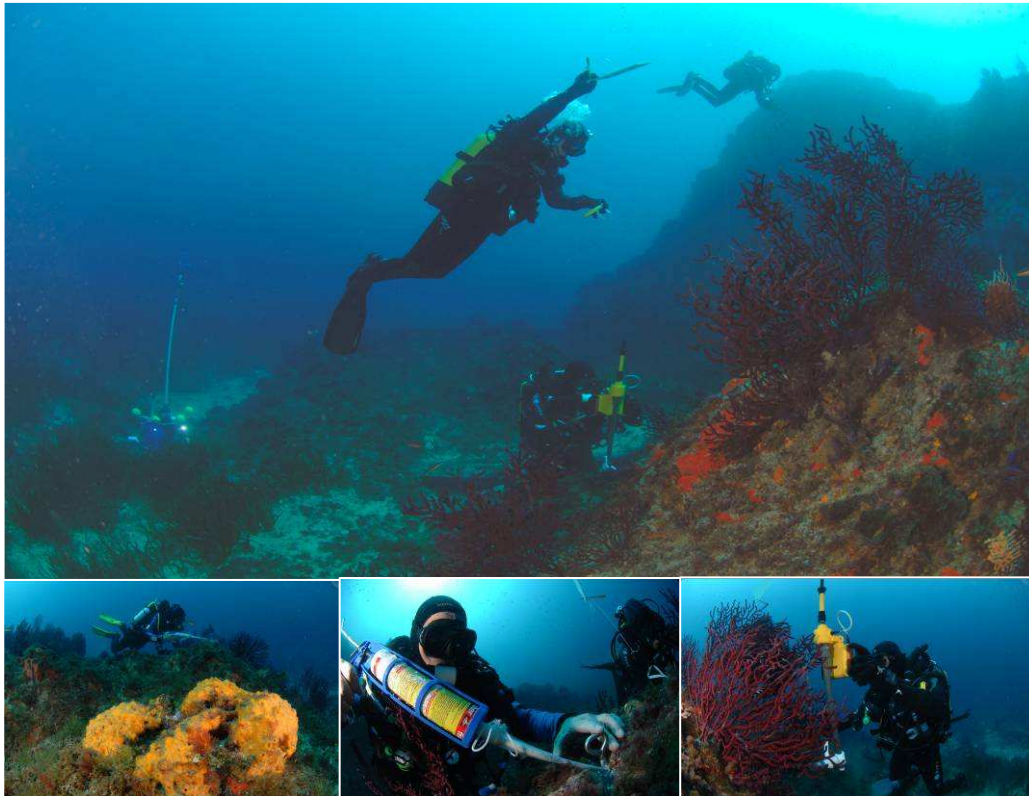


(2) **Colonisation** des axes dénudés des gorgones par des organismes vivants. Elle permet d'avoir une estimation de la date de la nécrose. L'échelle utilisée est la suivante :

- N : le squelette est nu ; la nécrose est récente.
- C : le squelette est colonisé par des algues et des bryozoaires ; la nécrose est alors plus ancienne.
- N et C : on observe, sur une même colonie, une partie de l'axe nu et une autre partie colonisée ; ceci peut être dû à une colonisation en plusieurs phases.

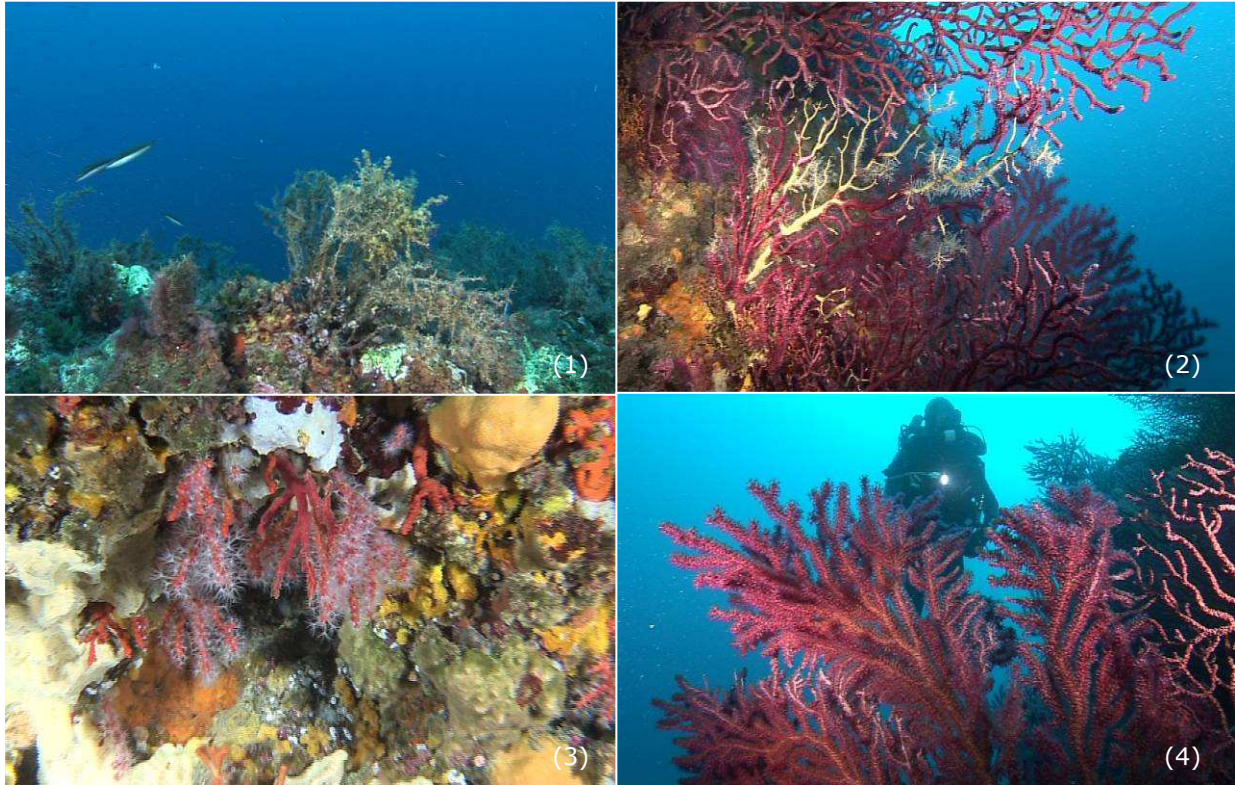
(3) **Classe de taille** - Les colonies ont été mesurées avec un mètre au cm près. Ces données permettront de dresser les histogrammes de distribution des tailles de chaque peuplement étudié. Il sera également noté toute information de dégradation mécanique des gorgones.

Une description des espèces colonisant les fonds de coralligène à proximité sera également faite et intégrée à l'analyse écologique



VII.2. RESULTATS

VII.2.1. CARTOGRAPHIE EN RADE D'AGAY

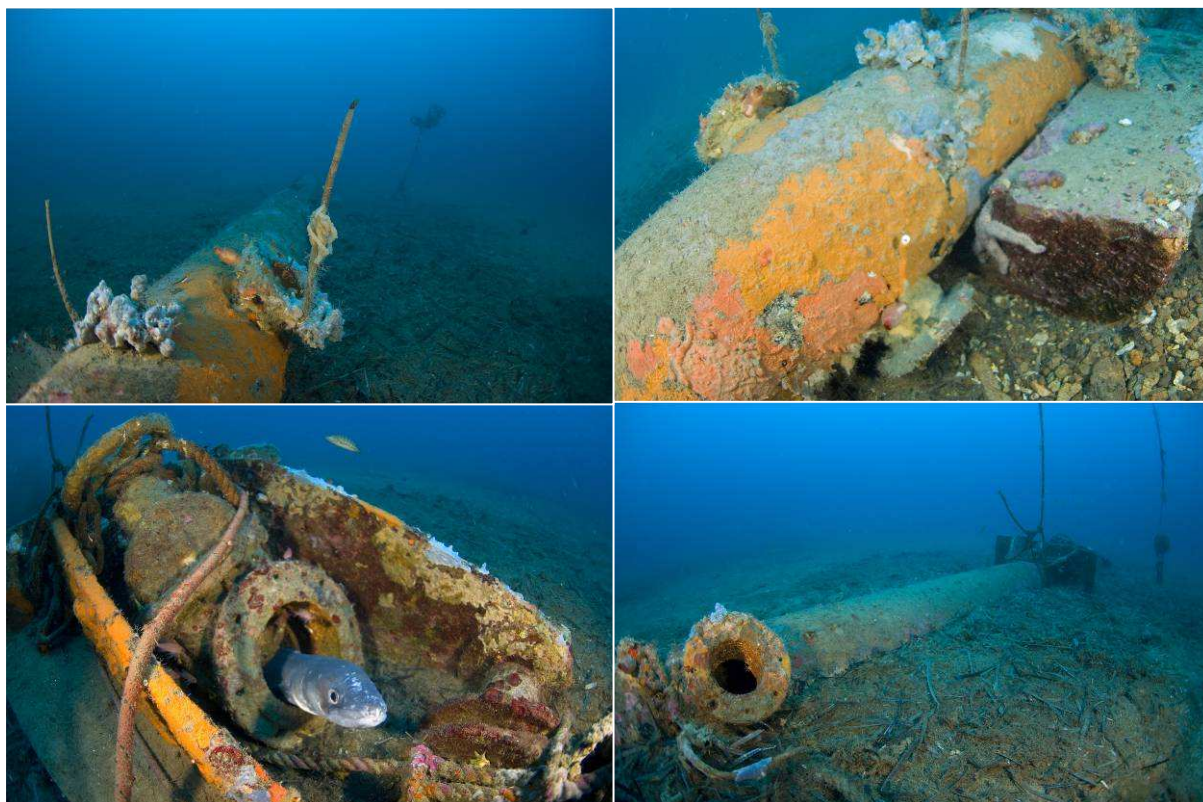


La zone d'étude sur la partie Rade d'Agay est remarquable en terme biocénotique. Un coralligène riche, bien connu des plongeurs, est présent en particulier sur la partie Ouest (Cap du Dramont). Les espèces telles que les gorgones rouges (*Paramuricea clavata* (4)) ou le corail rouge (*corallium rubrum* (3)) y sont bien représentées. On y trouve également *Cystoseira zosteroides* (1). Les pressions sur ce milieu semblent essentiellement la destruction mécanique des grandes gorgones sur les sites fortement fréquentés. Des nécroses récentes (2) ont également été observées en Octobre 2009 qui pourraient témoigner d'un réchauffement prolongé de l'eau durant l'été 2009, témoignant d'une fragilité de ces espèces.



Si de nombreux juvéniles (principalement petits labridés) ont été observés dans l'herbier en rade d'Agay, le coralligène permet un abri pour de nombreux mérou (*Epinephelus marginatus*) (1) 12 gros individus observés sur la durée de la mission. A proximité nous avons également observé quelques pélagiques comme les Sérioles (*Seriola dumerili*) (2).

VII.2.1.1. EMISSAIRE D'AGAY



Lors de nos plongées sur l'émissaire d'Agay celui-ci ne rejetait ses effluents que sur les premiers diffuseurs. Un gros congre (*Conger conger*) en a profité pour élire domicile à l'extrémité de l'émissaire



Rejet des effluents d'Agay sur une zone de détritique côtier faiblement envasé vers - 49m de fond.



L'émissaire d'Agay rentre en contact avec l'herbier de Posidonie vers -27m de fond. L'herbier est régressif (1) sur 50m avec présence de Matte morte. Plus en amont (2), bien que l'herbier se densifie il est fortement epiphyté, mais peu déchaussé. La mise en place de l'émissaire, au-delà de -20m de fond, semble avoir eu peu d'impact sur l'herbier celui-ci étant resté en contact. En revanche sur une grande portion (environ 200m) une tranchée (4) de 6m de largeur a été réalisée dans l'herbier afin de tracer l'émissaire.

Autre impact les corps morts (3) des bouées délimitant la zone des 300m sont chaque année enlevés pour être remis l'année suivante. Ces corps morts entraînent une dégradation de l'herbier par frottement de la chaîne. De plus ces corps morts étant rejetés au hasard il arrive qu'ils tombent sur ou à proximité de l'émissaire avec un risque de dégradation de celui-ci.

VII.2.1.2. EMISSAIRE DE CAMP LONG

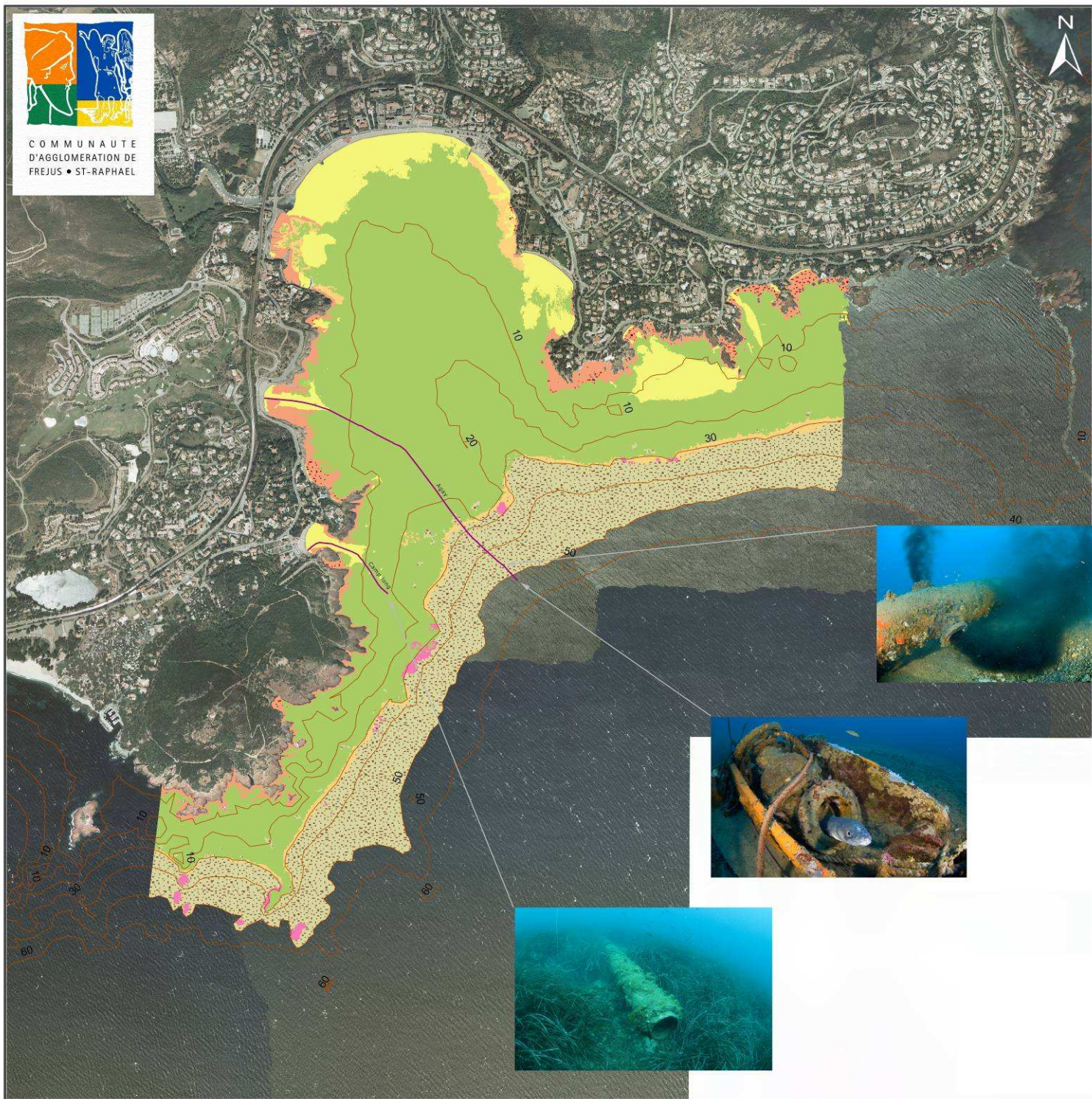


L'émissaire de Camp long se rejette vers -20m de fond. Son rejet bien que situé dans l'herbier ne semble pas avoir d'impacts sur celui-ci.

De même sur son tracé l'herbier reste à son contact.

Dans les petits fonds il est à noter la présence de tronçons d'émissaire abandonnés. La communauté d'agglomération de Fréjus Saint-Raphaël a prévu de les faire enlever



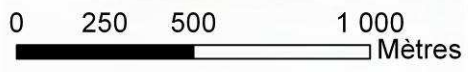


Rade d'Agay

Biocénoses marines - Année 2009

Légende

- Enrochement
- Herbier de Posidonie
- Herbier de Posidonie clairsemé
- Matte morte
- Cymodocea nodosa
- Sable fin
- Sable grossier
- Roche à algues photophiles
- Petits blocs rocheux à algues photophiles
- Coralligène
- Détritique côtier
- Détritique côtier envasé
- Vase



Echelle 1 / 15 000

Cette carte fait partie intégrante de l'étude "Etablissement de l'état de référence et des modalités de suivi de la qualité du milieu marin, au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay, en liaison avec leurs modernisations et leurs remises aux normes" commandée par l'agglomération de Fréjus - Saint Raphaël à la société Andromède Oceanologie.

Elle a été réalisée à partir de :
 - BD Ortho de l'IGN 2005
 - Campagne d'acquisition en mer réalisée en Juin 2009 par Andromède Oceanologie
 - Données bathymétriques du SHOM

Projection conique conforme, Lambert III carto



VII.2.2. CARTOGRAPHIE GOLFE DE FREJUS SAINT-RAPHAËL ET LITTORAL DE BOULOURIS



Cette partie de la zone d'étude est essentiellement sédimentaire. Le rejet de l'Argent apporte un important flux de particules fines qui conditionne les biocénoses marines du Golfe de Fréjus Saint Raphaël. Un envasement progressif d'Ouest en Est est observé dans les petits fonds.



A proximité Est de la zone d'étude, sur le Lion de Mer un coralligène très riche est observé particulièrement remarquable par sa densité de corail rouge (*Corallium rubrum*). De même que sur Agay nos observations en Octobre ont montrés une dégradation des grandes gorgones qui semble être due au réchauffement prolongée des eaux durant l'été 2009.

Andromède Océanologie - 163, rue Auguste Broussonnet - 34 090 Montpellier

Tel : 04 67 66 32 48 Fax : 04 67 41 93 34 E-mail : contact@andromede-ocean.com



L'herbier de posidonie a été observé uniquement sur l'Ouest de la zone d'étude. C'est un herbier situé entre ou sur de la roche à algues photophiles dont la limite inférieure est située entre -10m et -15m.



Bien plus à l'est de la zone d'étude, à proximité des cages aquacoles, l'herbier est fortement impacté. On y observe de vastes zones de matte morte notamment liées à l'aménagement du port de Santa Lucia ainsi qu'un front d'envasement sur ce secteur. Lors de nos plongées au printemps l'herbier était étouffé par une algue filamenteuse dont l'espèce n'a pas été déterminée. Il semble intéressant de suivre cette prolifération ainsi que son impact sur l'herbier déjà fragilisé sur ce secteur



Un émissaire a été suivi à proximité de la plage du veillat. Il se rejette vers -17m sur un fond vaseux. En remontant l'émissaire nous nous sommes aperçu qu'il était découpé sur 1m de long à -3m de fond à proximité immédiate de la plage.



L'émissaire de Playa se jette vers -28m sur un fond de vase. Situé dans le golfe de Fréjus Saint-Raphaël, à l'Est en dehors de notre zone d'étude, c'est un émissaire toujours en fonctionnement qui nous semble important de suivre en raison de son rejet dans une zone où l'hydrodynamisme est faible.

VII.2.2.1. EMISSAIRE DU TOUKAN



L'émissaire de Toukan se rejette par -8m à proximité du petit port d'Arène grosse. Il ne semble pas avoir d'impact sur l'herbier de posidonie. L'émissaire a été enfoui par les mouvements sédimentaires, seul le T du débouché est encore visible.

Plus en amont il longe un autre émissaire avant de parcourir une zone de roche à algues photophiles.

VII.2.2.2. EMISSAIRE DE PEGUIERE

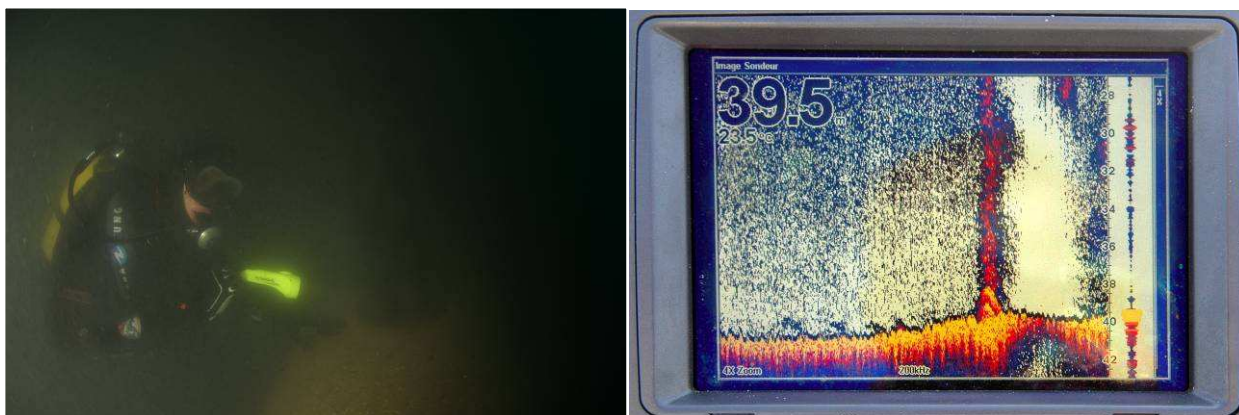


Un ancien émissaire a été observé à proximité de celui de la Péguière qui ne semble pas en activité. Il est à confirmer si c'est bien celui du centre de thalassothérapie. On remarque sur la photographie aérienne son impact sur l'herbier qui a été détruit lors de sa mise en place



L'émissaire de Péguière de même que celui de Toukan est enseveli sur sa dernière portion par les mouvements sédimentaires. On ne distingue que le T de son débouché, il se rejette sur une zone de sable grossier à proximité d'un herbier en tâche sans impact apparent sur celui-ci.

VII.2.2.3. EMISSAIRES REYRAN 900 ET 700



Les deux rejets des émissaires de Reyran 700 et 900 sont visibles de la surface bien que le rejet de reyran900 soit à -45m de fond. On le localise également nettement sur l'écran du sondeur. Nos plongées sur cette zone n'ont pas été évidentes en raison de la forte turbidité, visibilité bien souvent inférieure à 1 mètre.



Dans le cas d'une bonne visibilité le rejet de Reyran 900 est impressionnant. Un effluent noir fortement particulaire y était rejeté lors de nos plongées. De nombreux poissons sont présents à proximité (congre, loup, sar, mullet)

Les fonds à proximité sont essentiellement vaseux.

VII.2.2.4. EMISSAIRE DE BALZAC



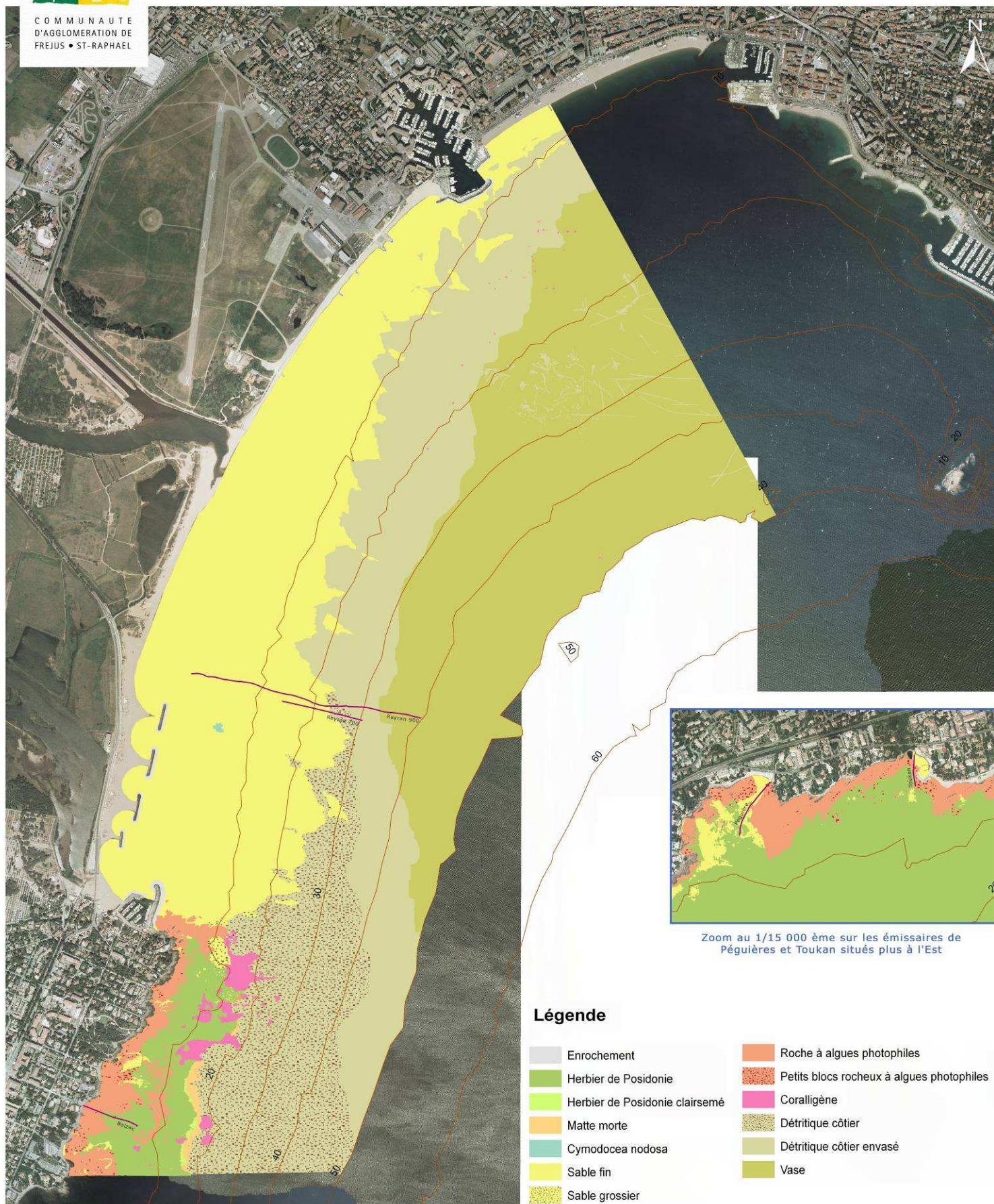
L'émissaire de Balzac se rejette par -8m de fond sur une zone de sable grossier. Il ne semble pas avoir d'impact sur l'herbier de posidonie à proximité.



COMMUNAUTÉ
D'AGGLOMÉRATION DE
FRÉJUS • ST-RAPHAËL

Golfe de Fréjus Saint-Raphaël

Biocénoses marines - Année 2009



Cette carte fait partie intégrante de l'étude "Etablissement de l'état de référence et des modalités de suivi de la qualité du milieu marin, au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay, en liaison avec leurs modernisations et leurs remises aux normes" commandée par l'agglomération de Fréjus - Saint Raphaël à la société Andromède Oceanologie.

Elle a été réalisée à partir de :
- BD Ortho de l'IGN 2005
- Campagne d'acquisition en mer réalisée en Juin 2009 par Andromède Oceanologie
- Données bathymétriques du SHOM

Projection conique conforme, Lambert III carto

0 250 500 1 000
Mètres

Echelle 1 / 15 000



VII.2.3. SUIVI DES HERBIERS DE POSIDONIE

Cette étude se focalise sur la caractérisation de la limite inférieure de l'herbier de posidonie. L'effort de caractérisation ne porte pas sur la totalité du linéaire côtier mais sur des zooms préalablement définis en concertation avec le chargé de mission, le rapporteur scientifique du site et le responsable scientifique de l'étude des biocénoses.

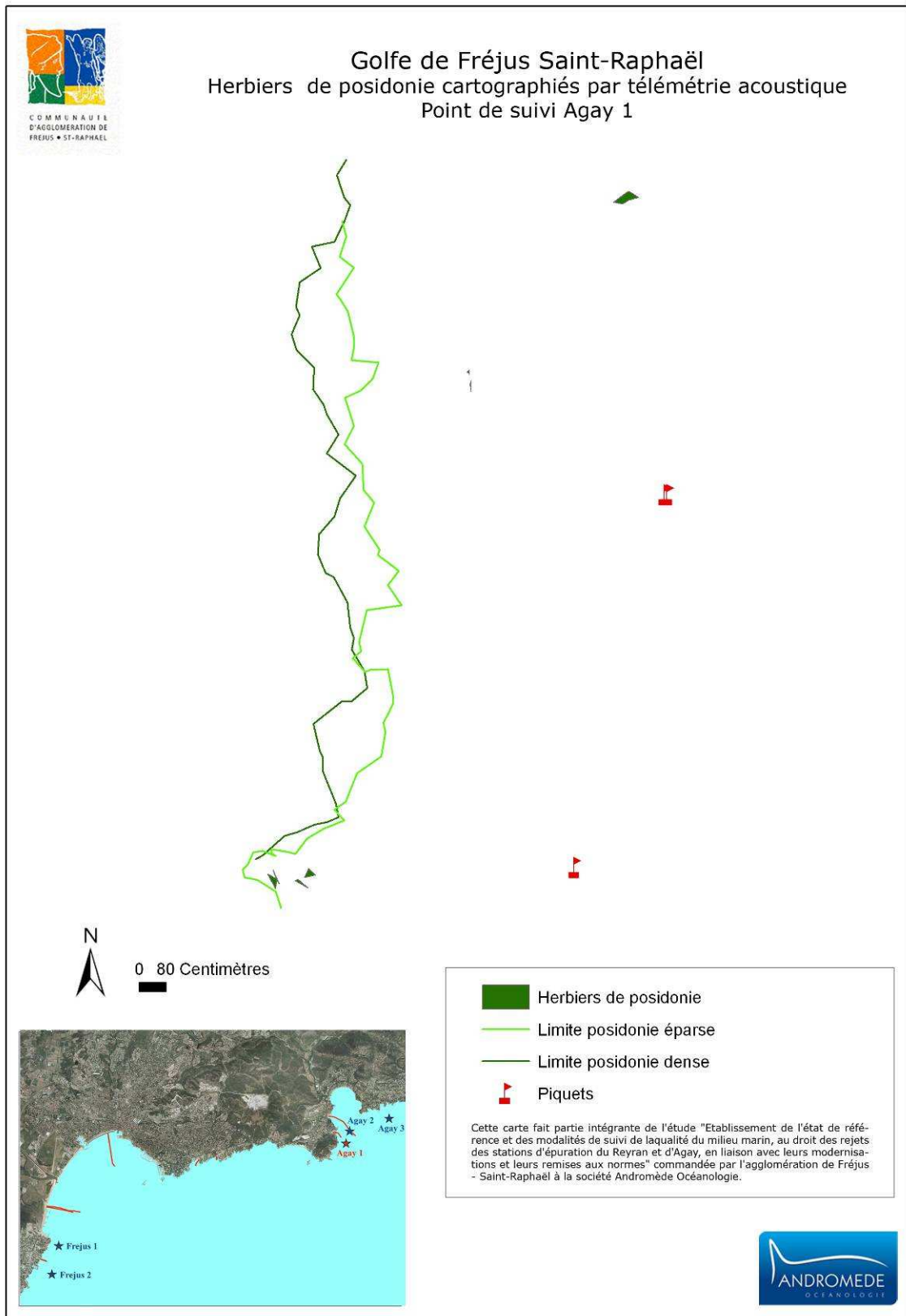
Cinq sites ont ainsi été sélectionnés : 3 sites au niveau de la baie d'Agay et 2 sites sur la baie de Fréjus.

VII.2.3.1. AGAY 1

Lieu	Sortie rade Agay Ouest
Date de l'étude	26/09/09
Latitude	43 24'58.569 N
Longitude	6 51'48,092 E
Morphologie générale de l'herbier	Herbier continu
Type de limite	Limite inférieure franche avec frange de posidonie éparsée en limite inférieure
Profondeur	29 m
Présence de structures érosives	Herbier juste au dessus d'un tombant de coralligène
Type de substrat	Détritique côtier à rhodolithes
Proportion de rhizomes plagiotropes	10%
Remarque	Herbier fortement épiphyté Présence de <i>Pinna nobilis</i>
Position des piquets	- Piquet 1 : à proximité d'une <i>Pinna nobilis</i> , sur un relai de coralligène (coté large). Flotteur rouge fixé au piquet. - Piquet 2 : Sur relief rocheux pyramidal bien reconnaissable (coté large)

Tableau 75 : Situation générale – zone Agay 1

Cartographie par télémétrie acoustique de l'herbier de posidonie



Etat de vitalité de l'herbier de Posidonie (annexe 9)

Densité

Parmi les 20 relevés effectués au niveau de la zone, les valeurs de densité de l'herbier de Posidonie s'échelonnent de 75 à 350 faisceaux/m², la densité moyenne sur l'ensemble des relevés s'élève à 210,5 faisceaux/m².

D'après le modèle de classification des densités présenté dans PERGENT & al. (1995), la densité moyenne de faisceaux obtenue sur l'ensemble des relevés est identifiée comme densité normale.

Taux de recouvrement

Le recouvrement moyen de l'herbier de Posidonie estimé au niveau du balisage installé s'élève à 50%. Le recouvrement présente des valeurs moyennes et hétérogènes suivant le système de classification de Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000). L'herbier en limite inférieure présente donc un recouvrement moyen.

Déchaussement

Parmi les 20 relevés effectués, les valeurs de déchaussement des rhizomes évoluent de 3 à 13 cm. Les valeurs sont toutes positives dénotant un déchaussement. Le déchaussement moyen atteint 8,3 cm. Suivant la classification adoptée par le Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000), le déchaussement est moyen.

En conclusion, l'herbier en limite inférieure présente :

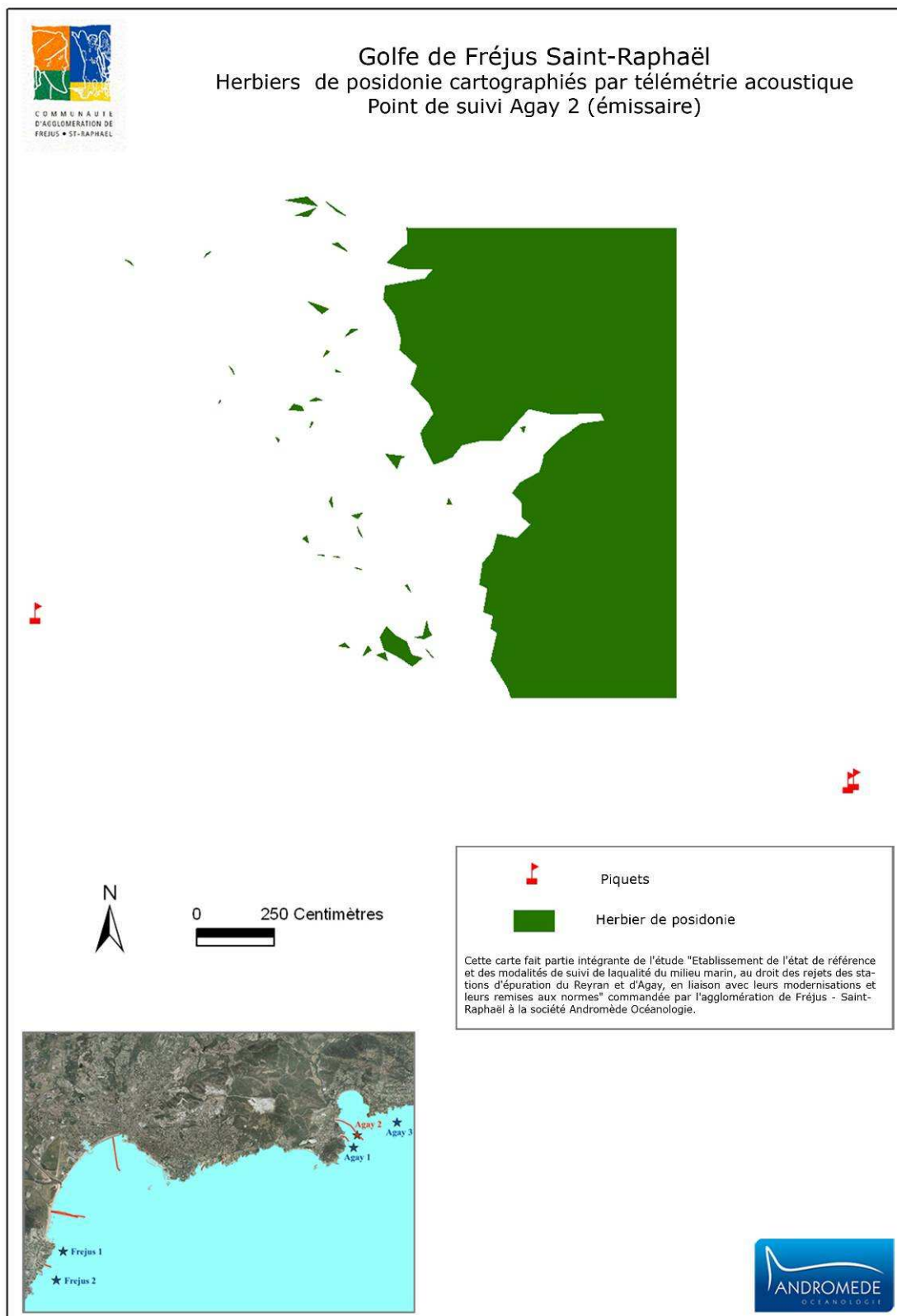
- **une densité normale**
- **un taux moyen de recouvrement**
- **un déchaussement moyen.**

VII.2.3.2. AGAY 2

Lieu	Proximité de l'émissaire d'Agay
Date de l'étude	26/09/09
Latitude	43 25' 12.407 N
Longitude	6 51' 54.878 E
Morphologie générale de l'herbier	Herbier continu
Type de limite	Limite inférieure épars le long de l'émissaire (coté ouest)
Profondeur	30 m
Présence de structures érosives	Emissaire
Type de substrat	Détritique côtier
Proportion de rhizomes plagiotropes	0%
Remarques	Présence d'un pneu lesté d'une chaine à proximité de l'émissaire (ouest)
Position des piquets	Piquet 1 :

Tableau 76 : Situation générale – zone Agay 2

Cartographie par télémétrie acoustique de l'herbier de posidonie



Etat de vitalité de l'herbier de Posidonie (annexe 9)

Densité

Parmi les 20 relevés effectués au niveau de la zone, les valeurs de densité de l'herbier de Posidonie s'échelonnent de 50 à 450 faisceaux/m², la densité moyenne sur l'ensemble des relevés s'élève à 172,5 faisceaux/m².

D'après le modèle de classification des densités présenté dans PERGENT & al. (1995), la densité moyenne de faisceaux obtenue sur l'ensemble des relevés est identifiée comme densité normale.

Taux de recouvrement

Le recouvrement moyen de l'herbier de Posidonie estimé au niveau du balisage installé s'élève à 50%. Le recouvrement présente des valeurs moyennes et hétérogènes suivant le système de classification de Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000). L'herbier en limite inférieure présente donc un recouvrement moyen.

Déchaussement

Parmi les 20 relevés effectués, les valeurs de déchaussement des rhizomes évoluent de 0 à 13 cm. Les valeurs sont toutes positives dénotant un déchaussement. Le déchaussement moyen atteint 5,0 cm. Suivant la classification adoptée par le Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000), le déchaussement est moyen.

En conclusion, l'herbier en limite inférieure présente

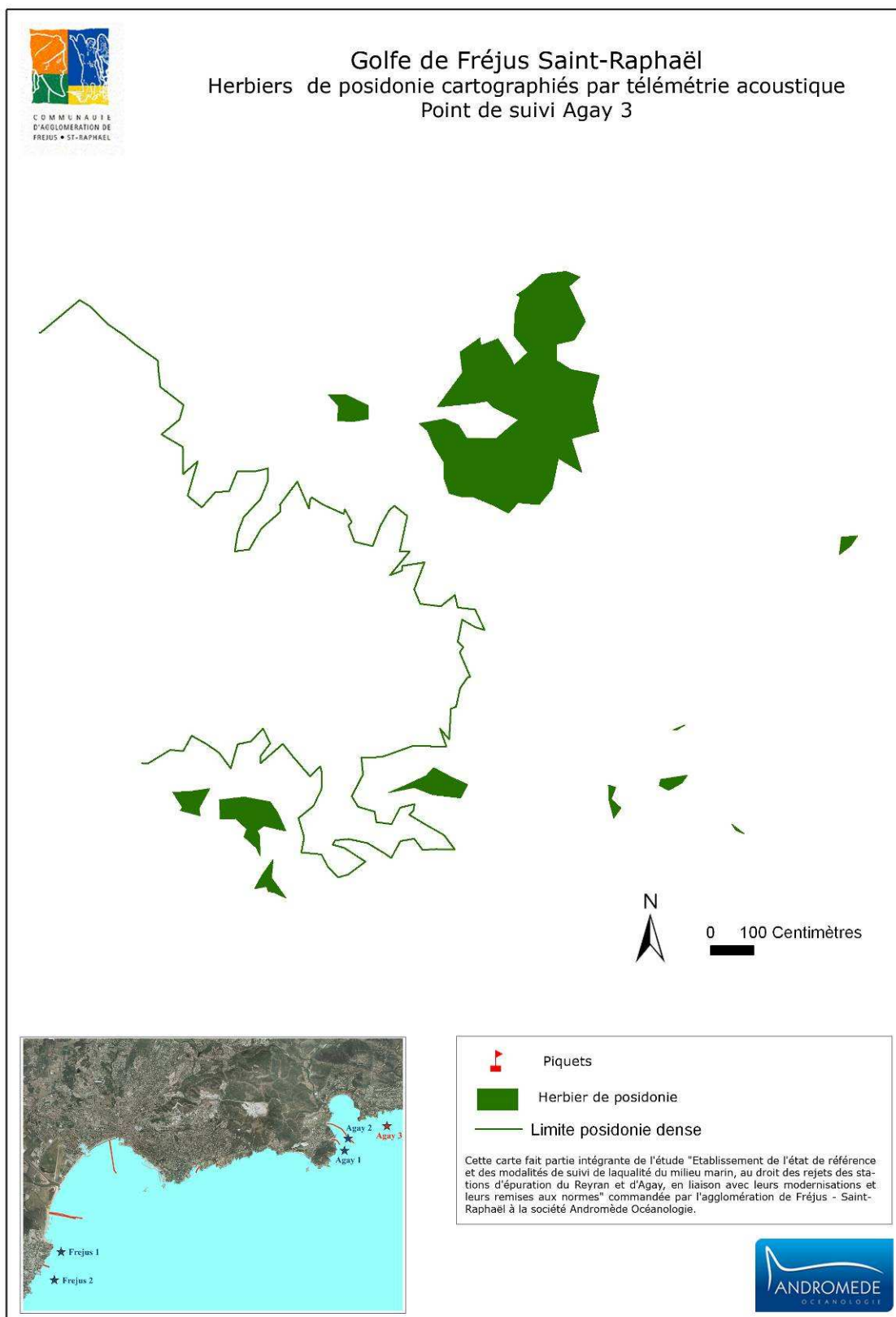
- **une densité normale**
- **un taux moyen de recouvrement**
- **un déchaussement moyen.**

VII.2.3.3. AGAY 3

Lieu	Sortie rade d'Agay Est
Date de l'étude	26/09/09
Latitude	43 25' 24.318 N
Longitude	6 52' 57.944 E
Morphologie générale de l'herbier	Herbier continu
Type de limite	Limite franche avec ilots de posidonie éparse en limite inférieure
Profondeur	29 m
Présence de structures érosives	Abs
Type de substrat	Détritique côtier
Proportion de rhizomes plagiotropes	5%
Remarques	Pinna nobilis en limite inférieure de l'herbier Un caillou 30x20 cm marque le lieu

Tableau 77 : Situation générale – zone Agay 3.

Cartographie par télémétrie acoustique de l'herbier de posidonie



Etat de vitalité de l'herbier de Posidonie (annexe 9)

Densité

Parmi les 20 relevés effectués au niveau de la zone, les valeurs de densité de l'herbier de Posidonie s'échelonnent de 25 à 275 faisceaux/m², la densité moyenne sur l'ensemble des relevés s'élève à 173,7 faisceaux/m².

D'après le modèle de classification des densités présenté dans PERGENT & al. (1995), la densité moyenne de faisceaux obtenue sur l'ensemble des relevés est identifiée comme densité normale.

Taux de recouvrement

Le recouvrement moyen de l'herbier de Posidonie estimé au niveau du balisage installé s'élève à 70%. Le recouvrement présente des valeurs moyennes et hétérogènes suivant le système de classification de Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000). L'herbier en limite inférieure présente donc un recouvrement moyen.

Déchaussement

Parmi les 20 relevés effectués, les valeurs de déchaussement des rhizomes évoluent de 3 à 13 cm. Les valeurs sont toutes positives dénotant un déchaussement. Le déchaussement moyen atteint 8,3 cm. Suivant la classification adoptée par le Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000), le déchaussement est moyen.

En conclusion, l'herbier en limite inférieure présente

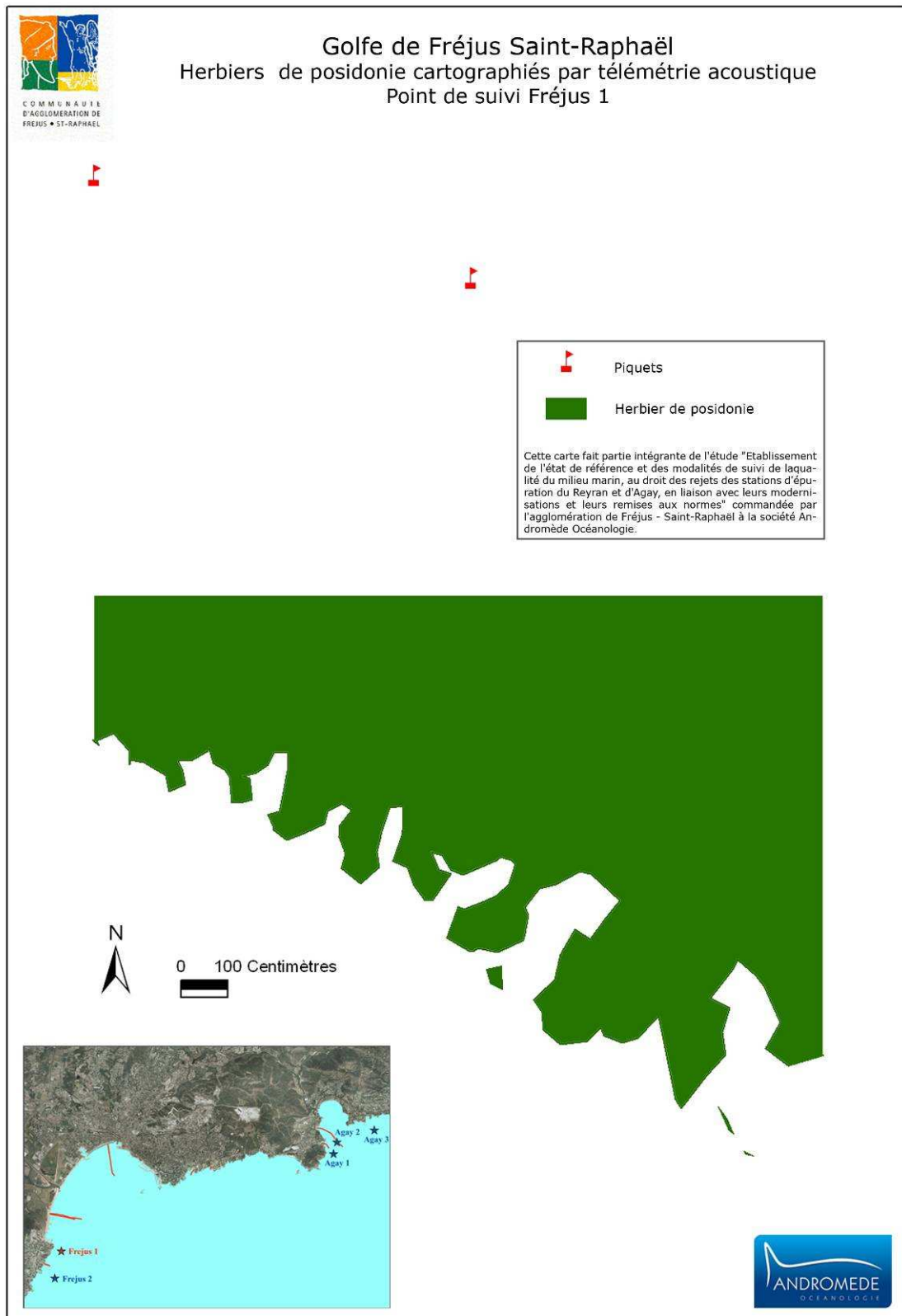
- **une densité normale**
- **un taux moyen de recouvrement**
- **un déchaussement moyen.**

VII.2.3.4. FREJUS 1

Lieu	Ouest de la baie de Fréjus
Date de l'étude	27/09/09
Latitude	43 23' 19.112 N
Longitude	6 44' 7.577 E
Morphologie générale de l'herbier	Herbier continu (fortement envasé)
Type de limite	Limite franche
Profondeur	16,5 m
Présence de structures érosives	Herbier entre deux avancées de rocheuses.
Type de substrat	Matt e morte fortement envasée
Proportion de rhizomes plagiotropes	0%
Remarques	Forte pente Forte turbidité des eaux
Position des piquets	Les deux piquets sont sur les deux avancées rocheuses

Tableau 78 : Situation générale – zone Fréjus 1

Cartographie par télémétrie acoustique de l'herbier de posidonie



Etat de vitalité de l'herbier de Posidonie (annexe 9)

Densité

Parmi les 20 relevés effectués au niveau de la zone, les valeurs de densité de l'herbier de Posidonie s'échelonnent de 200 à 425 faisceaux/m², la densité moyenne sur l'ensemble des relevés s'élève à 332,5 faisceaux/m².

D'après le modèle de classification des densités présenté dans PERGENT & al. (1995), la densité moyenne de faisceaux obtenue sur l'ensemble des relevés est identifiée comme densité normale.

Taux de recouvrement

Le recouvrement moyen de l'herbier de Posidonie estimé au niveau du balisage installé s'élève à 60%. Le recouvrement présente des valeurs moyennes et hétérogènes suivant le système de classification de Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000). L'herbier en limite inférieure présente donc un recouvrement moyen.

Déchaussement

Parmi les 20 relevés effectués, les valeurs de déchaussement des rhizomes évoluent de 2 à 5 cm. Les valeurs sont toutes positives dénotant un déchaussement. Le déchaussement moyen atteint 3,6 cm. Suivant la classification adoptée par le Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000), le déchaussement est faible.

En conclusion, l'herbier en limite inférieure présente

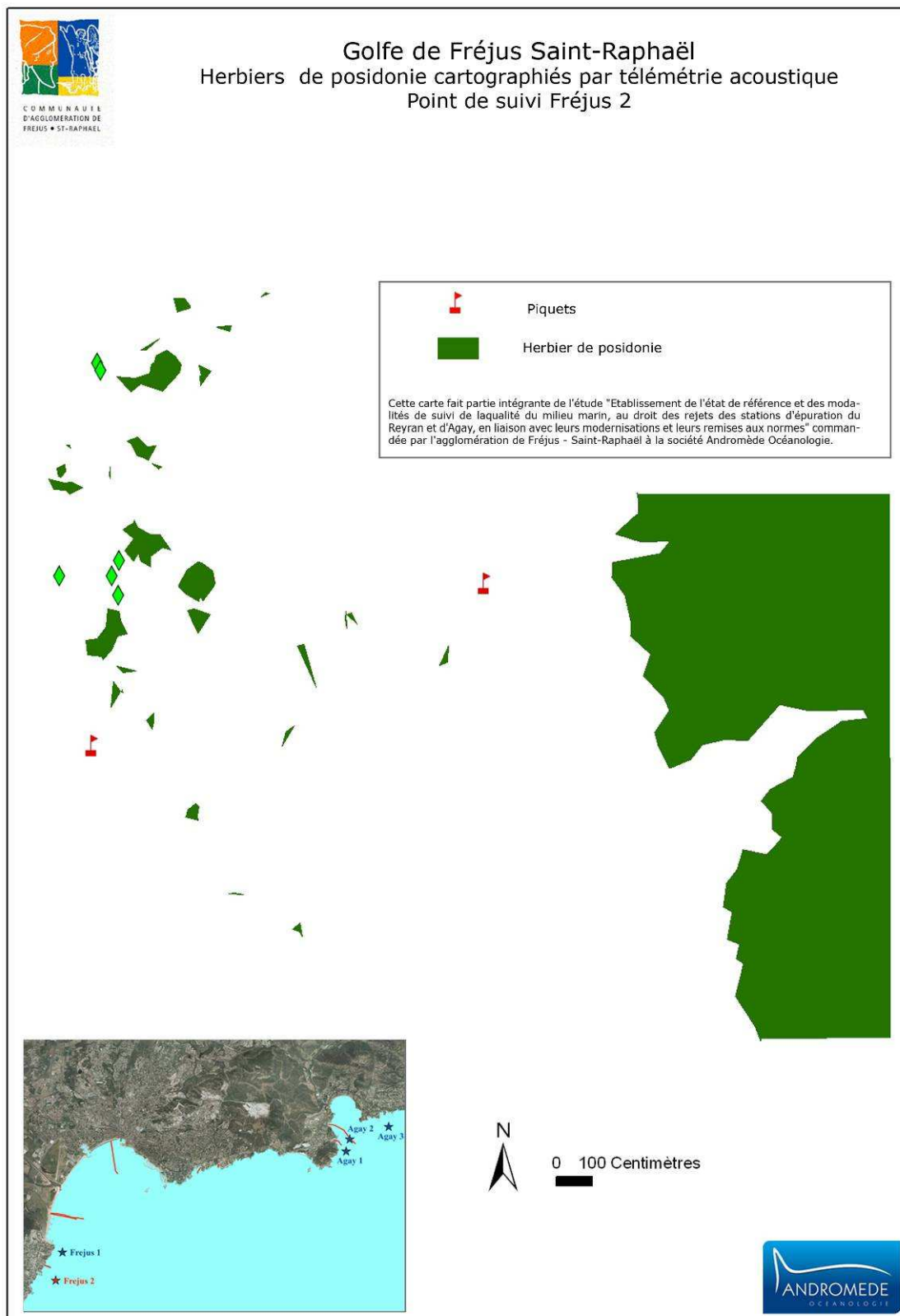
- **une densité normale**
- **un taux moyen de recouvrement**
- **un déchaussement faible.**

VII.2.3.5. FREJUS 2

Lieu	Extrême Ouest de la baie de Fréjus
Date de l'étude	27/09/09
Latitude	43 22' 46.908 N
Longitude	6 43' 54.471 E
Morphologie générale de l'herbier	Herbier continu
Type de limite	Limite inférieure régressive en petite taches isolés
Profondeur	16,5 m
Présence de structures érosives	Tombant de matte morte entre bande rocheuse à l'ouest et relief coralligène à l'est
Type de substrat	Matte morte
Proportion de rhizomes plagiotropes	0%

Tableau 79 : Situation générale – zone Fréjus 2.

Cartographie par télémétrie acoustique de l'herbier de posidonie



Etat de vitalité de l'herbier de Posidonie (annexe 9)

Densité

Parmi les 20 relevés effectués au niveau de la zone, les valeurs de densité de l'herbier de Posidonie s'échelonnent de 75 à 275 faisceaux/m², la densité moyenne sur l'ensemble des relevés s'élève à 150 faisceaux/m².

D'après le modèle de classification des densités présenté dans PERGENT & al. (1995), la densité moyenne de faisceaux obtenue sur l'ensemble des relevés est identifiée comme densité subnormale inférieure.

Taux de recouvrement

Le recouvrement moyen de l'herbier de Posidonie estimé au niveau du balisage installé s'élève à 40%. Le recouvrement présente des valeurs moyennes et hétérogènes suivant le système de classification de Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000). L'herbier en limite inférieure présente donc un recouvrement moyen.

Déchaussement

Parmi les 20 relevés effectués, les valeurs de déchaussement des rhizomes évoluent de 2 à 5 cm. Les valeurs sont toutes positives dénotant un déchaussement. Le déchaussement moyen atteint 2,8 cm. Suivant la classification adoptée par le Réseau de Surveillance Posidonie (CHARBONNEL & al., 2000), le déchaussement est faible.

En conclusion, l'herbier en limite inférieure présente

- **une densité subnormale inférieure**
- **un taux moyen de recouvrement**
- **un déchaussement faible.**

VII.2.4. SUIVI DU CORALIGÈNE

Cette étude se focalise sur la caractérisation du coralligène et l'évaluation de son état de conservation. L'effort de caractérisation ne porte pas sur la totalité du linéaire côtier mais sur un zoom préalablement défini en concertation avec le chargé de mission, le rapporteur scientifique du site et le responsable scientifique de l'étude des biocénoses.

VII.2.4.1. DESCRIPTION DU SITE

Le site sélectionné se situe au large de la pointe de l'Esquive de l'Ay (Figure 50).

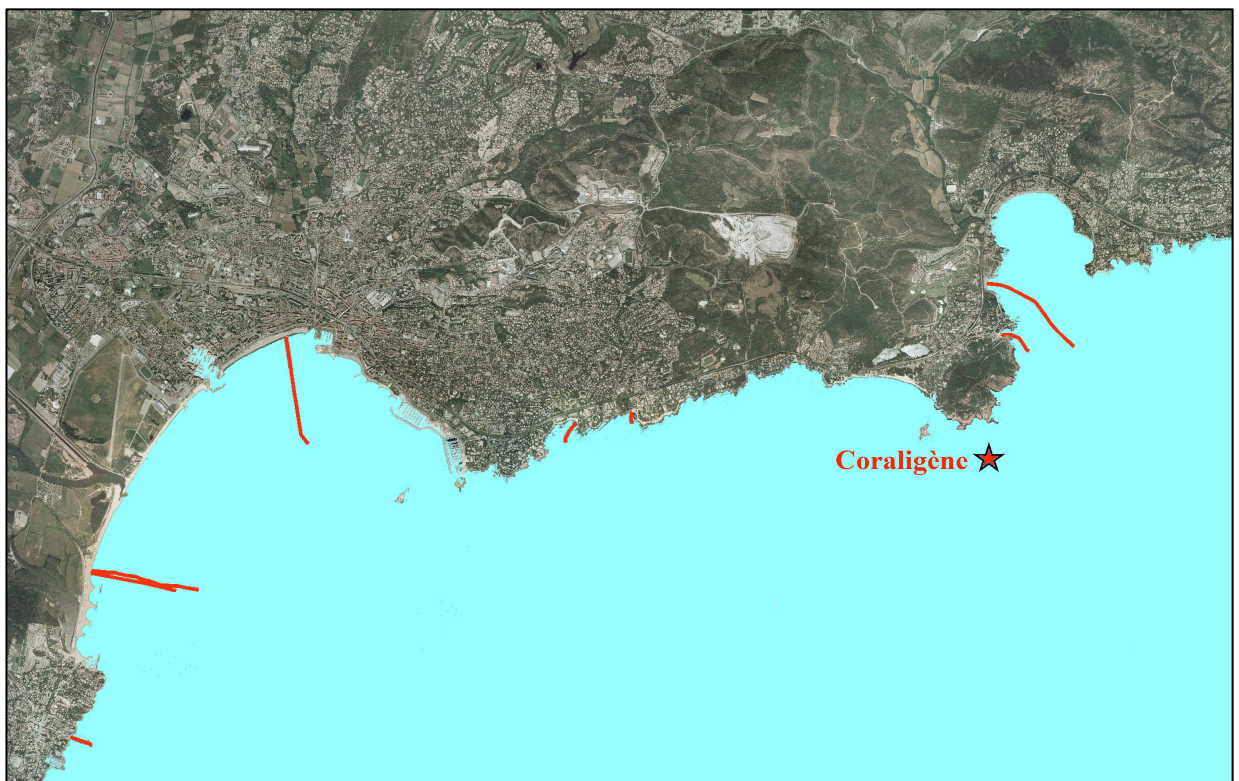


Figure 69 : Position du site de suivi du coralligène.

Position GPS (WGS 84): **43 24' 28.076" N**
6 51' 18.848" E

Le site est facilement reconnaissable. Il s'agit d'une roche isolée sur un fond de 43 m. Le sommet de cette roche culmine à - 16 m. Cette roche à coralligène est fortement colonisée par des gorgones jaunes et rouges. Des algues photophiles sont présentes au sommet de cette roche.

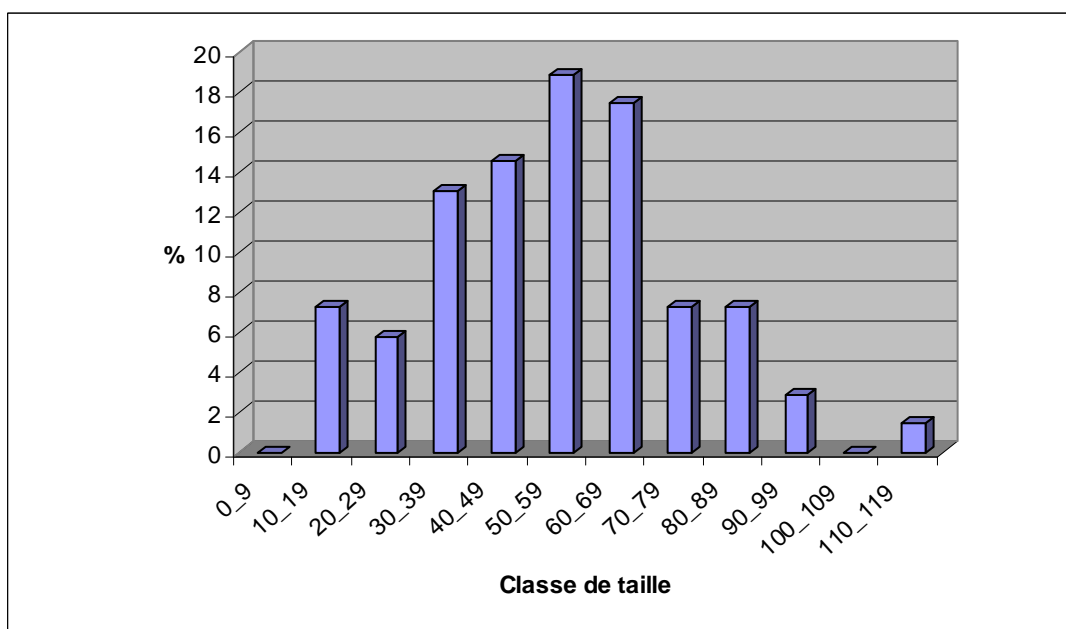
La zone d'étude se situe sur la façade Est de la roche, sur une bande horizontale, orientée Nord-Sud, comprise entre 35 m et 40 m de profondeur.

VII.2.4.2. ETAT DE CONSERVATION DU CORALLIGENE :

Les données brutes sont présentées en annexe 10.

Classe de taille

70 colonies ont été observées et mesurées au niveau de cette zone. Les dimensions s'échelonnent de 14 à 110 cm de longueur avec une moyenne de 48,9 cm, et de 6 à 100 cm de largeur avec une moyenne de 31,9 cm.



Graphique 59 : Histogramme des fréquences des classes de taille des peuplements de *Paramuricea clavata*.

Les classes de taille sont presque toutes représentées. La plus petite classe de taille 0-9 cm et la classes de taille 100-109 cm sont absentes de cette station.

Ce site est caractérisé par une distribution de type normale, le maximum étant situé dans les classes de taille de 30 à 69 cm. Cette distribution est régulière.

Taux de Nécrose

Parmi les 70 colonies observées au niveau de cette zone, 22 possèdent un taux de nécrose compris entre 1 et 10 % (soit 31,5 % des colonies), une possède un taux de nécrose compris entre 11 et 25 % (soit 1,5 % des colonies) et trois possèdent un taux de nécrose compris entre 51 et 75 % (soit 4,3 % des colonies).

Aucune relation n'a pu être établie entre le taux de nécrose et la taille de la colonie.

Le taux naturel de nécrose chez *Paramuricea clavata* est généralement compris entre 0 et 10%. Seules 5,8 % des colonies présentes sur ce site montrent des signes de dégradation.

Colonisation

Les nécroses observées sur les 5,8% de colonies fortement nécrosées sont relativement anciennes, car colonisées par des algues et des bryozoaires.

La cartographie réalisée montre que la zone d'étude sur la partie Rade d'Agay est remarquable en terme biocénotique. Un coralligène riche, bien connu des plongeurs, est présent en particulier sur la partie Ouest (Cap du Dramont). Les espèces telles que les gorgones rouges (*Paramuricea clavata*) ou le corail rouge (*corallium rubrum*) y sont bien représentées. On y trouve également *Cystoseira zosteroides*. Les pressions sur ce milieu semblent essentiellement la destruction mécanique des grandes gorgones sur les sites fortement fréquentés.

La cartographie de la zone de la Baie de Fréjus montre que cette partie de la zone d'étude est essentiellement sédimentaire. Le rejet de l'Argent apporte un important flux de particules fines qui conditionne les biocénoses marines du Golfe de Fréjus Saint Raphaël. Un envasement progressif d'Ouest en Est est observé dans les petits fonds. A proximité Est de la zone d'étude, sur le Lion de Mer un coralligène très riche est observé particulièrement remarquable par sa densité de corail rouge (*Corallium rubrum*).

L'étude de la cartographie fine par télémétrie acoustique et de la caractérisation de la limite inférieure de l'herbier de posidonie révèle une assez bonne vitalité des herbiers sur la zone d'Agay. Les limites inférieures observées sur les trois stations de télémétrie sont assez franches et varient entre - 29 et - 30 m. Ces herbiers montrent en limite inférieure une densité normale, un taux moyen de recouvrement et un déchaussement moyen.

Les limites inférieures des herbiers cartographiés par télémétrie acoustique au niveau de la baie de Fréjus sont différentes de celles d'Agay. Les limites inférieures observées sur les deux stations de télémétrie sont régressives et se situent à - 16,5 m de profondeur dans une zone relativement envasée. Ces herbiers montrent en limite inférieure une densité subnormale inférieure à normale, un taux moyen de recouvrement et un déchaussement faible.

Ces herbiers sont conditionnés par les effluents du fleuve Argent, chargés en particules fines qui augmentent la turbidité des eaux côtières et qui envasent les petits fonds.

L'étude de l'état de conservation du coralligène sur la station située au large du cap Dramond a permis de caractériser sa distribution et d'évaluer son taux de nécrose.

Ce site est caractérisé par une distribution de type normale, le maximum étant situé dans les classes de taille de 30 à 69 cm. Cette distribution est régulière. Seules 5,8 % des colonies présentes sur ce site montrent des signes de dégradation. Les nécroses observées sur les 5,8% de colonies fortement nécrosées sont relativement anciennes, car colonisées par des algues et des bryozoaires.

VIII. SYNTHÈSE GÉNÉRALE

L'étude de la courantologie locale réalisée à l'aide de colorant (rhodamine WT) a été rendue difficile par la grande profondeur des débouchés des émissaires et par la forte stratification des eaux.

L'utilisation de drogues flottantes aux abords des débouchés des émissaires a permis d'établir des phénomènes de dispersion différents entre Reyran et Agay.

La baie de Fréjus est une zone fortement exposée aux vents dominants (Nord ouest et Sud est). La bathymétrie diminue progressivement de la côte vers le large et il n'y a aucune zone de haut fond pouvant perturber les courants autour des émissaires du Reyran. Les courants de surface et de sub-surface autour des rejets des émissaires du Reyran apparaissent donc principalement influencés par les vents. La dispersion des eaux de surface se fait dans le sens du vent.

L'étude réalisée dans la baie d'Agay par régime de Sud-est faible, a montré un phénomène bien différent de celui observé précédemment sur Fréjus. La baie d'Agay est encadrée dans le massif de l'Esterel. Sa côte rocheuse est très découpée et sa bathymétrie très irrégulière. Les courants de surface et de sub-surface, influencés par les vents, montre un faible renouvellement des eaux de la baie par vent de Sud est faible. Dans ces conditions météorologiques, les eaux au niveau du rejet de l'émissaire d'Agay ont donc tendance à rentrer dans la rade et à y stagner.

L'établissement de l'état de référence pour le suivi de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay, a concerné les différents éléments du milieu récepteur.

Premier élément touché, la masse d'eau est le milieu physique où l'effluent est dilué et dispersé, en fonction de l'hydrodynamisme local.

L'appréciation de la qualité de l'eau a été effectuée selon les dispositions du code de la santé publique. La qualité des eaux a été évaluée au moyen de deux types d'indicateurs, microbiologiques et physico-chimiques.

Les analyses microbiologiques ont concerné la mesure des germes témoins de contamination fécale. Leur présence dans l'eau témoigne de la contamination fécale des zones d'étude. Ils constituent ainsi un indicateur du niveau de pollution par des eaux usées et traduisent la probabilité de présence de germes pathogènes.

Des salmonelles ont été trouvées sur une seule station au cours de cette étude. Il s'agit de *Salmonella typhimurium*, présentes dans les eaux profondes au niveau des premiers diffuseurs de l'émissaire d'Agay. Cette pollution, très localisée, semble être le résultat d'une pollution des eaux usées charriées par l'émissaire.

Des concentrations bactériennes d'*Escherichia coli* et d'entérocoques nettement supérieures au seuil de valeur impérative ont été mesurées sur plusieurs stations qui se situent à proximité des rejets des émissaires d'Agay et du Reyran 2. Les concentrations en germes témoins de contamination fécale de certaines de ces stations ne sont pas compatibles avec l'activité de baignade en mer. Cette contamination des eaux est la conséquence d'une pollution des eaux usées rejetées en amont par les stations d'épuration. La présence d'*Escherichia coli* dans les eaux traduit une contamination récente alors que la présence d'entérocoques est plutôt associée à une contamination ancienne des eaux.

L'analyse, dans le temps, de la qualité microbiologique des eaux aux débouchés des deux émissaires du Reyran a montrée une nette augmentation des concentrations bactériennes (en E. coli et en entérocoques) dans les eaux proches du rejet durant la période estivale. L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau, en particulier de la turbidité, confirme ce phénomène. La turbidité est près de 20 fois supérieure au niveau des débouchés durant la période estivale.

Les contaminants chimiques, d'origine naturelle ou anthropique, parviennent au milieu marin principalement par des rejets ponctuels directs (urbains et industriels) ou diffus (agricoles et sanitaires), le drainage des bassins versants et les apports atmosphériques (processus industriels, incinération, combustion). Leur forte affinité pour le matériel particulaire les conduit à alimenter continuellement les sédiments côtiers. Ils auront tendance à se concentrer dans la fraction fine des sédiments et les conditions physicochimiques du milieu (pH, salinité) du milieu environnant influenceront leur piégeage dans les sédiments ou leur relargage dans la colonne d'eau.

Les sédiments constituent donc un réservoir potentiel de contaminants chimiques et sont couramment utilisés comme indicateurs de la qualité du milieu marin, dans de nombreux programmes de surveillance. Contrairement à la mesure ponctuelle d'un contaminant dans la colonne d'eau, l'étude du compartiment sédimentaire permet d'intégrer la variabilité temporelle du milieu marin et d'évaluer la contamination chronique des milieux prospectés.

La granulométrie du sédiment est un des facteurs physiques influençant la capacité d'accumulation des polluants dans les sédiments. Les stations de la zone de Fréjus présentent des caractéristiques granulométriques et des valeurs de contenu organique du sédiment significativement différentes de celles des stations d'Agay. En effet, la rivière l'Argens ayant un débit important, le sédiment de ces stations est enrichi en particules fines (<63µm) et en matière organique charriés par la rivière. Les stations de la zone Agay ne sont pas soumises aux effluents de l'Argens mais aux effluents du Grenouiller qui a un débit plus faible.

L'analyse des paramètres physico-chimiques a permis d'établir la présence de pollution dans les sédiments.

L'analyse des teneurs en Azote Total Kjeldahl montre, par exemple, des valeurs fortes dans le champ proche des rejets des émissaires de Reyran, de Playa et de Toukan, et du fleuve Argent, alors qu'aucune pollution à l'azote NTK n'est observée sur la zone d'étude d'Agay.

Des teneurs élevées en carbone organique total ont été observées sur une majorité des stations des deux zones d'étude. Ces fortes teneurs semblent être dues à un apport important de carbone organique total sur le littoral (charrié par l'Argent, le Grenouiller et les émissaires) et par son accumulation dans les sédiments superficiels profonds. Des pics de teneur très élevées sont observés sur certaines stations de la zone d'Agay, mais cet enrichissement ne semble pas lié à un facteur anthropique, mais plutôt à des facteurs naturels d'accumulation de déchets organiques issus de la dégradation de végétaux sous marins (feuilles de posidonies).

Malgré les pics de concentration de nitrite et nitrates observés sur de nombreuses stations, il est difficile d'établir avec certitude si ces derniers révèlent ou non la présence d'une pollution. L'accumulation de nitrites et de nitrates dans les sédiments de certaines stations peut s'expliquer par la présence de zones d'accumulation et de dégradation de déchets végétaux (feuilles de posidonies). La dégradation de ces déchets végétaux libère des nitrates (constituant naturel des plantes) qui sont ensuite dégradés en nitrites. Certains pics ne semblent donc pas dus à une pollution d'origine anthropique, mais liés à des facteurs naturels de dégradation de déchets végétaux provenant du renouvellement des feuilles d'herbiers de posidonie.

L'observation des teneurs en phosphore total des sédiments révèle la présence de deux pics de pollution aux niveaux de la station SQF5 et du débouché de l'émissaire d'Agay. Aucune autre station ne montre de signe de pollution sur l'ensemble de la zone d'étude.

Les fortes teneurs en azote ammoniacal observées sur l'ensemble des zones d'étude ne semble pas être directement liées à la présence des émissaires ni de leur rejets. Les eaux interstitielles des sédiments riches en substances humiques (constituants majeurs de la matière organique) et/ou riches en fer peuvent présenter des teneurs élevées en azote ammoniacal. C'est le cas des sédiments analysés au cours de cette étude. Les eaux interstitielles se chargent en azote ammoniacale par dégradation des substances humiques sous l'action de bactéries. La présence de fer dans les sédiments favorise aussi la production d'azote ammoniacal.

La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante sur l'ensemble des stations analysées peut être néanmoins favorisée par des rejets d'origine humaine ou industrielle.

Les teneurs élevées en orthophosphates observées sur l'ensemble de la zone d'étude d'Agay et aux niveaux des débouchés des émissaires de Balzac, et de Péguière sur la zone de Fréjus semblent être le résultat d'un apport important de composés phosphorés depuis la côte issus de rejets d'origine humaine ou industrielle (principalement par les engrais).

Des teneurs faibles à moyennes en hydrocarbures totaux sont observées sur l'ensemble des zones d'étude, à l'exception de la station SQF2 au niveau du rejet de l'émissaire 2 du Reyran où la teneur en hydrocarbures totaux est très forte. Cette contamination semble être due à un apport important d'hydrocarbures totaux par l'émissaire 2 du Reyran et par leur accumulation dans les sédiments superficiels au niveau du débouché de l'émissaire.

Enfin, aucune pollution aux hydrocarbures poly-aromatiques (HAP), polychlorobiphényles totaux (PCB) et détergents anioniques n'a été observée sur l'ensemble des zones d'étude.

Concernant les métaux lourds, on observe une légère contamination au plomb sur l'ensemble de la zone d'étude de Fréjus et au niveau des sédiments récepteurs des effluents de l'émissaire de Camp Long.

L'analyse des teneurs en arsenic révèle la présence d'une pollution globale à l'arsenic sur une majorité de stations situées principalement autour du rejet de l'émissaire d'Agay et au niveau du débouché de l'émissaire de Balzac. La pollution à l'arsenic observée au large de la baie d'Agay pourrait s'expliquer par la présence de munitions immergées au niveau des épaves militaires du B24 et des Péniches d'Antheor.

Une très légère contamination au cadmium localisée au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran est aussi à noter.

Toutes les autres teneurs en métaux lourds sont inférieures au seuil de contamination avérée.

Le classement des indices de pollution en métaux lourds révèle sans surprise que les stations les plus polluées sont celles situées à proximité des débouchés des émissaires du Reyran, de Playa, du Toukan de Camp Long, d'Agay mais aussi du fleuve Argent et du cours d'eau de l'Armitelle. Tous ces affluents sont donc considérés comme des sources potentielles de pollution aux métaux lourds. Les caractéristiques granulométriques augmentent les capacités d'accumulation de ces métaux dans les sédiments. Ces stations sont profondes et composées de sédiments fins fortement envasés traduisant une absence de courant de fond et favorisant l'accumulation des métaux lourds dans les sédiments de surface.

L'étude de la qualité de la matière vivante aux abords des débouchés des émissaires vient renforcer les analyses permettant l'établissement de l'état de référence pour le suivi de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

Le biomonitorage utilisant la moule repose sur l'hypothèse que le contenu en contaminant dans la chair de cet animal reflète la concentration en contaminants biodisponibles dans l'eau sous forme particulaire et/ou dissoute, selon un processus de bioaccumulation.

L'étude de la teneur en métaux lourds de la matière vivante des échantillons tests révèle la présence d'une contamination au zinc sur une majorité des échantillons. Aucune autre contamination aux métaux lourds n'est à déplorer sur les échantillons tests.

Aucun échantillon de moule présent sur la zone d'étude n'a subi de contamination aux PCB, aux DDT, DDD et DDE, aux gammas HCH, alpha HCH et beta HCH ni aux HAP.

L'analyse de la contamination bactériologique des échantillons de moule a concerné la recherche quantitative des coliformes thermotolérants (fécaux) et des streptocoques fécaux et la recherche qualitative les salmonelles. La faible quantité de coliformes thermotolérants, de streptocoques fécaux ainsi que l'absence de salmonella dans les tissus des moules des échantillons 0, 2, 3, 6, 7, 8 et 9 placent ces derniers en classe A (l'élevage et la consommation des moules de ces échantillons seraient donc autorisés au regard de la législation française).

En revanche, les fortes quantités de coliformes thermotolérants et de streptocoques fécaux dans les tissus des moules de l'échantillon moule 1 et 4 placeraient ces derniers en classe B, mais la présence de salmonella rend les moules de cet échantillon impropres à la consommation.

La présence de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux indique la présence d'une source de matières fécales (émissaire d'eau usées). La station Moule 1 se trouvant au niveau du débouché de l'émissaire 2 du Reyran et la station Moule 4 se trouvant au droit du débouché de l'Argent et à 500 m du débouché de l'émissaire 2 du Reyran, ces derniers pourraient être vecteurs de cette contamination en matières fécales et en salmonella. Le nombre élevé de streptocoques fécaux indique que la contamination est probablement une contamination résiduelle.

La présence de salmonella dans les tissus des moules de l'échantillon 5 rendant les moules de cet échantillon impropres à la consommation peut s'expliquer par la proximité de la station Moule 5 avec le débouché de l'émissaire de Playa. Ce dernier pourrait être vecteur de cette contamination.

L'évaluation des niveaux de contamination (chimique et bactériologique) dans les différents compartiments du milieu marin (eau, sédiment, matière vivante) n'est pas suffisante. L'évaluation de la qualité d'un milieu doit aussi porter sur sa composante biologique en termes de modification du milieu vivant. Ceci entraîne l'obligation d'utiliser des méthodes quantitatives éprouvées, permettant d'évaluer les effets sur les organismes marins vivants. L'analyse des peuplements benthiques autochtones vient ainsi compléter cette étude.

La majorité des stations de Fréjus sont sous l'influence de l'Argens dont le débit moyen entre janvier et juin 2009 était de 31,1m³/s. Les stations d'Agay sont, quand à elles, sous l'influence du Grenouiller dont le débit moyen entre janvier et juin 2009 était de 0,5 m³/s. Ces différences de débits expliquent l'enrichissement en particules fines (et par conséquent en matière organique) plus important sur les stations de Fréjus que sur celles d'Agay. La zone étudiée est tout de même une zone naturellement oligotrophe. De ce fait, les valeurs attendues des contenus organiques du sédiment ne devraient pas dépasser 2 % (= 20g/kg de sédiment). Les résultats suggèrent que les émissaires débouchant dans les secteurs de Reyran et d'Agay n'enrichissent pas le milieu en matière organique de façon importante. En effet les valeurs des contenus organiques du sédiment sont ordinaires, exceptées pour la station F13 où le contenu organique du sédiment est supérieur à la normale. Cette station présente aussi un taux anormalement élevé de particules fines, ce qui suggère que c'est une zone d'accumulation. Du fait de l'oligotrophie naturelle de la zone, un enrichissement en matière organique permet l'établissement d'un plus grand nombre d'espèces, ce qui explique

la présence de 53 espèces à cette station. Paradoxalement, ces valeurs indiquent une perturbation. Cette perturbation est probablement de deux sortes : anthropique du fait des débouchés d'émissaires et naturelle du fait de l'embouchure de l'Argens.

Le groupe de stations A2, A4, A13, F3 et F4 sont les stations les plus dominées par le sipunculide *Aspidosiphon muelleri* (de 66% pour A13 à 93% pour F3). Ces fortes dominances sont dues principalement à la granulométrie et la présence de débris de coquilles. Cette granulométrie est probablement le résultat d'une perturbation physique de l'hydrodynamisme local par le tuyau d'une part et constituant un support pour la faune fixée.

Il semble ainsi que l'impact chimique des émissaires dans les zones étudiées soit négligeable sur la macrofaune benthique. L'impact mis en évidence dans cette étude est un impact physique dû aux tuyaux des émissaires eux-mêmes.

La réalisation de cartographies des biocénoses sous-marines permet d'avoir une vision plus globale des écosystèmes et de l'impacte des rejets sur les zones d'étude.

La cartographie ainsi réalisée présente la zone d'étude de la Rade d'Agay comme une zone remarquable en terme biocénotique. Un coralligène riche, bien connu des plongeurs, est présent en particulier sur la partie Ouest (Cap du Dramont). Les espèces telles que les gorgones rouges (*Paramuricea clavata*) ou le corail rouge (*corallium rubrum*) y sont bien représentées. On y trouve également *Cystoseira zosteroides*. Les pressions sur ce milieu semblent essentiellement la destruction mécanique des grandes gorgones sur les sites fortement fréquentés.

La cartographie de la zone de la Baie de Fréjus montre que cette partie de la zone d'étude est essentiellement sédimentaire. Le rejet de l'Argent apporte un important flux de particules fines qui conditionne les biocénoses marines du Golfe de Fréjus Saint Raphaël. Un envasement progressif d'Ouest en Est est observé dans les petits fonds. A proximité Est de la zone d'étude, sur le Lion de Mer un coralligène très riche est observé particulièrement remarquable par sa densité de corail rouge (*Corallium rubrum*).

La réalisation de microcartographies par télémétrie acoustique associée à la caractérisation de la limite inférieure de l'herbier de posidonie permet de suivre plus précisément l'évolution des herbiers dans les zones d'études de Fréjus et d'Agay. Cette étude révèle une assez bonne vitalité des herbiers sur la zone d'Agay. Les limites inférieures observées sur les trois stations de télémétrie sont assez franches et varient entre - 29 et - 30 m. Ces herbiers montrent en limite inférieure une densité normale, un taux moyen de recouvrement et un déchaussement moyen.

Les limites inférieures des herbiers cartographiés par télémétrie acoustique au niveau de la baie de Fréjus sont différentes de celles d'Agay. Les limites inférieures observées sur les deux stations de télémétrie sont régressives et se situent à - 16,5 m de profondeur dans une zone relativement envasée. Ces herbiers montrent en limite inférieure une densité subnormale inférieure à normale, un taux moyen de recouvrement et un déchaussement faible.

Ces herbiers sont conditionnés par les effluents du fleuve Argent, chargés en particules fines qui augmentent la turbidité des eaux côtières et qui envasent les petits fonds.

Dernier élément sensible aux variations physico-chimiques du milieu récepteur des rejets en mer des émissaires, le coralligène a été étudié sur une station de la zone dans la zone d'Agay.

L'étude de l'état de conservation du coralligène sur cette station située au large du cap Dramond a permis de caractériser sa distribution et d'évaluer son taux de nécrose.

Ce site est caractérisé par une distribution de type normale, le maximum étant situé dans les classes de taille de 30 à 69 cm. Cette distribution est régulière. Seules 5,8 % des colonies présentes sur ce site montrent des signes de dégradation. Les nécroses observées sur les 5,8% de colonies fortement nécrosées sont relativement anciennes, car colonisées par des algues et des bryozoaires.

Cette première étude réalisée sur le milieu récepteur des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay a permis l'établissement d'un état de référence du milieu. Notre conclusion se doit donc d'être plutôt quantitative que qualitative. Un suivi écologique de la qualité du milieu marin est la suite logique à cette étude afin de déterminer une tendance d'évolution du milieu suite aux travaux de modernisations et de remises aux normes des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

IX. ÉTABLISSEMENT DES MODALITES DE SUIVI DE LA QUALITE DU MILIEU MARIN, AU DOIT DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION DU REYRAN ET D'AGAY.

IX.1. PREANBULE

La mise en service des nouveaux modules biologiques des stations d'épuration du Reyran et d'Agay, s'accompagne d'un suivi du milieu naturel, récepteur des rejets des émissaires.

Le suivi du milieu marin est basé sur la méthodologie de « suivi des rejets urbains en Méditerranée » réalisé par IFREMER en 1997, complétée par les résultats de l'étude sur l'établissement de l'état de référence de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations du Reyran et d'Agay, réalisée en 2009 par Andromède Océanologie.

Cette méthodologie prévoit la réalisation de certaines tâches en fonction de la configuration du site de rejet et de l'importance des apports.

Dans le cas présent, les rejets des effluents des stations du Reyran et d'Agay, place ces équipements dans la catégorie émissaire en milieu ouvert dont la nature des rejets appelle une surveillance de type normale.

Des tâches complémentaires de mesures sur le milieu ont été ajoutées à cette méthodologie pour élargir les connaissances de l'état du milieu récepteur et surtout afin de disposer d'un plus large panel de données pour définir et suivre la qualité du milieu marin.

La globalité des paramètres mesurés dans le milieu, selon les tâches, est résumée ci-après.

PARAMETRES 1	PARAMETRES 3
Conductivité	PCB : congénères 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
Température	HAP (16 molécules prioritaires)
pH	Détergents anioniques
Matières en suspension	Détergents non ioniques
Perte au feu à 550°C/48h	
DBO5	PARAMETRES 4
DCO	Cuivre
	Cadmium
PARAMETRES 2	Plomb
Azote total	Zinc
Ammonium	Fer
Nitrites	Chrome
Nitrates	Mercure
Phosphore total	
Orthophosphates	PARAMETRES 5
COT	<i>Escherichia Coli</i>
Chlorophylle et phéopigments	Streptocoques fécaux

Tableau 80 : globalité des paramètres mesurés dans le milieu

IX.2. SUIVI DU MILIEU RECEPTEUR

Le suivi du milieu récepteur concernera :

1) les tâches préconisées par le « Guide méthodologique de suivi des rejets urbains en Méditerranée » (IFREMER, 1992 revu 1997). Le tableau 81 liste ces tâches avec le numéro correspondant dans le guide méthodologique.

Elles sont décrites en détail dans les chapitres suivants.

TACHE		FREQUENCE	OBSERVATIONS
2	Flux à la mer (tâche intégrée dans l'autosurveillance des stations d'épuration)	Variable selon les paramètres : de journalière à tous les 15 jours	Données de l'auto surveillance + deux campagnes, deux fois par an, de contaminants en entrée et sortie de station
3	Météorologie	Suivi annuel + abonnement spécifique + abonnement données générales des vents	Abonnement station météo + précipitations.
5	Qualité de l'eau	Bimensuelle en période d'exploitation de la station d'épuration	5 stations de mesures par secteur (10 station au total)
6	Qualité des sédiments	Tous les deux ans : les années pairs.	13 stations de substrat meuble sur Agay et 16 sur Fréjus.
7	Qualité de la matière vivante	Tous les ans	Suivi de 5 sites artificiels de moules situés dans des secteurs caractéristiques.
8	Peuplements benthiques	Tous les deux ans : les années pairs.	13 stations de substrat meuble sur Agay et 16 sur Fréjus (mêmes stations que pour la qualité des sédiments)
9	Suivi d'espèces particulières	Suivi de l'état de vitalité : Tous les ans	Sur <i>Posidonia oceanica</i> sur 5 stations et sur 1 station pour le coralligène
		Suivi des herbiers par microcartographie : Tous les 3 ans	Microcartographie par télémétrie acoustique sur 5 stations d'herbier de posidonie.

Tableau 81 : Liste les tâches préconisées par le « Guide méthodologique de suivi des rejets urbains en Méditerranée » (IFREMER, 1997), dans le cadre d'un suivi de niveau III.

2) Des tâches complémentaires :

- Tous les deux ans, lors de conditions de vent très faible, une campagne sur 24 heures de mesures des paramètres bactériologiques de la colonne d'eau, en 10 stations,
- Tous les trois ans, une campagne d'étude de la répartition géographique des peuplements du médiolittoral sera réalisée sur l'ensemble du linéaire côtier des deux secteurs d'étude, Fréjus et Agay.
- Tous les deux ans, une campagne (réalisée concomitamment avec celles de suivi du coralligène) de suivi du benthos sur substrat dur sur une station.

L'ensemble des résultats du suivi du milieu marin et l'interprétation des résultats seront transmis chaque année à la police de l'eau dans l'année qui suit le suivi. Après chaque campagne à la mer, un rapport intermédiaire sera transmis dès l'analyse et l'interprétation des résultats effectuées.

Ce programme de suivi doit être soumis à l'approbation des services de l'Etat (Police de l'Eau).

IX.3. DESCRIPTIF DES DIFFERENTES TACHES DU SUIVI

**IX.3.1. CARACTERES GENERAUX DU SUIVI SUR LA
BASE DU GUIDE METHODOLOGIQUE D'IFREMER****IX.3.1.1. TACHE 2 : LES FLUX A LA MER (REALISES DANS
LE CADRE DE L'AUTOSURVEILLANCE DES STATIONS
D'EPURATION DU REYRAN ET D'AGAY).**

Il importe de connaître la nature (qualitative et quantitative) des apports à la mer véhiculés par les rejets. Pour cela un contrôle permanent de l'effluent est mis en place à la station d'épuration par l'exploitant sur la base des paramètres de l'autosurveillance définie dans l'arrêté du 22 décembre 1994 puis l'arrêté du 22 juin 2007

Cette autosurveillance est réalisée sur des échantillons moyens 24 heures asservis au débit en entrée et en sortie de station d'épuration selon le programme suivant :

Paramètres	Fréquence en nombre de jours/an
Débits	365
MES	365
DBO ₅	365
DCO	365
NH ₄	208
NO ₂	208
NO ₃	208
NTK	208
P total	208
Détergents	24
Bactériologie (E. coli et streptocoques fécaux)	24
Boues : quantité et matières sèches	365
Boues : éléments traces (Cd, Hg, Cr, Cu, Ni, PCB, HAP, matières extractibles à l'hexane)	52

Tableau 82 : Paramètres à analyser dans le cadre de l'autosurveillance.

En conséquence la qualité physico chimique des eaux rejetées par l'intermédiaire de l'émissaire en mer sera connue journalièrement.

Les résultats de l'autosurveillance sont transmis chaque mois au Service de la Police de l'Eau.

Par ailleurs, chaque année sont réalisées deux campagnes, une par temps sec, une par temps de pluie (pluie supérieure sur 24 heures à 60 mm), de mesures des contaminants dans un échantillon journalier de l'effluent en entrée et sortie de la station d'épuration. Les principales substances dangereuses citées par la Directive Cadre sur l'Eau ainsi que celles fréquemment rencontrées dans les eaux urbaines qui doivent être analysées, sont listées dans l'annexe à l'arrêté du 29 juillet 2005. Ces substances sont des métaux lourds, des PCB, des HAP, des alkylphénols éthoxylés et des pesticides.

Les résultats sont communiqués après chaque campagne au Service de la Police de l'Eau.

IX.3.1.2. TACHE 3 : LA METEOROLOGIE

Les conditions météorologiques sont importantes à connaître dans la mesure où elles déterminent le devenir en mer du rejet : entraînement et dispersion dans la masse d'eau, déplacements horizontaux avec la masse d'eau, mélanges verticaux, remise en suspension des sédiments côtiers.

Un abonnement annuel sera souscrit à la station de Météo-France la plus proche et la plus représentative des conditions locales dans le but de collecter les données de vent locales. Le pas de temps des données de vent collectées sera justifié par rapport à l'objectif recherché (il ne pourra être moins précis que les données tri-horaires de vitesse et de direction des vents). Les données de vent seront analysées mensuellement et annuellement, seules et au regard de chacune des campagnes de mesures en mer. Les résultats de l'analyse seront fournis sous forme de tableaux statistiques et de roses de vent mensuelles et annuelles commentés.

Par ailleurs, afin de relier les mesures de flux à la mer effectuées à la station d'épuration en période d'orage avec les précipitations sur les zones collectées par les réseaux unitaires de l'agglomération de Fréjus Saint-Raphaël, les données des pluviomètres existants (pour les événements orageux significatifs) gérés par la Communauté d'Agglomération et Météo France seront collectées.

IX.3.1.3. TACHE 5 : LA QUALITE DE L'EAU

La masse d'eau est le milieu physique où l'effluent sera dilué et dispersé, en fonction de l'hydrodynamique local.

Du fait de l'extrême variabilité des courants en Méditerranée, l'expérience montre qu'il est très difficile d'appliquer une méthodologie d'échantillonnage performante pour effectuer une surveillance. En conséquence, un protocole simplifié s'apparentant plutôt à une "veille" dans le cadre d'une simple surveillance sera mis en place. Ce protocole est basé sur les résultats des études de courantologies et d'analyse de la qualité des eaux réalisées dans le cadre de l'établissement de l'état de référence de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

CAMPAGNES DE PRELEVEMENTS

Une campagne par trimestre de qualité des eaux marines sera effectuée suivant le planning validé par les Services de l'Etat chaque année.

Pour minimiser les coûts, les campagnes hydrologiques seront, si possible, couplées avec d'autres campagnes de mesures.

POINTS ET NIVEAUX DE PRELEVEMENTS

Cinq stations seront échantillonnées sur chacune des deux zones de suivi.

La position des stations sera la suivante :

Reyran :

- deux points "rejet", l'un situé au niveau du débouché du Reyran 700 et l'autre au niveau du Reyran 900,
- un point au droit des rejets, à 500 m vers la côte,
- deux autres points, l'un situés à proximité de la côte, à 1 000 m du rejet proche de sites spécifiques sensibles (plages à haute fréquentation touristiques), et l'autre sur le trajet le plus probable du panache.

Agay :

- deux points "rejet", l'un situé au niveau du débouché de l'émissaire d'Agay et l'autre au niveau des premiers diffuseurs de cet émissaire, environ 200 m avant le débouché,
- un point au droit des rejets, à 500 m vers la côte,
- deux autres points, l'un situés à proximité de la côte, à 1 000 m du rejet proche de sites spécifiques sensibles (plages à haute fréquentation touristiques), et l'autre sur le trajet le plus probable du panache

Les prélèvements d'eau seront réalisés à deux profondeurs, de façon à encadrer la stratification éventuelle de la masse d'eau, à 1 mètre au dessus du fond et à 1 mètre sous la surface libre de l'eau.

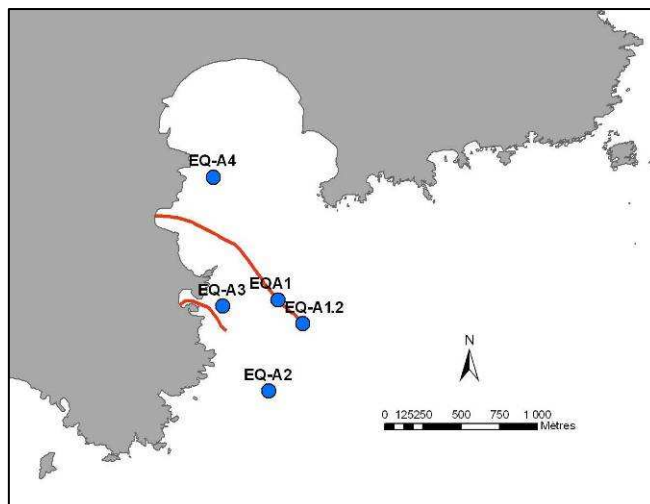
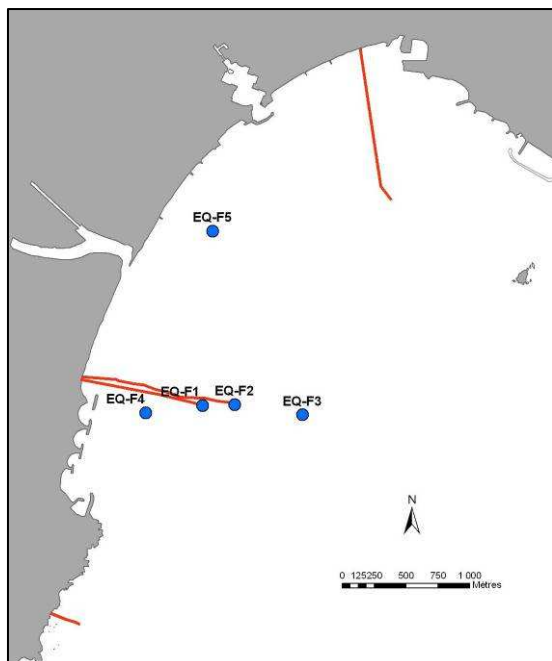


Figure 70 : Positions des stations de prélèvement d'eau sur les zones de Fréjus et Agay.

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
EQ F1	6 44,556	43 23,935	-1 m et -23 m
EQ F2	6 44,742	43 23,933	-1 m et -29 m
EQ F3	6 45,133	43 23,876	-1 m et -42 m
EQ F4	6 44,224	43 23,915	-1m et -5,9m
EQ F5	6 44,66	43 24,674	-1 m et -4,1 m
EQ A1	6 51,946	43 25,188	-1 m et -43,5 m
EQ A1.2	6 52,061	43 25,1	-1 m et -49 m
EQ A2	6 51,881	43 24,867	-1 m et -46,5 m
EQ A3	6 51,677	43 25,176	-1 m et - 9m
EQ A4	6 51,662	43 25,634	-1 m et -8,5 m

Tableau 83 : Coordonnées des points de prélèvement sur les secteurs de Fréjus et d'Agay (projection Lambert 93)

METHODES DE PRELEVEMENT ET ANALYSES

Les analyses seront effectuées en se référant aux techniques courantes, préconisées et publiées par l'IFREMER dans le cadre du RNO pour les paramètres chimiques et physicochimiques et aux normes AFNOR, préconisées par la DDASS, pour les paramètres bactériologiques.

Une modification des méthodes de prélèvement devra être apportée pour l'échantillonnage des eaux situées sur les stations de fond aux niveaux des rejets. Ces derniers devront être réalisés par un plongeur directement dans les eaux de rejets.

PARAMETRE1	PARAMETRE 5
Conductivité	Escherichia Coli
Température	Streptocoques fécaux
pH	Salmonelles
Matières en suspension	
Perte au feu à 550°C/48h	
PARAMETRE 2	
Azote total	
Ammonium	
Nitrites	
Nitrates	
Phosphore total	
Orthophosphates	
Chlorophylle a et phéopigments	

Tableau 84 : Paramètres à analyser dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau.

Les résultats des analyses seront comparés aux campagnes précédentes (état initial puis suivis). Ils seront également analysés au regard des données des réseaux de surveillance existants (RNO, etc.). L'objectif est de déceler toute modification significative ou tendance de la qualité des eaux marines qui pourrait être liée aux rejets urbains.

Un rapport minute comprenant les résultats des analyses et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis trois mois après la campagne.

IX.3.1.4. TACHE 6 : LA QUALITE DES SEDIMENTS

Le programme de suivi de la qualité des sédiments est destiné à préciser les caractéristiques granulométriques et géochimiques (composition, niveau de contamination) des sédiments superficiels.

CAMPAGNES DE PRELEVEMENTS

Les campagnes de prélèvements de sédiments seront effectuées en même temps que celles des peuplements benthiques (tâche 8), en période de calme (période estivale) tous les deux ans (les années paires par exemple). Une campagne sera donc effectuée la 2^{ème} année, (2012) puis la 4^{ème} année (2014) et la 6^{ème} année (2016) de suivi.

POINTS ET NIVEAUX DE PRELEVEMENTS

Le nombre de stations échantillonnées sera de 13 sur le secteur d'Agay et de 16 sur le secteur de Fréjus.

La position des points de prélèvement a été choisie au terme de l'étude de courantologie et d'analyse de la qualité des sédiments réalisées dans le cadre de l'établissement de l'état de référence de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

La position de ces stations sera repérée aussi précisément que possible (DGPS) afin que les prélèvements, d'une campagne à l'autre, soient effectués sur les mêmes points.

Positions des stations sur le secteur d'Agay :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
SQA1	6 52,061	43 25,1	-49
SQA2	6 51,944	43 25,187	-30
SQA3	6 52,043	43 25,665	-10
SQA4	6 51,642	43 25,453	-10
SQA5	6 51,933	43 25,086	-30
SQA6	6 51,897	43 25	-46
SQA7	6 51,682	43 24,787	-40
SQA8	6 50,845	43 24,507	-44
SQA9	6 52,087	43 25,183	-40
SQA10	6 52,177	43 25,276	-40
SQA11	6 52,546	43 25,291	-40
SQA12	6 52,009	43 25,042	-55
SQA13	6 51,691	43 25,087	-12

Tableau 85 : Coordonnées des points de prélèvement sur le secteur d'Agay
(Projection Lambert 93)



Figure 71 : Positions des 13 stations de prélèvement de sédiment de la zone d'Agay.

- 7 stations dans le champ proche (moins de 500 m de la sortie de l'effluent, situées en priorité sur l'axe d'étalement préférentiel de la tâche, à des distances croissantes de façon exponentielle (0 m, 150 m et 350 m environ).

- 4 stations dans le champ intermédiaire, sur des axes nord-sud et est-ouest à des distances comprises entre 500 m et 1000 m du rejet.

- 2 stations complémentaires, l'une située dans le champ lointain (2000 m du débouché), et une sur un secteur particulier : le débouché de l'émissaire pluvial de Camp-Long.

Position des stations sur le secteur de Fréjus :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
SQF1	6 44,556	43 23,935	-30
SQF2	6 44,742	43 23,933	-40
SQF3	6 43,78	43 23,03	-10
SQF4	6 47,797	43 24,691	-10
SQF5	6 48,383	43 24,787	-7
SQF6	6 44,683	43 24,012	-38
SQF7	6 44,644	43 23,861	-35
SQF8	6 44,602	43 23,759	-35
SQF9	6 44,692	43 24,125	-35
SQF10	6 44,701	43 24,378	-20
SQF11	6 44,507	43 23,529	-35
SQF12	6 45,129	43 23,875	-56
SQF13	6 45,187	43 24,405	-40
SQF14	6 45,586	43 24,829	-20
SQF15	6 44,238	43 22,92	-38
SQF16	6 44,283	43 24,033	-10

Tableau 86 : Coordonnées des points de prélèvement sur le secteur de Fréjus (Projection Lambert 93)

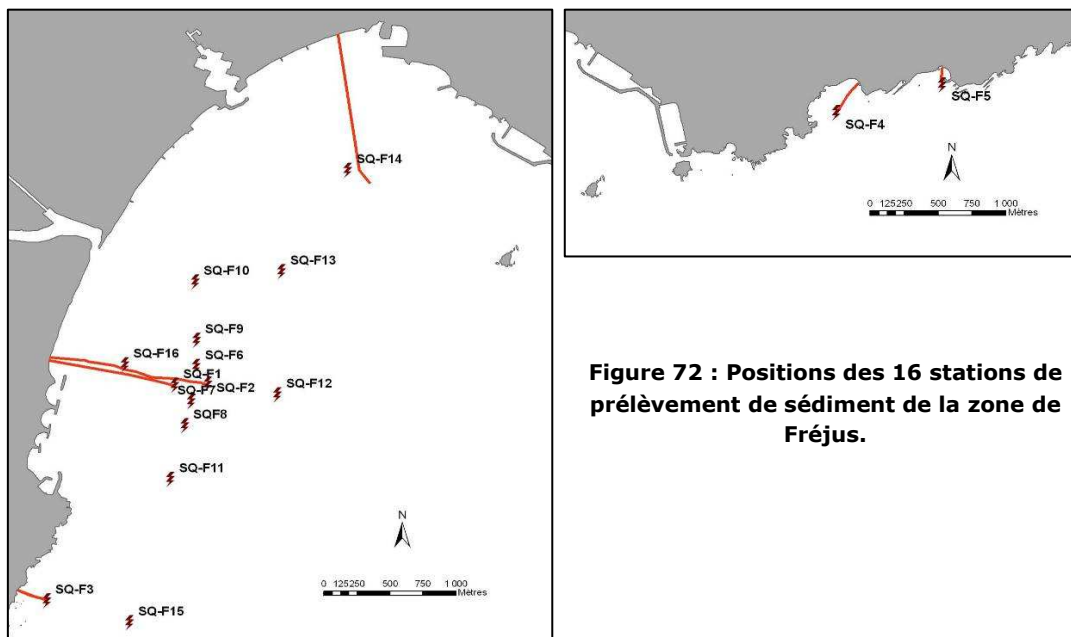


Figure 72 : Positions des 16 stations de prélèvement de sédiment de la zone de Fréjus.

- 6 stations dans le champ proche des rejets (moins de 500 m de la sortie des effluents du Reyran, situées en priorité sur les axes d'étalement préférentiel des tâches, à des distances croissantes de façon exponentielle (0 m, 200 m et 400 m environ).
- 5 stations dans le champ intermédiaire, sur des axes nord-sud et est-ouest à des distances comprises entre 500 m et 1000 m des rejets.
- 5 stations complémentaires, 3 situées dans le champ lointain (1000 à 2000 m des débouchés), et 3 sur des secteurs particuliers : un sur le débouché de l'émissaire pluvial de Balzac, un sur le débouché de l'émissaire de Péguière et un sur le débouché de l'émissaire de Toukan.

METHODES DE PRELEVEMENTS

Dans son guide méthodologique de surveillance des rejets urbains, pour le suivi de qualité des sédiments, IFREMER (1992) proposait d'effectuer les analyses de qualité des sédiments sur les différentes strates susceptibles d'être rencontrées : les matières particulaires très fines déposées à la surface (couche néphéloïde), les sédiments superficiels entre 0 - 3 cm et les sédiments de la couche bioturbée (3 - 20 cm). Compte tenu de la difficulté de mise en œuvre de cette méthodologie (un seul organisme de recherche en France dispose du matériel de carottage adéquat pour effectuer ce type de prélèvements dans des fonds importants), cette méthodologie n'est pas appliquée à l'heure actuelle dans le cadre des différents suivis existant de rejets urbains en mer en accord avec IFREMER et l'Agence de l'Eau (Nice, Sète, Toulon, etc.). Elle n'a donc pas été envisagée dans le cadre du suivi du rejet en mer des effluents des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

La méthode de prélèvement reposera donc sur la réalisation, à chaque station, de trois prélèvements dans les 3 premiers centimètres du sédiment (couche néphéloïde).

Chaque prélèvement est ensuite mélangé aux deux autres afin d'obtenir un échantillon moyen sur lequel portent les analyses géochimiques et granulométriques décrites ci-après.

Le matériel utilisé devra minimiser au maximum le risque de lessivage des sédiments lors de la remontée en surface.

PARAMETRES ET METHODES D'ANALYSES

Les analyses seront effectuées par un laboratoire agréé pour l'analyse des sédiments marins, par le Ministère de l'Environnement (agrément 9 et 10).

Les paramètres analysés sont reportés dans le tableau ci-dessous.

Les méthodes d'analyse concerneront en priorité la fraction fine (<63µm) des sédiments et l'eau interstitielle et seront celles préconisées par le RNO.

PARAMETRES 2	PARAMETRES 4
Azote total	Cuivre
Ammonium	Cadmium
Nitrites	Plomb
Nitrates	Zinc
Phosphore total	Fer
Orthophosphates	Chrome
COT	Mercuré
Perte au feu à 550°C/ 48h	+ Arsenic
PARAMETRES 3	
PCB : congénères 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	
HAP (16 molécules prioritaires)	
Détergents anioniques	
Détergents non ioniques	

Tableau 87 : Paramètres à analyser dans le cadre du suivi de la qualité des sédiments.

Une analyse granulométrique complète sera réalisée sur chaque échantillon moyen. Elle comprendra la détermination :

- de la fraction (en % du sédiment total) < à 2 mm,
- des fractions (en % de la fraction < à 2 mm) :
 - > 500 µm
 - 500 µm à 250 µm
 - de 250 µm à 163 µm
 - de 163 µm à 63 µm
 - < à 63 µm,
 - < à 2 µm,
- une granulométrie jusqu'à 63 µm sur la fraction de l'échantillon inférieure à 2 mm et une sédimentométrie de 63 µm à 2 µm.

Les données granulométriques seront fournies sous la forme de courbes non cumulatives et de courbes cumulatives. Les principaux indices sédimentologiques seront calculés (moyenne, médiane, Skewness, Kurtosis, etc.) et commentés.

Les résultats situeront les niveaux des contaminants identifiés, en prenant en compte les valeurs de référence disponibles ou en vigueur (normes, valeurs RNO...) et préciseront l'évolution spatio-temporelle des contaminants identifiés sur la zone étudiée.

Un rapport minute comprenant les résultats des analyses et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis au mois de novembre qui suit la campagne.

IX.3.1.5. TACHE 7 : LA QUALITE DE LA MATIERE VIVANTE

Des organismes marins seront utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité du milieu pour l'évaluation des niveaux de contamination chimique et bactériologique.

Il s'agit des moules *Mytilus galloprovincialis* qui sont déjà utilisées dans le cadre des surveillances « REMI » (réseau matière vivante), « surveillance des eaux conchylicoles » de l'IFREMER et RINBIO de l'Agence de l'eau.

CAMPAGNES DE PRELEVEMENT

Une campagne par an sera réalisée au cours du début du second trimestre de chaque année (entre les mois de mars et de mai), conjointement à la campagne hydrologique.

Des gisements naturels de moules n'étant pas présents sur le linéaire côtier de la zone d'étude. La stratégie développée pour ce suivi a recourt aux transplants d'individus provenant d'un site de référence (biomonitorage actif).

Cette dernière sera réalisée selon les protocoles établis pour la surveillance RINBIO c'est-à-dire que les prélèvements pour analyse seront effectués au moment de la transplantation et après une période de 2,5 mois d'exposition aux rejets.

POINTS DE POSITIONNEMENT DES POCHONS DE MOULE

Les positions des stations de moules ont été choisies au terme de l'étude de courantologie et d'analyse de la qualité de la matière vivante réalisées dans le cadre de l'établissement de l'état de référence de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

Cinq stations artificielles par secteur ont ainsi été choisies, selon la méthode éprouvée RINBIO, mise en œuvre par l'Ifremer :

- une station au niveau du débouché des émissaires,
- deux stations à 500 m de part et d'autre des débouchés,
- deux à 2 km de part et d'autre du débouché.

Au total 10 pochons seront ainsi immergés lors du suivi : 5 autour des émissaires du Reyran et 5 autour de l'émissaire d'Agay.

Les positions des pochons seront validées par la prud'homie de pêche de Fréjus Saint Raphaël.

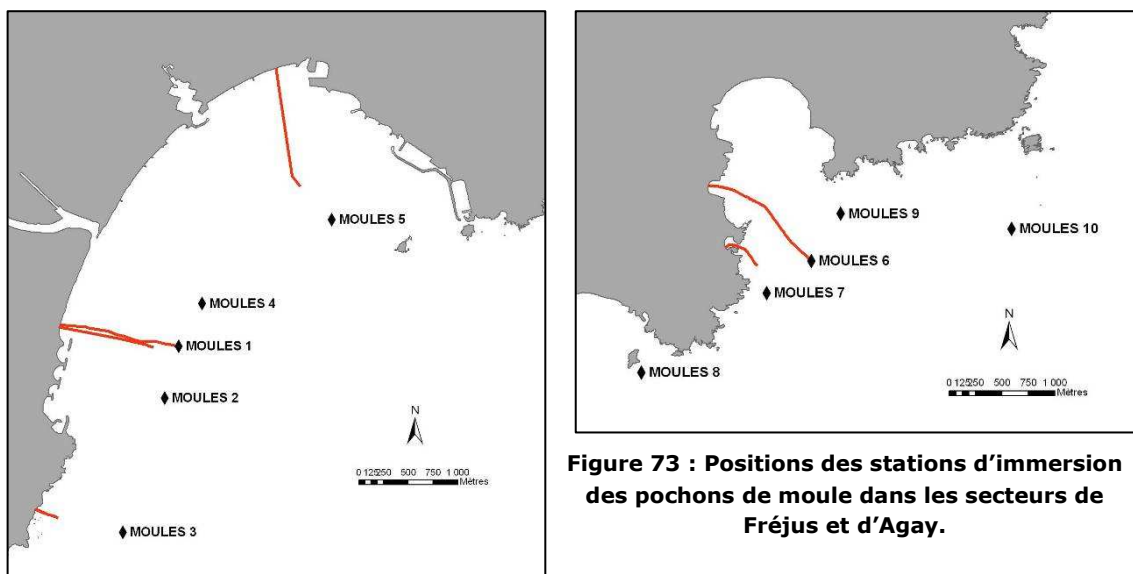


Figure 73 : Positions des stations d'immersion des pochons de moule dans les secteurs de Fréjus et d'Agay.

Les 10 stations ont les coordonnées suivantes :

N°échantillon	Longitude	Latitude	Profondeur (m)
Moule 1	6 44,745	43 23,933	- 6
Moule 2	6 44,621	43 23,655	- 6
Moule 3	6 44,261	43 22,935	- 6
Moule 4	6 44,934	43 24,159	- 6
Moule 5	6 45,932	43 24,581	- 6
Moule 6	6 52,067	43 25,096	- 6
Moule 7	6 51,743	43 24,844	- 6
Moule 8	6 50,842	43 24,569	- 6
Moule 9	6 52,29	43 25,33	- 6
Moule 10	6 53,481	43 25,211	- 6

Tableau 88 : Coordonnées des stations d'immersion des pochons de moule (Projection Lambert 93).

METHODES D'IMPLANTATION

Cette méthode consiste à immerger des lignes de mouillage lestées à la base et munie d'une bouée à l'extrémité supérieure, des pochons de moules étant fixés sur cette ligne de mouillage légèrement sous la bouée. La bouée maintient l'équipement à la verticale mais la ligne de mouillage est suffisamment courte et le lest suffisamment lourd pour maintenir la bouée quelques mètres sous la surface, rendant le dispositif invisible et donc non repérable de la surface. Ceci diminue les risques de braconnage. L'emplacement des lignes de mouillage est soigneusement noté au GPS. Les dispositifs sont récupérés deux mois et demi à trois mois plus tard. Ils sont repérés à l'aide d'un sondeur et d'un GPS. Par sécurité deux lignes de mouillage par station sont mises en place.

METHODES DE CONSERVATION

Pour garantir l'homogénéité des lots, une taille de 50 mm, correspondant à des jeunes adultes d'environ 18 mois, sera respectée à plus ou moins 5 millimètres.

Les pochons contiendront une quantité suffisante d'individu de moule (5 kg en moyenne) pour permettre les analyses. Après récupération, les organismes seront immédiatement placés dans des sacs en polyéthylène et congelés sauf pour ceux destinés aux analyses bactériologiques.

PARAMETRES ET METHODES D'ANALYSES

Les analyses porteront sur les polluants chimiques et bactériens retenus dans le tableau ci-après et qui sont surveillés par les réseaux RNO «matières vivantes» et REMI «eaux conchylicoles». Les résultats préciseront les niveaux des contaminations (chimique et bactériologique) rencontrées au niveau des organismes et les situeront par rapport aux valeurs de référence et aux normes existantes.

Les analyses chimiques et bactériologiques seront réalisées par un laboratoire agréé par le Ministère de l'environnement pour ce type d'analyses.

PARAMETRES 3	PARAMETRES COMPLEMENTAIRES
PCB : congénères 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	Matières sèches
HAP (16 molécules prioritaires)	
Détergents anioniques	DDD et ses métabolites (DDE et DDT)
Détergents non ioniques	Hexachlorocyclohexane
	Gamma HCH (Lindane)
PARAMETRES 4	
Cuivre	
Cadmium	
Plomb	
Zinc	
Fer	
Chrome	
Mercure	
+ Arsenic	
+ Nickel	
PARAMETRES 5	
Eschérichia Coli	
Streptocoques fécaux	+ Salmonella

Tableau 89 : Paramètres à analyser dans le cadre du suivi de la matière vivante.

Un rapport minute comprenant les résultats des analyses et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis en fin de campagne en tenant compte des délais de réalisation des analyses, d'interprétation des résultats et de transmission des documents.

IX.3.1.6. TACHE 8 : LES PEUPEMENTS BENTHIQUES

La macrofaune benthique, subissant les contraintes du milieu, est reconnue depuis longtemps comme un excellent indicateur des perturbations du milieu. Il importe donc d'avoir une connaissance précise des peuplements benthiques colonisant les fonds dans la zone potentiellement impactée par le rejet des effluents.

La méthode de prélèvement de la faune benthique et le traitement des échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles seront conformes à la norme NF EN ISO 16665 de janvier 2006.

CAMPAGNE DE PRELEVEMENTS

Les campagnes biennales, qui auront lieu par temps calme, seront réalisées concomitamment avec celles de la qualité du sédiment les deuxième, quatrième et sixième années du suivi.

POINTS ET NIVEAUX DE PRELEVEMENTS

Il sera recherché à échantillonner et/ou observer chacun des types de peuplements naturels caractéristiques de la zone.

Pour les populations de substrat meuble, les stations à échantillonner seront les mêmes que celles retenues pour l'étude de la qualité du sédiment.

En conséquence, 13 stations seront échantillonnées sur le secteur d'Agay et 16 sur le secteur de Fréjus.

METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES

Pour les peuplements de substrat meuble, les prélèvements seront effectués à la benne de façon à obtenir un volume suffisant pour couvrir « l'aire minimum d'échantillonnage » par prélèvement qui sera au moins de 0,1m². A chaque station, trois prélèvements seront effectués et mélangés pour ne faire qu'un échantillon (correspondant donc à une aire minimale de 0,3m²) en vue des analyses benthiques.

PARAMETRES ET METHODES D'ANALYSES

Les analyses viseront à :

- caractériser les populations benthiques par l'utilisation des indices quantitatifs traditionnels: Abondance, richesse spécifique, types de peuplements, indice de Shannon, le AMBI (Azti Marine Biotique Index) et le M-AMBI.
- caractériser les activités fonctionnelles des organismes présents (suspensivores, détritivores, filtreurs) et leurs rôles dans les processus qui entraînent la transformation voire la « régénération » des sédiments.
- identifier les stations et les peuplements ou les espèces qui pourraient servir ultérieurement à établir un suivi allégé.

Un rapport minute comprenant les résultats des inventaires et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis suite à cette campagne en tenant compte des délais d'identification du grand nombre d'espèces rencontrées, d'interprétation des résultats et de transmission des documents.

IX.3.1.7. TACHE 9 : SUIVI D'ESPECES PARTICULIERES

Parmi les espèces qui font l'objet de mesures particulières, seuls les herbiers de posidonies et les colonies de gorgones rouges feront l'objet d'un suivi spécifique.

CAMPAGNES DE PRELEVEMENT

L'état de vitalité du coralligène s'appuiera sur une campagne annuelle (en automne, afin de pouvoir observer d'éventuels dégradations dues à des phénomènes climatiques (réchauffement des eaux pendant l'été...)) au cours de laquelle des plongées et des observations sous-marines (photos ou vidéos) seront effectuées.

La surveillance des herbiers de posidonies se déroulera quand à elle en deux temps :

- un suivi annuel de l'état de vitalité des herbiers (entre les mois de mars et de mai pour être cohérent avec les préconisations de la DCE)
- un suivi tous les trois ans des herbiers de posidonie par télémétrie acoustique.

POINTS DE SUIVI

Un point de suivi du coralligène a été déterminé au terme du suivi des espèces particulières réalisées dans le cadre de l'établissement de l'état de référence de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay.

Cette station se situe sur la façade Est de la Pierre à Sica :

Position GPS (WGS 84): 43 24' 28.076" N
6 51' 18.848" E

Cinq points de suivi des herbiers de posidonie ont été déterminés au terme du suivi des espèces particulières réalisées dans le cadre de l'établissement de l'état de référence de la qualité du milieu marin au droit des rejets des stations d'épuration du Reyran et d'Agay :

- 3 sites au niveau de la baie d'Agay
- 2 sites sur la baie de Fréjus.

	Agay 1	Agay 2	Agay 3	Fréjus 1	Fréjus 2
Latitude	43 24'58.569 N	43 25' 12.407 N	43 25' 24.318 N	43 23' 19.112 N	43 22' 46.908 N
Longitude	6 51'48,092 E	6 51' 54.878 E	6 52' 57.944 E	6 44' 7.577 E	6 43' 54.471 E

Tableau 90 : Position des stations de suivi des herbiers de posidonie sur les secteurs de Fréjus et d'Agay.

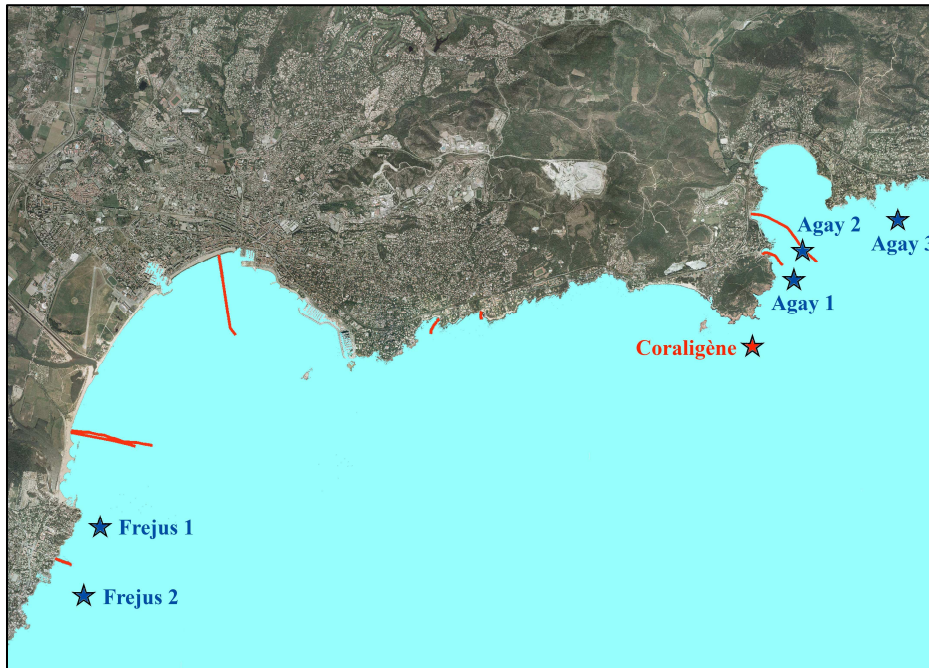


Figure 74 : Positions des stations de suivi du coralligène et des herbiers de posidonie dans les secteurs de Fréjus et d'Agay.

METHODES D'ANALYSES

L'état de santé du coralligène sera évalué à partir de la présence des gorgonaires qui sont susceptibles de subir des dégâts importants en cas de réchauffement des eaux, de proliférations d'algues filamenteuses ou de pollutions chimiques.

La méthode de recensement employée est celle élaborée par les scientifiques du Centre d'Océanologie de Marseille suite à l'épisode de mortalité massive décrit par Perez *et al.* (2000), qui s'est produit en 1999, en Ligurie et sur les côtes de Provence.

Trois paramètres seront ainsi systématiquement notés pour chaque gorgone :

- (1) Nécrose
- (2) Recouvrement par les algues
- (3) taille / dégradation

Le suivi de l'état de vitalité des herbiers de posidonie prendra en compte différents paramètres descriptifs:

- Description générale de l'herbier :

- (i) Type et état de la limite de l'herbier : progressive, franche, érosive, régressive. En cas de limite régressive, l'étendue de matte morte située en aval de la limite actuelle d'herbier sera mesurée (mesure linéaire et profondeur).
- (ii) Morphologie générale de l'herbier. Différentes structures d'herbier peuvent être rencontrées, selon les caractéristiques du milieu, notamment de l'hydrodynamisme : herbier continu, herbier discontinu en mosaïque (alternance d'herbier et de matte morte, dans ce cas, la proportion de matte morte est estimée), herbier de plaine (herbier sub-horizontale, sans relief particulier), herbier de colline, herbier ondoyant, etc.
- (iii) Structures érosives : en cas de présence de structures érosives (tombants de matte, intermatte de sable ou de matte, chenaux, marmites, etc.), celles-ci seront décrites et leurs orientation et dimension seront notées.

- Nature des fonds,

- Faune et flore associées.

Des mesures quantitatives seront aussi réalisées sur les herbiers de posidonie :

- Mesure de la densité de faisceaux,
- Mesure du déchaussement des rhizomes,
- Mesure de recouvrement.

Les résultats obtenus seront comparés à des valeurs de référence et aux résultats des campagnes précédentes.

Tous les trois ans, un suivi par télémétrie acoustique sera réalisé sur les stations décrites précédemment en plus du suivi classique de l'état de vitalité des herbiers. Cette technique innovante permettra de réaliser des microcartographies au 1/40^{ème} sur chaque station déjà cartographié par télémétrie. Les résultats obtenus seront comparés aux résultats des campagnes précédentes afin de suivre l'évolution (progression/stabilité/régression) des limites des herbiers.

Un rapport minute comprenant les résultats du suivi et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis suite à cette campagne en tenant compte des délais de traitement des données, d'interprétation des résultats et de transmission des documents.

IX.3.2. MESURES COMPLEMENTAIRES

IX.3.2.1. CONDITIONS DE VENT TRES FAIBLE

Afin d'évaluer la variation de la qualité des eaux en conditions défavorables de dispersion des effluents (vents très faibles ou absence de vents), une campagne biennale de mesures des paramètres bactériologiques caractéristiques de la colonne d'eau sera réalisée les années paires.

POINTS ET NIVEAUX DE PRELEVEMENTS

Les stations échantillonnées seront les dix retenues dans le cadre de la tâche 5 (cf. le chapitre relatif à cette tâche).

Les prélèvements d'eau seront également réalisés à 1 mètre au dessus du fond et à 1 mètre sous la surface libre de l'eau.

DUREE DE LA CAMPAGNE

Afin de pouvoir mettre les variations de qualité des eaux dans l'espace où les effluents se dispersent, la campagne se déroulera sur 24 heures. Afin d'avoir un échantillonnage régulier dans le temps sur cette période de 24 heures, les sept stations seront échantillonnées les unes après les autres. Compte tenu du temps de navigation entre chaque station et du temps nécessaire aux prélèvements à chaque station, sur 24 heures, les stations pourront être échantillonnées environ huit fois ce qui sera suffisant pour caractériser les éventuelles variations de qualité de la masse d'eau.

METHODES DE PRELEVEMENT ET ANALYSES

Les analyses seront effectuées en se référant aux normes AFNOR, préconisées par la DDASS, pour les paramètres bactériologiques.

Concomitamment aux prélèvements d'eau en vue des analyses bactériologiques, une mesure de la température, du pH, de la salinité, de l'oxygène dissous et de la conductivité de l'eau aux deux points de prélèvements sera effectuée au moyen d'une sonde multi paramètres.

PARAMETRE1	PARAMETRE 5
Conductivité	Escherichia Coli
Température	Streptocoques fécaux
pH	Salmonelles
conductivité de l'eau	
l'oxygène dissous	

Tableau 91 : Paramètres à analyser dans le cadre d'un suivi de la qualité de l'eau lors de conditions de vent très faible.

Les résultats des analyses seront comparés aux campagnes précédentes réalisées dans le cadre des campagnes trimestrielles. L'objectif est de déceler toute modification significative ou tendance de la qualité des eaux marines entre le jour et la nuit qui pourrait être liée aux rejets urbains.

Un rapport minute comprenant les résultats des analyses et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis après la campagne.

IX.3.2.2. QUALITE DES PEUPELEMENTS DU MEDIOLITTORAL

La zone de battement des vagues est un milieu hostile pour les organismes. Elle est caractérisée par un hydrodynamisme particulièrement violent (houle, vagues), une alternance de périodes d'exondations et d'inondation et par une forte variabilité des paramètres abiotiques (température, ensoleillement, salinité, hydrométrie).

Les peuplements qui s'y trouvent (peuplements du médiolittoral et de la frange supérieure de l'infralittoral) sont composés de ceintures étroites d'algues et d'invertébrés dont la répartition est limitée à ce niveau marin.

L'étude de leur répartition géographique, ainsi que leur suivi dans le temps, peut permettre de caractériser la qualité du milieu littoral (on parle d'indicateurs biologiques et plus particulièrement d'espèces sentinelles). Ces organismes sont en effet particulièrement exposés aux pollutions de surface, comme les rejets d'émissaires urbains, les pollutions par hydrocarbures, les huiles et les détergents tensioactifs.

CAMPAGNE DE PRELEVEMENTS

Une campagne tous les trois ans, sera réalisée par temps calme, au cours du second trimestre (entre Avril et Mai, impérativement avant mi-Juin).

POINTS ET NIVEAUX DE PRELEVEMENTS

L'étude de la répartition géographique des peuplements du médiolittoral sera réalisée sur l'ensemble du linéaire côtier des deux secteurs d'étude, Fréjus et Agay.

METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES

Le trait de côte sera digitalisé à partir d'agrandissements de photographies aériennes (IGN 2006) sous SIG. Il sera ensuite découpé en portions de 50 mètres, l'objectif étant d'obtenir la position cartographique et l'estimation d'abondance des peuplements retenus sous quatre classes (voir tableau ci-après), afin d'enrichir la base de données SIG.

Classe	Linéaire couvert sur secteur de 50m	Correspondance classe de densité
0	0 m (0 %)	Absence
1	1 à 10 m (<20 %)	Faible densité
2	11 à 25 m (20 à 50%)	Densité moyenne
3	26 à 50 m (>50%)	Forte densité

Tableau 92 : Classes d'abondance, recouvrement du linéaire côtier (en mètre et en pourcentage) et correspondance en classe de densité.

Chaque portion de 50 m est désignée par un numéro, et est représentée par sa portion de trait de côte, à laquelle correspond l'indice d'abondance des différentes espèces échantillonnées visuellement (voir tableau précédent). En combinant et triant les informations de la base de données, une représentation cartographique des peuplements du médiolittoral sur l'ensemble de la zone d'étude sera réalisée, avec une unité géographique de 50 m.

PARAMETRES A ANALYSER

Parmi ces organismes sentinelles, quelques espèces d'algues, aisément identifiables, seront sélectionnées dans le cadre de cette étude pour leur cartographie linéaire et l'évaluation d'abondance de leur abondance :

- *Lithophyllum byssoides*, (Rhodobiontes, Corallinacées)
- *Cystoseira compressa* var. *stricta* et *Cystoseira amentacea* (Chromobiontes, Fucales, Cystoseiracées).
- Ulvales, algues vertes (Chlorobiontes)
- *Coralina elongata*
- *Rissoella verruculosa*

Par comparaison des bases de données et des cartographies liées, les prochains suivis permettront de préciser facilement l'évolution de ces espèces sentinelles, qui par définition sont des indicateurs de l'évolution de la qualité du milieu marin.

Un rapport minute comprenant les résultats des inventaires et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis suite à cette campagne en tenant compte des délais de traitement de données, d'interprétation des résultats et de transmission des documents.

IX.3.2.3. ANALYSE DU BENTHOS SUR SUBSTRATS DURS

La macrofaune benthique des substrats durs, subissant les contraintes du milieu, peut être un bon indicateur des perturbations du milieu. Il importe donc d'avoir une connaissance précise des peuplements benthiques colonisant les substrats durs dans la zones potentiellement impactées par les rejets des effluents.

CAMPAGNE DE PRELEVEMENTS

Les campagnes biennales, seront réalisées concomitamment avec celles de suivi du coralligène.

POINTS ET NIVEAUX DE PRELEVEMENTS

Un point de suivi du benthos sur substrat dur sera ainsi déterminé à proximité de la zone de suivi du coralligène. Cette station se situera donc à proximité de la façade Est de la Pierre à Sica.

METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES

Il sera effectué dans un premier temps des observations générales visuelles en plongée sur le site retenu dans le but de réaliser un inventaire qualitatif de la faune et de la flore. Dans un deuxième temps, un inventaire quantitatif en plongée (faune visible) sur une superficie de 20 m² sera effectué.

PARAMETRES ET METHODES D'ANALYSES

Les analyses viseront à :

- caractériser les populations benthiques par l'utilisation des indices quantitatifs traditionnels: Abondance, richesse spécifique, types de peuplements, indice de Shannon, le AMBI (Azti Marine Biotique Index) et le M-AMBI.
- caractériser les activités fonctionnelles des organismes présents (suspensivores, détritivores, filtreurs).

- identifier les peuplements ou les espèces qui pourraient servir ultérieurement à établir un suivi allégé.

Un rapport minute comprenant les résultats des inventaires et l'interprétation qui peut en être faite, sera remis suite à cette campagne en tenant compte des délais d'identification des espèces rencontrées, d'interprétation des résultats et de transmission des documents.

**IX.4. TABLEAU DU PLANNING PREVISIONNEL POUR UN SUIVI
SUR 6 ANS**

X. ANNEXES

Annexe 1 : Résultats du laboratoire IDHESA et des données fournies par la sonde « Hydrolab quanta multiparameter water quality sonde » sur les qualités bactériologiques et physico-chimiques de l'eau – Stations de surface.

	SURFACE - 1 m								
Paramètres analysés	Turbidite Néphélométrique	Matières En Suspension	MVS	Température	DO	Salinité	Conductivité	PH	DO %
Unités	NTU	MG/l	mg/l	°C	mg/l	psu	ms/cm		%
EQA1	0,6			22,53	7,14	37,06	50,4	7,86	99,8
EQA12	0,5	<2		22,52	6,82	37,49	50,9	7,86	95,1
EQA2	0,6	<2	N/A	22,53	7,64	37,44	50,8	7,84	97,5
EQA3	0,2	<2		22,76	7	37,22	50,6	7,89	98,7
EQA4	0,3	<2		22,71	6,95	37,08	50,4	7,91	96,8
EQF1	0,4	<2		23	6,86	36,57	49,8	7,73	97,1
EQF1 04/08	0,6	<2		23,24	7,64	36,134	49,2	7,89	97,5
EQF2	0,4	<2		22,44	7,01	36,41	49,6	7,75	97
EQF2 04/08	0,5	<2	N/A	23,44	7,61	36,42	49,6	7,75	97,5
EQF3	0,5	<2		22,75	7,87	37,21	50,5	7,75	97,8
EQF4	0,7	<2		22,55	6,95	37,15	50,5	7,76	98,1
EQF5	0,3	<2		22,65	7,77	36,87	50,1	7,77	98,1

Annexe 2 : Résultats du laboratoire IDHESA et des données fournies par la sonde « Hydrolab quanta multiparameter water quality sonde » sur les qualités bactériologiques et physico-chimiques de l'eau – Stations de fond.

	FOND + 1 m								
Paramètres analysés	Turbidite Néphélométrique	Matières En Suspension	MVS	Température	DO	Salinité	Conductivité	PH	DO %
Unités	NTU	MG/l	mg/l	°C	mg/l	psu	ms/cm		%
EQA1	14,8	22	17	15,1	7,64	32,84	45,3	7,89	93,8
EQA12	1,5	<2		14,94	7,32	36,9	50,2	7,9	88
EQA2	0,6	<2	29,2	14,88	9	37,29	50,7	7,9	93,8
EQA3	0,2	<2		21,91	7,06	37,14	50,5	7,9	98,3
EQA4	0,4	<2		21,88	7,45	37,01	50,3	7,97	98,3
EQF1	1,7	3	<2	18,69	7,44	34,67	47,5	7,78	96
EQF1 04/08	38	38		15,1	7,44	32,61	44,9	7,9	95,2
EQF2	2,6	<2		17,5	7,43	31,7	43,8	7,75	96,5
EQF2 04/08	41	74	33,6	16,5	7,43	30,59	42,4	7,77	96,5
EQF3	0,5	<2		15,5	7,7	37,02	50,3	7,75	97,5
EQF4	0,3	<2		21,56	7,25	37,01	50,3	7,77	98,4
EQF5	0,8	<2		21,5	7,78	36,82	50,1	7,78	102,1

Annexe 3 : Résultats des laboratoires IDHESA et LHMA sur la qualité chimique des sédiments – Zone Fréjus.

Paramètres analysés	Unités	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA
		SQF1		SQF2		SQF3		SQF4		SQF5		SQF6		SQF7		SQF8		SQF9		SQF10		SQF11		SQF12		SQF13		SQF14		SQF15		SQF16			
Matières Sèches	%	69,60		57,20		75,00		69,40		78,70		54,00		69,80		66,40		52,60		55,70		59,50		54,60		37,10		52,40		61,90		73,00			
Carbone Organique	g/kg MS	12,20	15,40	16,50	21,51	2,00	1,91	2,00	1,81	1,90	20,78	23,90	17,37	15,60	16,39	22,00	21,59	27,20	26,09	20,90	22,32	22,20	26,31	19,20	17,41	50,40	48,04	27,50	25,67	14,70	15,46	2,90	2,16		
Azote Total Kieldhal (en N)	mg/kg MS	700,00	794,00	110,00	118,726	300,00	280,32	200,00	196,08	100,00	122,099	140,00	<15,0	100,00	752,29	100,00	994,50	170,00	166,280	150,00	138,938	130,00	106,134	1500,00	126,474	410,00	275,776	190,00	1503,18	1100,00	893,97	300,00	210,05		
Phosphore Total (en P)	mg/kg MS	540,00	599,00	130,00	576,71	240,00	423,29	150,00	173,09	160,00	566,72	530,00	333,13	490,00	529,51	500,00	518,97	540,00	535,08	490,00	486,77	500,00	499,75	550,00	540,94	650,00	635,80	580,00	583,21	480,00	463,55	300,00	322,50		
Hydrocarbures																																			
Hydrocarbures Totaux	mg/kg MS	45	72	24	139,2	7	<10	<5	<10	10	<10	65	<10	48	<10	51	<10	74	<10	56	169	44	235	59	451	175	280	80	93	31	54	8	19		
Micropolluants Inorganiques																																			
Cadmium	mg/kg MS	<0,2	0,13	0,66	0,11	<0,2	<0,1	<0,2	<0,1	<0,2	0,17	<0,2	<0,1	<0,2	0,16	<0,2	0,16	<0,2	0,22	0,20	0,22	<0,2	0,1	<0,2	0,12	0,22	0,3	<0,2	0,22	<0,2	0,12	<0,2	0,1		
Chrome Total	mg/kg MS	47,00	45	32,00	58	6,40	<10	5,30	10	9,40	62	51,00	<10	41,00	50	48,00	57	54,00	66	44,00	54	46,00	60	62,00	74	60,00	70	55,00	64	44,00	49	20,00	24		
Cuivre	mg/kg MS	18,00	22	42,00	23	<2	<4	2,2	<4	8,6	34	29,00	9	20,00	25	25,00	29	31,00	39	24,00	29	22,00	29	30,00	37	42,00	49	31,00	39	17,00	21	4,9	7		
Fer	g/kg MS	30,00	21,5	17,00	29,7	6,3	8,6	5,4	5,2	7,6	26,6	25,00	6,6	23,00	23	24,00	25	26,00	26,3	23,00	22,9	25,00	26,9	29,00	29,5	29,00	28,8	28,00	28,1	25,00	25,7	13,00	13,3		
Mercure	mg/kg MS	<0,04	<0,05	0,04	<0,05	<0,04	<0,05	<0,04	<0,05	<0,04	<0,05	0,04	<0,05	0,04	<0,05	0,04	<0,05	0,05	<0,05	0,04	<0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,08	<0,05	<0,04	<0,04	<0,05	<0,04	<0,05		
Plomb	mg/kg	37	45	63	32	18	12	9,7	11	17	60	58	39	48	48	55	55	56	58	45	46	47	53	57	60	58	60	55	60	39	38	20	13		

Annexe 4 : Résultats des laboratoires IDHESA et LHMA sur la qualité chimique des eaux interstitielles des sédiments – Zone Fréjus.

FREJUS_Lixiviat		Résultats																	
Analyses Phvsico-Chimiques	Unités	Labo	SQF1	SQF2	SQF3	SQF4	SQF5	SQF6	SQF7	SQF8	SQF9	SQF10	SQF11	SQF12	SQF13	SQF14	SQF15	SQF16	
Azote Ammoniacal (en NH4)	mg/l	IDHESA	2	1	3,2	2,54	0,95	2,82	2,11	1,69	2,65	2,37	1,6	2,32	7	2,92	1,77	1,33	
		LHMA	7,03	8,40	16,73	17,41	3,60	13,65	1,83	4,84	2,81	7,41	6,64	4,90	10,14	4,50	11,71	8,28	
Nitrates (en NO3)	mg/l	IDHESA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	
		LHMA	0,49	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1,28	0,88	<0,05	<0,05	<0,05	0,48	<0,05	<0,05	<0,05	6,92	
Nitrites (en NO2)	mg/l	IDHESA	0,01	<0.01	<0.01	<0.01	0,01	0,01	0,02	0,01	<0.01	<0.01	0,01	0,03	<0.01	0,02	0,02	0,01	
		LHMA	0,11	0,05	<0,02	0,01	0,06	0,02	0,04	0,15	0,20	0,09	0,12	0,07	0,03	0,05	0,07	0,13	
Orthophosphates (en PO4)	mg/l	IDHESA	0,6	0,58	0,27	0,24	0,46	0,53	0,87	0,51	0,45	0,41	0,4	0,44	0,93	0,32	0,26	0,25	
		LHMA	<0,1	0,25745	1,31943125	1,53826375	<0,1	1,312995	0,128725	<0,1	<0,1	<0,1	0,128725	0,128725	0,46341	<0,1	0,3218125	<0,1	
Agents de Surface (Réag. Bleu Méth)	ug/l	IDHESA	<50	63	<50	<50	110	<50	<50	62	77	58	57	<50	93	54	<50	<50	
		LHMA	534,10	77,11	< 5	134,23	54,26	142,80	12,85	138,23	77,11	99,96	74,26	206,30	52,84	482,8	18,56	5,71	

Annexe 5 : Résultats des laboratoires IDHESA et LHMA sur la qualité chimique des sédiments – Zone Agay.

Paramètres analysés	Unités	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA	IDHESA	LHMA		
		SQA1		SQA2		SQA3		SQA4		SQA5		SQA6		SQA7		SQA8		SQA9		SQA10		SQA11		SQA12		SQA13	
Matières Sèches	%	58,30		59,6		50,1		92,6		67,6		59,7		58,9		56		64,3		54,3		57,2		59,8		64,1	
Carbone Organique	g/kg MS	10,50	12,25519	6,9	5,60342	17,1	13,23504	<1.5	1,2525	9	0,86	8,4	8,34803	5,7	5,32703	8,3	8,02579	10,2	10,35196	17,9	12,60764	11,4	12,10608	6,1	5,01994	3,8	3,32324
Azote Total Kieldhal (en N)	mg/kg MS	900,00	661,599	700	518,9954	800	618,8112	0,2	<50	500	531	700	634,7121	600	504,4063	700	560,4962	500	536,6303	800	678,0131	600	689,6736	500	452,5994	400	337,6452
Phosphore Total (en P)	mg/kg MS	3000,00	2093,1502	310	298,0778	200	173,1744	20	168,6366	440	427	470	457,8829	410	451,8409	400	392,9314	290	393,5356	350	285,4845	880	340,4016	300	995,3364	520	341,7616
Hydrocarbures																											
Hydrocarbures Totaux	mg/kg MS	52	100	16	29	20	<10	<5	122	15	65	18	385	14	278	19	223	21	119	22	344	19	288	33	294	11	35
Micropolluants Inorganiques																											
Cadmium	mg/kg MS	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	0,14	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1	<0.2	<0,1
Chrome Total	mg/kg MS	11	17	6.9	10	6.8	<10	6.7	<10	9.4	13	9.9	14	9.2	10	9.8	10	9.3	11	9	<10	9.4	<10	6.8	11	41	<10
Cuivre	mg/kg MS	8.4	16	2.4	5	4.2	6	2.3	<4	<2	4	2.8	5	3.1	5	3.2	5	5.1	6	3.1	5	3.2	5	2.9	6	19	<4
Fer	g/kg MS	10	11,2	5	5,2	5.3	5,1	1	9,4	11	12	9.5	9,7	6.4	8,2	8.9	6,1	8.4	9,5	5.2	7,9	10	4,7	6.7	10,7	22	6,2
Mercure	mg/kg MS	0,07	0,13	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	<0.04	<0,05	0,1	<0,05
Plomb	mg/kg MS	23	23	18	13	22	16	27	8	19	14	23	17	22	16	21	15	24	16	22	13	19	13	21	14	53	14
Zinc	mg/kg MS	59	126	19	26	33	37	27	28	21	33	20	25	22	26	21	28	31	30	20	33	30	24	28	76	80	34

Micropolluants Organiques																											
0 PCB 101	µg/kg M S	<10	0,98	<10	0,98	<10	1,31	<10	0,88	<10	1,15	<10	1,13	<10	0,83	<10	1,09	<10	1,05	<10	0,85	<10	0,83	<10	0,84	<10	0,73
0 PCB 118	µg/kg M S	<10	1,46	<10	1,16	<10	3,4	<10	1,82	<10	2,38	<10	3,1	<10	2,67	<10	2,62	<10	1,67	<10	1,05	<10	1,05	<10	1,16	<10	0,96
0 PCB 138	µg/kg M S	<10	3,37	<10	1,25	<10	2,58	<10	1,4	<10	1,94	<10	2,19	<10	1,2	<10	1,81	<10	1,67	<10	1,21	<10	1,2	<10	1,12	<10	1,01
0 PCB 153	µg/kg M S	<10	1,33	<10	0,87	<10	1,83	<10	1,15	<10	1,5	<10	1,67	<10	0,91	<10	1,39	<10	1,36	<10	1,05	<10	1,02	<10	0,99	<10	0,86
0 PCB 180	µg/kg M S	<10	1,2	<10	2,75	<10	1,5	<10	0,84	<10	1,06	<10	0,69	<10	1,12	<10	1,28	<10	0,9	<10	0,88	<10	0,91	<10	0,89	<10	0,82
0 PCB 28	µg/kg M S	<10	0,84	<10	2,88	<10	1,69	<10	0,97	<10	1,35	<10	1,23	<10	1,14	<10	1,26	<10	1,13	<10	1	<10	0,97	<10	0,97	<10	0,86
0 PCB 52	µg/kg M S	<10	1,13	<10	1,31	<10	4,28	<10	1,42	<10	1,72	<10	2	<10	2,22	<10	1,62	<10	1,21	<10	0,96	<10	0,88	<10	0,95	<10	0,82
PCB Totaux	µg/kg M S	<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20		<20	
Somme des 7 PCB	µg/kg M S	<70	10,31	<70	11,2	<70	16,59	<70	8,48	<70	11,1	<70	12,01	<70	10,09	<70	11,07	<70	8,99	<70	7	<70	6,86	<70	6,92	<70	6,06
Acénaphène	µg/kg M S	70	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Acénaphylène	µg/kg M S	20	<10	<10	<10	20	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	106	<10	<10
Anthracène	µg/kg M S	100	23	<10	<10	30	56	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	0,02	<10	<10	<10	<10	<10	130	33	<10	<10	
Benzo(1.12)Perylène	µg/kg M S	150	72	<10	<10	100	86	<10	<10	<10	12	<10	19	<10	<10	30	18	20	13	20	16	20	21	40	42	<10	<10
Benzo(1.12)Fluoranthène	µg/kg M S	130	100	<10	11	90	96	<10	<10	<10	<10	<10	19	<10	10	20	23	20	16	<10	21	20	25	40	54	<10	<10
Benzo(3.4)Fluoranthène	µg/kg M S	240	54	<10	<10	150	58	<10	<10	<10	12	<10	10	<10	<10	40	12	20	<10	20	11	30	13	80	30	<10	<10
Benzo(a)anthracène	µg/kg M S	270	88	<10	<10	190	119	<10	<10	<10	<10	<10	17	<10	<10	50	22	20	13	20	13	30	18	90	43	<10	<10
Benzo(a)Pvrène	µg/kg M S	270	108	<10	10	170	128	<10	<10	<10	12	<10	23	<10	11	50	24	20	16	20	21	30	26	90	57	<10	<10

Chrsène	µg/kg M S	230	70	<10	<15	160	72	<10	<15	<10	<15	<10	<15	<10	<15	40	17	20	<15	20	<15	30	<15	90	35	<10	<15
Dibenzo(a.h)ant hracène	µg/kg M S	40	34	<10	<10	20	38	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	20	22	<10	<10
Fluoranthène	µg/kg M S	460	132	<10	15	34	245	<10	<10	20	14	20	30	<10	13	60	38	50	24	30	37	50	30	210	91	<10	<10
Fluorène	µg/kg M S	90	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	160	26	<10	<10
Indéno(1.2.3-Cd)Pvrène	µg/kg M S	170	79	<10	<15	110	<15	<10	<15	<10	<15	<10	<15	<10	<15	30	19	20	15	20	<15	20	32	50	28	<10	<15
Naphtalène	µg/kg M S	90	39	<10	51	<10	31	<10	107	<10	95	<10	31	<10	112	<10	35	<10	109	<0.01	<15	<10	<15	<10	20	<10	<15
Phénantrène	µg/kg M S	330	62	<10	<15	100	86	<10	<15	<10	<15	<10	16	<10	<15	<10	15	20	<15	<10	21	20	25	320	101	<10	<15
Pvrène	µg/kg M S	360	167	<10	19	270	297	<10	<10	<10	19	20	38	<10	16	60	44	30	25	30	41	40	44	130	100	<10	14
Somme des 16 HAP	µg/kg M S	3020	1058	<160	231	1780	1357	<160	272	170	279	180	273	<160	287	450	317	310	321	260	276	350	314	1480	798	<160	184

Annexe 6 : Résultats des laboratoires IDHESA et LHMA sur la qualité chimique des eaux interstitielles des sédiments – Zone Agay.

FREJUS_Lixiviat		Résultats													
Analyses Physico-Chimiques	Unités	Labo	SQA1	SQA2	SQA3	SQA4	SQA5	SQA6	SQA7	SQA8	SQA9	SQA10	SQA11	SQA12	SQA13
Azote Ammoniacal (en NH4)	mg/l	IDHESA	1,48	2,11	0,97	0,56	2,59	3,21	2,82	2,74	4,12	4,72	4,82	6,55	3
		LHMA	*	*	7,3818	19,134	*	14,4198	11,9088	13,8546	*	10,5714	16,3854	6,6186	12,4848
Nitrates (en NO3)	mg/l	IDHESA	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
		LHMA	*	*	0,30	<0,05	*	<0,05	<0,05	<0,05	*	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nitrites (en NO2)	mg/l	IDHESA	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
		LHMA	*	*	0,10	*	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	*	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Orthophosphates (en PO4)	mg/l	IDHESA	0,41	0,3	0,09	0,12	0,75	0,59	0,59	0,63	0,22	0,62	0,49	0,43	0,44
		LHMA	*	*	<0,1	<0,1	*	0,1805	0,9405	0,532	*	0,285	0,247	0,1	0,19
Agents de Surface (Réag. Bleu Méth)	ug/l	IDHESA	>50	>50	65,5	>50	>50	>50	>50	>50	>50	78,2	62	>50	>50
		LHMA	42,09	80,14	25,70	62,29	22,85	195,84	114,24	111,38	51,41	71,40	31,42	17,14	99,96

Annexe 7 : Résultats du laboratoire IDHESA de Brest pour les paramètres physico-chimiques de la matière vivante – Zone Fréjus-Agay.

Paramètres analysés	Méthodes	Résultats										Unités
		Moules 0	Moules 1	Moules 2	Moules 3	Moules 4	Moules 5	Moules 6	Moules 7	Moules 8	Moules 9	
Analyses Physico-Chimiques												
Matières Sèches	Séchage à 105 °C / Pesée	12.3	10.6	11.6	10.7	11.0	11.5	12.0	11.0	10.7	10.7	%
Micropolluants Inorganiques												
Arsenic	ICP	21	21,6	23,5	23,2	21,4	23,5	18	18,5	21	20	mg/kg M S
Cadmium	ICP	0,54	0,7	0,61	0,72	0,64	0,71	0,7	0,65	0,75	0,71	mg/kg M S
Chrome Total	ICP	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	mg/kg M S
Cuivre	ICP	3,8	3,9	3,5	3,6	3,5	3,8	2,9	3	3,2	3,4	mg/kg M S
Fer	ICP	0,13	0,32	0,18	0,39	0,33	0,30	0,17	0,15	0,13	0,18	g/kg MS
Mercure	Fluorescence Atomique	0,08	0,04	0,07	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,09	0,09	mg/kg M S
Nickel	ICP	<1	1,3	<1	1,5	1,4	1,4	1,8	1,3	1,2	1,5	mg/kg M S
Plomb	ICP	<1	2	1,6	2,3	2,2	2	1,8	1,3	1,6	1,6	mg/kg M S
Zinc	ICP	160	230	212	285	249	241	256	219	263	286	mg/kg M S

Micropolluants Organiques													
Aldrine	Méthode MOA32	interne	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	mg/kg M S
DDD-4-4'	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
DDE-4.4'	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
DDT-4.4'	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Dieldrine	Méthode MOA32	interne	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	mg/kg M S
Endosulfan Alpha	Méthode MOA32	interne	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	mg/kg M S
Endrine	Méthode MOA32	interne	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	mg/kg M S
HCH Ataha	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
HCH Béta	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
HCH Gamma (Lindane)	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Heotachlore	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Heptachlore Epoxide	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Hexachlorobenzène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB 101	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB 118	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB 138	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S

PCB 153	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB 180	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB 28	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB 52	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
PCB Totaux			<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	mg/kg M S
Somme des 7 PCB			<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	mg/kg M S
Acénachtène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Acénaphthylène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.131	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Anthracène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Benzofl.12)Pervlène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Benzof 11.12)Fluoranthène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Benzo(3.4)Fluoranthène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Benzofalanthracène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Benzo(a)Pvrène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Chrysène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Dibenzofa.h)anthracène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Fluoranthène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S

Fluorène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Indénod.2.3-Cd)Pyrène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Naphtalène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	6	1.33	0.78	0.17	mg/kg M S
Phénantrène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.529	0.163	0.068	<0.05	mg/kg M S
Pvrène	Méthode MOA32	interne	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	mg/kg M S
Somme des 16 HAP			<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	mg/kg M S

Annexe 8 : Résultats du laboratoire Arago de Banyuls sur Mer sur les peuplements benthiques des sédiments – Zone Fréjus-Agay.

Especes	Embranchement	GT	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16
<i>Abyssoninoe hibernica</i>	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	4	2	2	0	2	0	4	3	1	1
<i>Aglaophamus rubella</i>	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amaeana trilobata</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	7	2	0	0
<i>Ampharete grubei</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	7	0	0	0
<i>Amphicteis gunneri</i>	Annelida	Dépositores	2	0	0	0	1	0	1	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>Ancistargis hamata</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Anobothrus gracilis</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	1	0	2	0	6	0	0	0
<i>Aponuphis bilineata</i>	Annelida	Carnivore	1	1	0	0	1	0	2	2	4	5	2	0	1	1	0	0	0	0	0	4	5	0	1	6	0	0	0	0	0
<i>Arabella iricolor</i>	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aricidea fauveli</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	6	2	1	0
<i>Aricidea longobranchiata</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aricidea pseudoarticulata</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Aricidea sp.</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Aricidea suecica</i>	Annelida	Dépositores	0	1	0	0	0	3	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Brada villosa</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Branchiomma bombyx</i>	Annelida	Filtreurs	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetozone setosa</i>	Annelida	Dépositores	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	1	12	0	0	0	1	3	5	1	1	1	3	11	0	3	0
<i>Chone duneri</i>	Annelida	Filtreurs	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cirratulus sp.</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cirriformia sp.</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cirrophorus branchiatus</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clymene sp.</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clymenura tricirrata</i>	Annelida	Dépositores	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	6	0	0	4	2	0	0
<i>Clymenura clypeata</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cossura coasta</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cossura sp.</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dasybranchus sp.</i>	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Diplocirrus glaucus	Annelida	Dépositores	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	
Drilonereis filum	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0	0	1	4	1	1	0		
Eteone foliosa	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Eteone picta	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Eteone sp.	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Euclymene palermitana	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	9	0	0	
Euclymene sp.	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
Eunice harassii	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	
Eunice pennata	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Eunice vittata	Annelida	Carnivore	2	0	0	0	11	6	15	2	5	6	7	7	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Glycera alba	Annelida	Carnivore	4	2	0	0	2	1	0	2	0	0	2	0	0	1	4	0	0	0	7	1	2	2	7	0	0	2	1	0	0
Glycera fallax *	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	3	0	0	1	6	6	0	1	3	1	1	4	3	5	0
Glycera tessellata	Annelida	Carnivore	0	0	0	4	2	1	0	4	0	0	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glycinde nordmanni	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Goniada maculata	Annelida	Carnivore	0	2	0	0	1	1	0	0	3	2	0	0	0	1	2	0	0	0	10	10	6	6	11	1	0	0	2	3	0
Harmothoe antilopes	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harmothoe sp.	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hediste diversicolor	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteromastus filiformis	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	1	3	6	4	1	1	1	0	1	17	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hyalinoecia brementi	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hyalinoecia fauveli	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	6	0	
Hyalinoecia tubicola	Annelida	Carnivore	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jasmineira elegans	Annelida	Filtreurs	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kefersteinia cirrata	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Labioleanira yhleni	Annelida	Carnivore	1	0	0	0	3	1	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Laetmonice hystrix	Annelida	Carnivore	0	1	0	0	0	0	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Lanice conchylega	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Laonice cirrata	Annelida	Dépositores	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	4	5	0	1	3	1	0	2	7	1	0
Lumbriclymene minor	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Lumbrineriopsis paradoxa	Annelida	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumbrineris gracilis	Annelida	Carnivore	0	2	0	0	3	7	0	8	0	4	4	2	0	2	0	0	0	1	3	3	0	0	1	0	0	2	6	0	0
Lumbrineris latreilli	Annelida	Carnivore	3	1	0	2	4	0	0	0	1	1	1	1	0	4	42	1	0	0	39	30	48	15	24	15	0	24	21	7	0

<i>Epizoanthus arenaceus</i>	Cnidaria	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0		
<i>Scolanthus callimorphus</i>	Cnidaria	Carnivore	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Veretillum cynomorium</i>	Cnidaria	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Alpheus glaber</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Ampelisca sarsi</i>	Crustacea	Dépositores	1	0	0	0	0	1	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Ampelisca typica</i>	Crustacea	Dépositores	0	1	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0		
Amphipoda ind.	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Anapagurus breviaculeatus</i>	Crustacea	Carnivore	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Anapagurus laevis</i>	Crustacea	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Anapagurus petiti</i>	Crustacea	Carnivore	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Aora spinicornis</i>	Crustacea	Dépositores	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Apherusa chiereghinii</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Apseudes latreilli</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	3	2	5	3	0	3	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0		
Caridea ind.	Crustacea	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Ceradocus semiserratus</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cheirocratus sundevallei</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Conilera cylindracea</i>	Crustacea	Carnivore	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dexamine spinosa</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Diastylis laevis</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ebalia tuberosa</i>	Crustacea	Carnivore	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Eocuma ferox</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ericthonius punctatus</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Goneplax rhomboides</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Harpinia ala</i>	Crustacea	Dépositores	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Harpinia dellavallei</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Harpinia truncata</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hippomedon massiliensis</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Idotea pelagica</i>	Crustacea	Carnivore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Iphinoe serrata</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptocheirus pectinatus</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptognathia sp.</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucothoe incisa</i>	Crustacea	Dépositores	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Embranchement	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	
Abondance	Annelida	36	20	0	19	57	27	57	48	68	60	50	23	9	24	131	9	12	66	123	97	104	56	133	59	20	148	130	51	8	
Abondance	Cnidaria	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	29	0	
Abondance	Crustacea	8	3	0	0	5	7	16	4	11	21	28	2	3	5	7	0	3	2	9	15	12	5	1	11	2	9	3	10	0	
Abondance	Echinodermata	0	3	0	0	5	1	1	0	2	0	8	2	0	0	1	0	0	0	1	0	2	1	0	4	1	7	0	1	5	
Abondance	Mollusca	10	5	0	0	4	9	4	7	8	0	7	2	7	7	31	1	3	2	78	7	18	188	88	10	5	81	229	3	30	
Abondance	Autres	0	1	0	0	0	0	4	2	2	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	2	1	1	1	0	1	
Abondance	Sipunculida	35	265	0	68	12	4	8	4	34	30	60	4	39	1	3	147	101	2	0	0	2	3	0	7	1	0	3	5	0	
	Embranchement	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	
Nb d'espèces	Annelida	20	15	0	7	27	12	27	23	24	28	24	14	9	18	30	6	4	6	34	21	24	27	31	26	13	38	33	23	6	
Nb d'espèces	Cnidaria	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	
Nb d'espèces	Crustacea	6	3	0	0	5	7	13	3	7	11	18	2	3	4	5	0	2	1	4	5	7	3	1	4	2	5	3	4	0	
Nb d'espèces	Echinodermata	0	1	0	0	4	1	1	0	2	0	4	2	0	0	1	0	0	0	1	0	2	1	0	4	1	3	0	1	1	
Nb d'espèces	Mollusca	6	4	0	0	4	8	4	5	5	0	4	2	6	6	7	1	2	2	4	5	8	6	8	6	5	6	7	3	8	
Nb d'espèces	Autres	0	1	0	0	0	0	3	1	2	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	2	1	1	1	0	1	
Nb d'espèces	Sipunculida	1	1	0	1	1	1	1	2	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	0	0	2	2	0	2	1	0	2	0	
Groupes trophiques		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	
Carnivores		21	14	0	18	41	21	36	32	37	37	34	18	11	21	59	7	15	65	78	70	77	35	58	37	5	46	40	57	5	
Dépositores		58	279	0	69	37	20	47	27	81	75	112	14	44	11	98	150	103	5	125	47	54	199	136	52	22	169	314	40	13	
Filtreurs		10	5	0	0	5	7	7	6	7	2	7	1	4	6	16	1	1	2	9	3	7	19	29	5	3	31	12	2	26	
Total		89	298	0	87	83	48	90	65	125	114	153	33	59	38	173	158	119	72	212	120	138	253	223	94	30	246	366	99	44	
% Groupes trophiques		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	
Carnivores		24	5	0	21	49	44	40	49	30	32	22	55	19	55	34	4	13	90	37	58	56	14	26	39	17	19	11	58	11	
Dépositores		65	94	0	79	45	42	52	42	65	66	73	42	75	29	57	95	87	7	59	39	39	79	61	55	73	69	86	40	30	
Filtreurs		11	2	0	0	6	15	8	9	6	2	5	3	7	16	9	1	1	3	4	3	5	8	13	5	10	13	3	2	59	

Stations	Nb d'espèce/ 0.1m2	Abondance/0.1m2
A1	33	89
A2	26	298
A3	0	0
A4	8	87
A5	41	83
A6	29	48
A7	49	90
A8	34	65
A9	41	125
A10	42	114
A11	52	153
A12	22	33
A13	20	59
F1	30	38
F2	44	173
F3	9	158
F4	9	119
F5	10	72
F6	44	212
F7	32	120
F8	44	139
F9	39	253
F10	41	223
F11	45	94
F12	23	30

F13	53	246
F14	46	366
F15	35	99
F16	16	44

Annexe 9 : Résultats de la description des limites inférieures des herbiers de posidonies.

AGAY 1 (Ouest)				
Quadrat N°	Profondeur	Nbre faisceaux 0,04m2	Nbre Faisceaux 1m2	Déchaussement
1	31,5	12	300	2,5
2	28,5	9	225	6,5
3	28,5	12	300	6,5
4	28	14	350	7,5
5	28	7	175	3
6	27	12	300	6
7	27	10	250	3
8	27	8	200	8
9	26,5	8	200	10
10	26,5	10	250	10
11	26,5	3	75	13
12	26	7	175	9,5
13	26	7	175	7
14	26	3	75	10
15	25,5	8	200	3
16	25,5	7	175	6,5
17	25	13	325	10
18	25	6	150	9
19	28	4	100	3
20	28	3	75	5

Agay 2(émissaire)				
Quadrat N°	Profondeur	Nbre faisceaux 0,04m2	Nbre Faisceaux 1m2	Déchaussement
1	30	2	50	10
2	30	12	300	6,5
3	30	6	150	13
4	30	9	225	3
5	30	3	75	4
6	29	13	325	0
7	28	9	225	10
8	28	5	125	5
9	29	9	225	5
10	29	18	450	5
11	29,5	8	200	3
12	29,5	7	175	7
13	30,2	2	50	0
14	30	7	175	1
15	30	2	50	5
16	30	3	75	5
17	30	5	125	3
18	30	7	175	5
19	30	3	75	5
20	30	8	200	5

Agay 3 (Est)				
Quadrat N°	Profondeur	Nbre faisceaux 0,04m2	Nbre Faisceaux 1m2	Déchaussement
1	28,5	6	150	6,5
2	28	10	250	13
3	28	5	125	2,5
4	28	5	125	13
5	27,5	9	225	7,5
6	27	9	225	13
7	27	8	200	7,5
8	27	8	200	10
9	26,5	1	25	11
10	26,5	9	225	4
11	26,5	11	275	5
12	26,5	9	225	11
13	27	4	100	5
14	27	3	75	5
15	27,5	8	200	7
16	28,5	5	125	6
17	28,5	9	225	10
18	27,5	10	250	13
19	28	3	75	12
20	28,5	7	175	3

Fréjus 1 (Ouest)				
Quadrat N°	Profondeur	Nbre faisceaux 0,04m2	Nbre Faisceaux 1m2	Déchaussement
1	16	14	350	5
2	16	15	375	5
3	16	13	325	4
4	16	10	250	4
5	16	8	200	2
6	16	13	325	5
7	16	12	300	3
8	16	15	375	2
9	16	10	250	4
10	16	14	350	3
11	16	18	450	2
12	16	19	475	2
13	16	12	300	4
14	16	17	425	2
15	16	20	500	5
16	16	17	425	4
17	16	10	250	4
18	16	10	250	4
19	16	9	225	2
20	16	10	250	5

Fréjus 2 (Extreme Ouest)				
Quadrat N°	Profondeur	Nbre faisceaux 0,04m2	Nbre Faisceaux 1m2	Déchaussement
1	20,7	4	100	3
2	20,8	7	175	3
3	20,8	5	125	3
4	20,6	2	50	2
5	20,6	6	150	2
6	20,4	7	175	3
7	20,4	4	100	2
8	20,4	5	125	2
9	20,3	5	125	2
10	20,1	5	125	2
11	20,1	11	275	2
12	20,2	3	75	3
13	20,2	5	125	5
14	20,1	9	225	3
15	20,4	10	250	2
16	20,6	3	75	5
17	20,7	9	225	3
18	20,8	8	200	5
19	20,9	7	175	2
20	20,9	5	125	2

Annexe 10 : Résultats de la description du coralligène.

longueur	largeur	nécrose	colonisation
50	40	0	
60	100	0	
30	20	55	Epiphytée
24	20	10	Epiphytée
30	20	0	
50	30	0	
70	80	10	Epiphytée
37	90	0	
45	30	0	
90	90	0	
60	55	0	
60	40	10	Epiphytée
60	30	10	Epiphytée
30	30	10	Epiphytée
26	20	10	Epiphytée
50	46	10	Epiphytée
30	26	10	Epiphytée
45	25	10	Epiphytée
14	13	0	
20	20	5	Epiphytée
30	24	10	Epiphytée
15	15	0	
40	40	10	Epiphytée
60	50	0	

15	10	10	Epiphytée
10	10	10	Epiphytée
16	6	0	
20	25	10	Epiphytée
55	40	10	Epiphytée
30	30	0	
63	50	60	20s 40e
76	20	0	
70	90	0	
60	80	0	
90	68	0	
60	38	10	Epiphytée
50	20	5	Epiphytée
40	45	0	
45	26	0	
75	50	0	
66	70	0	
68	60	5	Epiphytée
56	37	0	
82	56	10	Epiphytée
57	50	0	
50	35	0	
88	30	0	
20	20	0	
55	50	0	
40	25	0	
30	35	0	
50	20	0	

60	83	0	
20	12	0	
60	50	10	Epiphytée
50	30	0	
46	52	10	Epiphytée
40	40	0	
56	39	0	
110	65	0	
40	40	0	
50	30	55	5n 50e
38	40	0	
70	70	0	
88	60	0	
45	30	20	Epiphytée
80	70	0	
80	80	0	
45	50	0	