



HAL
open science

Dignostic écotoxicologique de la pollution marine au Sénégal

Amidou Sonko

► **To cite this version:**

Amidou Sonko. Dignostic écotoxicologique de la pollution marine au Sénégal. Biotechnologie. Université de Bretagne Sud; Université Cheikh Anta Diop (Dakar, Sénégal; 1957-...), 2022. Français. NNT : 2022LORIS643 . tel-04049470

HAL Id: tel-04049470

<https://theses.hal.science/tel-04049470v1>

Submitted on 28 Mar 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR (UCAD) ET
UNIVERSITE DE BRETAGNE SUD (UBS)**



**ECOLE DOCTORALE SCIENCES DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE
L'ENVIRONNEMENT 'ED-SEV' (UCAD) ET ECOLE DOCTORALE SCIENCES DE
LA MER ET DU LITTORAL 'ED-SML' (UBS)**

**DOCTORAT / SCIENCES
BRETAGNE / DE LA MER
LOIRE / ET DU LITTORAL**



FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES (UCAD) ET FACULTE DES SCIENCE (UBS)

IMAGO (IRD/Sénégal), CRODT (ISRA/Sénégal), LTH (UCAD/Sénégal) et LBCM (UBS/France)

Année : 2022

N° : xx (UCAD) ; N° : 643 (UBS)

THESE DE DOCTORAT

Spécialité : Biotechnologie et Ecotoxicologie Marine

Présentée par : Amidou SONKO

**DIAGNOSTIC ECOTOXICOLOGIQUE DE LA POLLUTION MARINE AU
SENEGAL**

Soutenue à Dakar (Sénégal), le 10 décembre 2022 devant le jury composé de :

Président :	Mamadou SIDIBE	Professeur, enseignant chercheur et doyen de la Faculté des Sciences et Techniques à l'UCAD/Sénégal
Rapporteurs :	Alasane SARR	Professeur, enseignant chercheur à l'UCAD/Sénégal
	Modou THIAW	Professeur, chercheur au CRODT/ISRA/Sénégal
	François GALGANI	Professeur, chercheur à l'IFREMER/France
Examineurs :	Cheikh DIOP	Professeur, enseignant chercheur à l'UCAD/Sénégal
	El Hadji SONKO	Professeur, enseignant chercheur à l'UCAD/Sénégal
Directeurs :	Isabelle LINOSSIER	Professeur, enseignant chercheur à UBS/France
	Mamadou FALL	Professeur, enseignant chercheur à l'UCAD/Sénégal
Co-directeurs :	Patrice BREHMER	HDR, chargé de recherche au Lemar/IRD/Sénégal
	Gaël LE PENNEC	Maitre de conférence à UBS/France
Invité :	Dalyal COPIN	Ingénieur en Ecotoxicologie à l'IRMA/France

Dédicaces

C'est avec un grand plaisir que je dédie ce travail à mes parents, Ibrahima SONKO et Mariama SANE, qui ont parfaitement joué leurs rôles tout au long de mes études avec beaucoup de patience.

Je dédie également ce travail à mes grands-parents Ismaïla SANE, Aminata SAGNA, Fatoumata DIATTA, avec qui j'ai grandi et reçu une bonne éducation de base.

A mes encadrants

A mes oncles et à mes tantes.

A mes frères et à mes sœurs.

A mes amis et promotionnaires.

Je dédie aussi ce travail à tous ceux qui ont participé d'une manière ou d'une autre à mes études.

Remerciements

Cette thèse de Doctorat est le résultat d'un long et vigoureux travail de recherche à l'UCAD (LTH, IRD, ISRA/CRODT) et l'UBS (LBCM). En préambule, je souhaite adresser mes remerciements à toutes les personnes qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce travail.

Tout d'abord mes sincères remerciements au BON DIEU (et son bien aimé le PROPHETE MOUHAMMAD PSL) qui m'a donné la santé et la force de pouvoir terminer ce travail.

Mes profonds remerciements aux Pr. Mamadou FALL ; Dr. Patrice BREHMER ; Dr. Gaël LE PENNEC ; Pr. Isabelle LIHOSSIER ; M. Dalyal COPIN ; Dr. Guillaume CONSTANTIN de MAGNY ; Pr. Cheick DIOP ; Dr. Saliou FAYE, Mme Patricia MOULIN qui m'ont impliqué dans ce programme recherche. Leurs disponibilités, leurs apports pédagogiques et matériels et leurs simplicités m'ont permis non seulement d'avoir une notion de la recherche scientifique mais, également, d'acquérir de belles expériences. J'en serais toujours reconnaissant.

Mes remerciements au Président du jury de soutenance, Pr. Mamadou SIDIBE (Doyen de la FST), aux rapporteurs de ma thèse, Pr. François GALGANI, Pr. Modou THIAW et Pr. Alasane SARR et aux examinateurs, Pr. Cheikh DIOP et El Hadji SONKO pour avoir accepté d'évaluer mes travaux de recherche.

Je remercie le Pr. François GALGANI et le Dr. Maryvonne HENRY de l'IFREMER, Feu le Pr. Amy Gassama SOW de l'IPD (Institut Pasteur Dakar & Pr UCAD), Mme Patrice MOULIN (responsable du laboratoire de chimie) et Mme Mary Pierre TINE de l'US IMAGO de l'IRD, M. Ousmane DIANKHA de la DAMCP, Mme Hawa DIALLO du LEA (Laboratoire des Essais et des Analyses) et à tous les équipes de l'IFREMER, de l'IPD, du LEA et de l'US IMAGO pour leurs aides et implications dans l'analyse des paramètres étudiés.

Je remercie également les anciens et nouveaux Directeurs du CRODT de l'ISRA, le Dr. Massal FALL ; Dr Hamet DIADHIOU et particulièrement le Dr. Ndiaga THIAM pour leurs accords et l'accessibilité de tout le matériel nécessaire pour ce travail ainsi qu'aux docteurs, doctorants, étudiants et personnel administratif du CRODT pour leur sens d'intégration aux nouveaux venus.

Je remercie, amplement, les responsables des écoles doctorales ED-SEV (UCAD) le Pr. Mbacké SEMBENE et Pôle doctorale/ED-SML (UBS), le Pr. Nathalie BOURGOUGNON, Karine REHEL et le responsable de la formation doctorale Environnement (UCAD), le Pr. Bienvenu SAMBOU qui m'ont accepté et m'ont permis de réaliser ce travail intéressant pour le bien-être des populations sénégalaises.

Mes remerciements spéciaux aux chimistes du CRODT de l'ISRA : M. Cheikh NDOUR (responsable du laboratoire de chimie) et M. Limallé DEME pour leur participation à ma formation sur le terrain.

Mes grands remerciements au Dr Ndague Diogoul, Dr Oumar SADIO, à M. Ibrahima DIACK et à Mlle Yoba KANDE pour leur implication dans le traitement des données statistiques sur le logiciel R et la réalisation des images sur Matlab.

Je remercie profondément les partenaires financiers et techniques de ce projet : IRD, UMR Lemar, LBCM, CRODT de l'ISRA, Campus France, LTH, DEEC du MEDD, Ambassade France Sénégal, IRD IMAGO, IPD, LEA et TTSM qui ont rendu possible la réalisation de ce travail.

Liste des figures

Figure 1 : Différents sites de prélèvement des échantillons.	43
Figure 2 : Mode opératoire de la recherche des salmonelles.	49
Figure 3 : Mode opératoire de la recherche des <i>V. cholerae</i> , <i>V. parahaemolyticus</i> et <i>V. vulnificus</i>	51
Figure 4 : Séchage des échantillons de sédiments à 30 °C à l'aide d'une étuve (gauche) et tamisage de ces échantillons avec les tamis de mailles de 63 µm, 100 µm, 250 µm, 450 µm, 2 mm (droite). ..	53
Figure 5: extraction des sédiments pour les bioessais.	57
Figure 6 : Cellule de Malassez.	60
Figure 7 : <i>Phaeodactylum tricornutum</i> ; détermination de la CL ₅₀ de l'inhibition de croissance des microalgues.	61
Figure 8 : <i>Artémia salina</i> ; détermination de la CL ₅₀ - 24 h et CL ₅₀ - 48 h de la mortalité des larves d'artémia.	63
Figure 9 : Cycle de vie de l'huître du Pacifique, <i>Magallana gigas</i> (Vogeler <i>et al.</i> , 2016).....	64
Figure 10 : <i>Magallana gigas</i> : détermination de la toxicité potentielle d'échantillon aqueux sur le développement embryolaire de bivalve.	66
Figure 11 : Description du bioessai de toxicité aigüe utilisant <i>Dicentrarchus labrax</i>	67
Figure 12 : Perception du niveau de pollution pour différents sites étudiés autour de la presqu'île de Dakar (voir Tableau 16).....	69
Figure 13 : Perception de l'évolution du niveau de pollution durant ces dix dernières années (voir Tableau 16).....	70
Figure 14 : Perception globale actuelle du niveau de la pollution marine et l'évolution du niveau de la pollution durant ces dix dernières années (voir Tableau 17).	71
Figure 15 : Les causes de la pollution marine autour de la presqu'île de Dakar selon l'enquête de terrain (voir Tableau 17).	72
Figure 16 : Impact de la pollution marine sur la vie quotidienne (voir Tableau 17).....	73
Figure 17 : Impact de la pollution marine sur la santé (voir Tableau 17).....	73
Figure 18 : Satisfaction de l'implication des autorités locales ou nationales concernant la pollution du littoral (voir Tableau 17).....	74
Figure 19 : Solutions à mettre en place contre la pollution marine (voir Tableau 17).....	74
Figure 20 : : Paramètres physicochimiques de la première campagne de prélèvement : température, salinité, oxygène dissout et turbidité dans les eaux de la presqu'île du Cap-Vert.....	78
Figure 21 : Microbiologie : <i>Escherichia coli</i> et entérocoques dans les eaux au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (AWATox 1) (voir Tableau 19).....	79
Figure 22 : Microbiologie : <i>Escherichia coli</i> et entérocoques dans les eaux au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (AWATox 2) (voir Tableau 20).....	81
Figure 23 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la presqu'île de Dakar : potentiel d'hydrogène et granulométrie.	84
Figure 24 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la presqu'île de Dakar : rapport C/N.....	84
Figure 25 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la presqu'île de Dakar : conductivité électrique (CE) et humidité.	85
Figure 26 : Teneur en ETM (Al) mesurée dans les sédiments marins (fraction ≤ 100 µm) de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).....	87
Figure 27 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction ≤ 100 µm) du côté nord de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).	88
Figure 28 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction ≤ 100 µm) du côté ouest de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).	88

Figure 29 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 100 \mu\text{m}$) du côté sud de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).....	89
Figure 30 : Teneur en ETM (Al) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2 \text{ mm}$) de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).....	90
Figure 31 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{mm}$) du côté nord de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).....	91
Figure 32 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{mm}$) du côté Ouest de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).	91
Figure 33 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{mm}$) du côté sud de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).	92
Figure 34 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2 \text{ mm}$) dans les sites de Rufisque1, Rufisque2, BArgny1 et Bargny2.	92
Figure 35 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2 \text{ mm}$) de la Petite Côte.	93
Figure 36 : Fig. I) Détermination de la concentration efficace (CE_{50}) de la substance de référence (témoin positif = $K_2Cr_2O_7$) donnant une inhibition de 50% de la croissance cellulaire de <i>Phaeodactylum tricornutum</i> après 72 h d'incubation ; Fig. II - Fig. XXII) Pourcentages d'inhibition (% I_{50}) de la croissance cellulaire de <i>Phaeodactylum tricornutum</i> en fonction des différentes dilutions de l'échantillon, D1.25, D3, D5, D8, D16 et D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor' et Ngor (côte Nord) ; pour les sites de Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soumbédioune et Dantec (côte Ouest) ; pour les sites de Anse Bernard, Hann1, Hann1', et Hann2 (côte Sud : baie de Hann), pour les sites de Rufisque1, Rufisque2, Bargny1 et pour les sites de Toubab Dialaw, Saly et Saly (Petite Côte).	102
Figure 37 : Fig. I) Détermination de la concentration létale (CL_{50}) de la substance de référence (témoin positif = $CuSO_4$) donnant une mortalité de 50% des larves d' <i>A. salina</i> après 48 h d'incubation. Fig. II – Fig. XXII) Pourcentages net de mortalité des larves d' <i>A. salina</i> en fonction des différentes dilutions : D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 ; D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor' et Ngor (côte Nord), pour les sites de Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, et Dantec (côte Ouest), pour les sites de Anse Bernard, Hann1, Hann1', et Hann2 (côte Sud : Baie de Hann), pour les sites de Rufisque1, Rufisque2, Bargny1 et Bargny2 et pour les sites Toubab Dialaw, Saly et Mbour (Petite Côte). Pour tous : 48 heures d'incubation et contrôle négatif fixé à 5%.	110
Figure 38 : Détermination de la concentration Efficace (CE_{50}) de la substance de référence (témoin positif = $CuSO_4$) donnant 50 de PNA du développement embryolaire de <i>Magallana gigas</i> après 24 h d'incubation.....	112
Figure 39 : PNA des larves de <i>M. gigas</i> en fonction des différentes dilutions : D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor 'et Ngor (côte Nord), pour les sites de Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, et Dantec (côte Ouest), pour les sites de Anse Bernard, Hann1, Hann1', et Hann2 (côte Sud : Baie de Hann), pour les sites de Rufisque1 et 2, Rufisque2, Bargny1 et Bargny2 et pour les sites Toubab Dialaw, Saly et Mbour (Petite Côte).....	113
Figure 40 : Pourcentages MN des larves de <i>D. labrax</i> en fonction des différentes dilutions : D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, et Ngor (côte Nord), pour les sites de Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, et Dantec (côte Ouest), pour les sites de Hann1', et Hann'1 (côte Sud : Baie de Hann).	118

Liste des tableaux

Tableau 1 : Valeurs de références pour des activités de dragage et d’immersion des sédiments marins [concentration (mg kg ⁻¹ de poids sec)] proposées par Groupement d’Étude et d’Observation des activités de Dragage sur l’Environnement (GEODE).....	10
Tableau 2 : Critères d’évaluation de la qualité des sédiments marins par les métaux au Canada (Environnement Canada et Ministère du développement durable 2008).	10
Tableau 3 : Exemples de biomarqueurs en fonction du niveau d’organisation biologique.....	12
Tableau 4 : Exemples de biomarqueurs classés par ordre de spécificité décroissante (Ramade 2007)	13
Tableau 5 : Principaux biomarqueurs d’usage courant correspondant aux groupes chimiques majeurs d’agents polluants (Ramade 2007).....	14
Tableau 6 : Critères d’évaluation de la qualité des eaux de surface au Canada ; teneur en mg L ⁻¹ (Ministère du Développement Durable, de l’Environnement de la Faune et des Parcs 2009). ...	22
Tableau 7 : Les normes de qualité (chimique) environnementale dans l’eau (NQE) (Marchant <i>et al.</i> , 2004).....	24
Tableau 8 : Critères de qualité des eaux de baignade (directive 2006/7/ce).....	24
Tableau 9 : Descripteurs du BEE, énumérant leurs critères et leurs indicateurs (Fabri <i>et al.</i> , 2011).	25
Tableau 10 : Présentation des zones d’enquête et des effectifs interrogées lors de cette enquête de terrain AWATox.....	40
Tableau 11 : différents sites de prélèvement, leurs coordonnées GPS et leurs sources de pollution potentielles ainsi que les débits estimés des effluent (Sonko 2017).	44
Tableau 12 : Campagnes de prélèvement du projet AWATox et d’autres projets et formations similaires.	46
Tableau 13 : Temps de chute des argiles et limons argiles en fonction de la température pour une extension de 10 cm de long.....	53
Tableau 14 : Composition de l’eau de mer synthétique.	58
Tableau 15 : Nutriments des trois solutions mères utilisées pour constituer le milieu de croissance de la culture de <i>Phaeodactylum tricornutum</i> . *EDTA étant chélateur des ETM notamment, n’est rajouté dans ce milieu de croissance.....	59
Tableau 16 : Enquête sur la pollution marine dans chaque site : perception du niveau de la pollution, évolution du niveau de la pollution durant ces dix dernières années et les sources de pollution marine.....	75
Tableau 17 : Vision globale de la pollution marine : perception actuelle du niveau de la pollution marine, évolution du niveau de la pollution du littoral durant la dernière décennie, impact de la pollution sur santé, Implication des autorités nationales et locales et solution suggérées.....	76
Tableau 18 : Paramètres physicochimiques des eaux marines au niveau de la presqu’île du Cap-Vert.	78
Tableau 19 : Paramètres microbiologiques (<i>E. coli</i> , Entérocoques, <i>Salmonella</i> , <i>V. Cholerae</i> , <i>V. parahaemolyticus</i> , <i>V. vulnificus</i>) dans les eaux marines au niveau de la presqu’île du Cap-Vert, campagne 1 ^{er} juin 2016 (Awatox1).....	80
Tableau 20 : Paramètres microbiologiques (<i>E. coli</i> , entérocoques, salmonelles et Vibrions) des eaux marines de la presqu’île du Cap-Vert (campagne AWATtox 2). A : absence ; P : présence. Conformité vs microbiologie.	82
Tableau 21 : Quantité et poids des microplastiques et macroplastiques dans les eaux marines au niveau de la presqu’île du Cap-Vert.....	83

Tableau 22 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la péninsule de Dakar et la Petite côte: Potentiel d'hydrogène (pH), conductivité électrique (EC), humidité, C/N et granulométrie (en %), OM = Omission, Nd = non déterminé.....	86
Tableau 23 : Teneur en ETM dans les fractions $\leq 100 \mu\text{m}$ des sédiments marins au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (Dakar) et de la Petite Côte.....	89
Tableau 24 : Teneur en ETM dans la fraction brute $\leq 2 \text{ mm}$ des sédiments marins au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (Dakar) et de la Petite Côte et de la Petite Côte.....	94
Tableau 25 : Critères de validation des normes AFNOR ISO 10253:2006(F) pour <i>Phaeodactylum tricornutum</i> (augmentation de la croissance cellulaire après 72 heures d'incubation = 909722 (≥ 16); la variation de la croissance spécifique du témoin négatif = 0,03 ($\leq 0,07$); augmentation du pH du témoin négatif = 0,87 (≤ 1); ISO 14669 – 2003) pour <i>Artemia salina</i> (oxygène dissous du témoin négatif = 8,38 mg L^{-1} ($\geq 4 \text{ mg L}^{-1}$); mortalité du témoin négatif = 5 % (≤ 20 %) et CL_{50} témoin positif (CuSO_4) = 3,60 mg L^{-1}); XP T 90-382 -2009 pour <i>Magallana gigas</i> (Rendement de fécondation = 95 % (> 90 %); Anomalie de développement embryolaire dans le témoin négatif = 10,36 (< 20) et CE_{50} contrôle positif (CuSO_4) = 11 $\mu\text{g L}^{-1}$ et OCDE 203 pour <i>Dicentrarchus labrax</i> (taux d'O_2 = 8,69 mg L^{-1} ($> 4 \text{ mg L}^{-1}$) et la mortalité du témoin négatif = 12,5 % (< 20 %)).	96
Tableau 26 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur <i>P. tricornutum</i>, obtenus avec différentes dilutions (D1,25 ; D3 ; D5 ; D8 ; D16 et D32) de chaque échantillon. % I_{μ} = Pourcentage d'inhibition de la croissance cellulaire de <i>P. tricornutum</i>.....	103
Tableau 27 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur <i>Artemia salina</i>, obtenus avec différentes dilutions (D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32) de chaque échantillon. % M = Pourcentage de mortalité larvaire de <i>Artemia salina</i>.	111
Tableau 28 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur <i>M. gigas</i> obtenus avec différentes dilutions (D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32) de chaque échantillon. PNA = Pourcentage Net d'Anomalie de développement embryolaire de <i>M. gigas</i>.....	114
Tableau 29 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur <i>D. labrax</i> obtenus avec différentes dilutions (D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32) de chaque échantillon. % MN = Pourcentage Net de mortalité larvaire de <i>D. labrax</i>.....	119
Tableau 30 : Comparaison des résultats microbiologiques entre les campagnes AWATOX 1 (01/06/2016) et 2 (21/06/2016). Les valeurs en gras correspondent aux plus élevées, par comparaison entre AWATox 1 et 2, pour chaque site et pour chaque espèce.....	125
Tableau 31 : Comparaison des teneurs en ETM entre la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$ (rose clair) et la fraction $\geq 2 \text{ mm}$ (gris clair) des sédiments marins de la presqu'île de Dakar et de la Petite Côte.....	130
Tableau 32 : Comparaison des teneurs en Élément Trace Métallique (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) dans les sédiments des côtes sénégalaises entre notre étude (rose claire) et les travaux de Diop <i>et al.</i> (2012) (gris claire).	133

Résumé

La pollution marine en Afrique de l'Ouest est une menace majeure, longtemps négligé, en particulier autour des mégapoles côtières. Au Sénégal, une trop faible quantité des eaux usées domestiques produites à Dakar font l'objet d'un traitement *ad hoc*. Nous avons étudié la pollution marine des sédiments et des eaux côtières de la presqu'île du Cap-Vert et de la Petite côte. Vingt et un sites de prélèvement ont été sélectionnés. Dans ces travaux, nous évaluons la qualité microbiologique (*Escherichia coli*, Entérocoques, Salmonelles, *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio vulnificus*) et nous quantifions les micro et macro plastiques *in situ* pour la première fois en Afrique. La qualité des sédiments est évaluée par la quantification des 'ETM' Eléments Traces Métalliques (Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn et Mn) et par la réalisation de 4 tests écotoxicologiques complémentaires (*Phaeodactylum tricornutum*, *Artemia salina*, *Magallana gigas* et *Dicentrarchus labrax*), pour la première fois en Afrique de l'Ouest, sur 21 sites. Enfin, une enquête sociologique a été menée sur la perception du niveau de pollution marine par les populations du littoral au regards de nos résultats.

Les résultats montrent que la perception des populations n'est pas toujours en phase avec les observations scientifiques. La population signale un niveau de pollution principalement modéré mais qui s'est aggravé ces dix dernières années. Un tiers de la population pense que la pollution marine n'a aucun impact sur la santé humaine, les deux autres tiers reportent des problèmes principalement bénins (e.g. toux, bronchites, maux de gorge). La population pense que l'implication des autorités locales et des autorités nationales n'est pas satisfaisante en la matière. Ces résultats démontrent une méconnaissance des populations de la typologie des différentes pollutions.

La majorité des sites étudiés n'est pas conforme aux qualités microbiologiques de l'eau de baignade d'un point de vu microbiologique. Les quantités de microplastiques de certains sites sont élevées. Les macroplastiques en mer, ne sont pas significativement présents sur tous les sites échantillonnés. Pour les ETM seuls le chrome et le nickel sont au-dessus de la concentration d'effet probable (CEP) sur les organismes marins en ce qui concerne la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$. Les premiers niveaux trophiques de la chaîne alimentaire du milieu marin ne semblent pas être affectés par la toxicité des sédiments alors que les niveaux moyens et supérieurs le sont davantage. La majorité (81%) des sites étudiés ont révélé un niveau d'écotoxicité supérieur à 20%, via le test d'embryotoxicité de *Magallana gigas* reconnu pour sa plus grande sensibilité par rapport aux autres bioessais. Par conséquent, l'évaluation de la toxicité des sédiments marins montre que la majorité des sites sélectionnés apparaissent dans un mauvais état écotoxicologique.

La variabilité inter-sites des résultats sont dues aux caractéristiques des sites. Soubédioune et Ngor sont sous l'influence marquée d'effluents urbains non traités. Les eaux épurées, comme le cas de Cambérène, contiennent plusieurs milliers de microorganismes par litre dont certains d'entre eux sont pathogènes. La zone de Hann est caractérisée par des effluents mixtes (urbains et industriels) non traités. Les déchets domestiques et biomédicaux sont caractéristiques sur le site de Dantec (haut niveau d'Al). La faible pollution de l'Ile de la Madeleine, à part les quantités élevées de cuivre (présence d'épave) qui y sont observées, s'explique par l'absence d'effluents domestiques. Sur les sites de la Petite Côte, la faible urbanisation est sans doute le facteur explicatif de la faible pollution observée. Au Sénégal, les fortes concentrations d'aérosols sont observées pendant la saison sèche et de faibles concentrations sont enregistrées en saison des pluies. Cette variabilité s'associe souvent au gradient de pression atmosphérique, à l'origine du vent et des précipitations. Les métaux les plus rencontrés dans ces aérosols sont : Al, Fe (origine naturelle), Cd, Pb, Zn (trafic urbain, combustion carburant), Ni, Mn, Co, Cr, Cu, As (origine naturelle et/ou anthropique). Il n'explique néanmoins pas les forts niveaux de Cu ou Al observés sur certains sites autour de Dakar.

Mots clefs : Pollution marine ; Enquête sociologique ; Paramètres microbiologiques ; Pollution plastique ; Élément trace Métallique ; Bioessais.

Abstract

Marine pollution in West Africa is a major threat, long neglected, especially around coastal megacities. In Senegal, too little of the domestic wastewater produced in Dakar is subject to ad hoc treatment. We studied the marine pollution of the sediments and coastal waters of the Cape Verde peninsula and the Petite Côte. Twenty-one sampling sites were selected. In this work, we evaluate the microbiological quality (*Escherichia coli*, Enterococci, *Salmonella*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio vulnificus*) and we quantify micro and macro plastics in situ for the first time in Africa. The quality of the sediments is assessed by quantifying the 'TMEs' Metallic Trace Elements (Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn and Mn) and by carrying out 4 complementary ecotoxicological tests (*Phaeodactylum tricornutum*, *Artemia salina*, *Magallana gigas* and *Dicentrarchus labrax*), for the first time in West Africa, on 21 sites. Finally, a sociological survey was carried out on the perception of the level of marine pollution by coastal populations with regard to our results.

The results show that the perception of the population is not always in line with scientific observations. The population reports a mainly moderate level of pollution, which has worsened over the last ten years. One third of the population thinks that marine pollution has no impact on human health, the other two thirds report mainly mild problems (*e.g.* cough, bronchitis, sore throat). The population feels that the involvement of local and national authorities is not satisfactory in this respect. These results show that the population is not aware of the types of pollution.

The majority of the sites studied do not comply with the microbiological quality of bathing water from a microbiological point of view. The quantities of microplastics at some sites are high. Macroplastics in the sea are not significantly present at all the sites sampled. For TMEs, chromium and nickel are above the probable effect concentration (PEC) on marine organisms for the fraction $\leq 100 \mu\text{m}$. The first trophic levels of the marine food chain do not seem to be affected by sediment toxicity, whereas the middle and upper levels are more affected. The majority (81%) of the sites studied revealed a level of ecotoxicity greater than 20%, via the *Magallana gigas* embryotoxicity test, which is known to be more sensitive than other bioassays. Consequently, the assessment of the toxicity of marine sediments shows that the majority of the selected sites appear to be in a poor ecotoxicological state.

The inter-site variability of the results is due to the characteristics of the sites. Soumbédioune and Ngor are under the marked influence of untreated urban effluent. The treated water, as in the case of Cambérène, contains several thousand microorganisms per litter, some of which are pathogenic. The Hann area is characterized by mixed (urban and industrial) untreated effluents. Domestic and biomedical waste is characteristic of the Dantec site (high Al level). The low level of pollution on Ile de la Madeleine, apart from the high quantities of copper (presence of wreckage) observed there, is explained by the absence of domestic effluents. At the Petite Côte sites, the low level of urbanization is undoubtedly the factor that explains the low pollution observed. In Senegal, high aerosol concentrations are observed during the dry season and low concentrations are recorded during the rainy season. This variability is often associated with the atmospheric pressure gradient, which is the cause of wind and rainfall. The most common metals found in these aerosols are: Al, Fe (natural origin), Cd, Pb, Zn (urban traffic, fuel combustion), Ni, Mn, Co, Cr, Cu, As (natural and/or anthropogenic origin). However, it does not explain the high levels of Cu or Al observed at some sites around Dakar.

Keywords: Marine pollution; Sociological survey; Microbiological parameters; Plastic pollution; Trace metal element; Bioassays.

Liste des acronymes et abréviations

ABS : Acrylonitrile butadiène styrène
ADL : Anomalies de Développement Larvaire
AFNOR : Association Française de Normalisation
Al : Aluminium
ALAD : Aminolaevulinic acid déshydrogénase
AMTC : Charte Africaine du Transport Maritime de 2010
As : Arsénique
AWA : Approche écosystémique de la gestion des pêches et de l'environnement marin dans les eaux ouest-africaines
BEE : Bon Etat Ecologique
Ca : Calcium
CaCO₃ : Carbonate de calcium
Cd : Cadmium
CEF : Concentration d'effets fréquents
CEO : Concentration d'effets occasionnels
CEP/PEC : Concentration produisant un effet probable
CER : Concentration d'effets rares
CMR : Cancérigène, mutagène, reprotoxique
Co : Cobalt
CO₂ : Dioxyde de carbone
CO : Carbone organique total
CPC (EO) : Critère de prévention de la contamination (eau et organisme aquatiques)
CPC (O) : Critère de prévention pour la contamination (organismes aquatiques seulement)
Cr : Chrome
CRODT : Centre de Recherches Océanographique de Dakar-Thiaroye
CSE : Concentration seuil produisant un effet
CSEO : concentration sans effets observables
CSRP : Commission Sous-Régionale des Pêches (Dakar)
Cu : Cuivre
CVAA : Critère de la vie aquatique aigu
CVAC : Critère de la vie aquatique chronique

D : Développement
DCE : Directive Cadre de l'Eau
DCSMM : Directive Cadre Stratégie du Milieu Marin (Europe)
DDE : Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane
DE : Distance effluent
DEEC : Direction de l'Environnement et des Etablissements Classés (Sénégal)
EC : Conductivité électrique
ERL : Effets Rang-Low
FE : Facteur d'Enrichissement
Fe : Fer
FT : Facteur de Transfère
GEODE : Groupement d'Etude et d'Observation des activités de Dragage sur l'Environnement
GESAMP : Groupe mixte d'experts chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin en grande Bretagne.
H₂S : Sulfure d'hydrogène
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
Hg : Mercure
FREMER : Institut française de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
IPD : Institut Pasteur Dakar
IRD : Institut de Recherche pour Développement
ISRA : Institut Sénégalais de Recherche Agricole
MEDD : Ministère de l'environnement du Développement Durable et de l'Energie
MES : Matières en suspension
Mg : Magnésium
Mn : Manganèse
Mo : Molybdène
MSFD : Marine Strategy Framework Directive Environment Status
N₂ : Azote gazeux
Na : Sodium
Ni : Nickel
NQE : Normes de qualité environnementale

O₂ : Oxygène
OIT : Organisation Internationale du Travail
OMI : Organisation Maritime Internationale
ORP: Oxygen redction potential
Pb: Plomb
PBA : Pourcentage Brute d'Anomalies de développement embryolarvaire
PCB : Polychlorobiphényle
PCP : Politique Commune des Pêches
PCV : Polychlorure de vinyle
PE : Polyéthylène
PEC : Probable Environnemental Concentration
PET : Polyéthylène téréphtalate
PIB : Produit Intérieur Brut
PNA : Pourcentage Net d'Anomalies de développement embryolarvaire
PNAE : Plan National d'Action pour l'Environnement
PNEC : Probable No Effect Concentration
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
POC : Pesticides organochlorés
PP : Polypropylène

PS : Polystyrène
PVA(EC) : Critère de vie aquatique chronique
Sb : Antimoine
Se : Sélénium
Si : Silicium
Sn : Etain
Stratégie AIM 2050 : Stratégie africaine intégrée pour les mers et les océans – horizon 2050
SUA: Suppression of Unlawful Acts
TBT: Tributylétain
TGS : Toxicité Globale des Sédiments
Ti : Titane
U : Uranium
UEMOA : Unité Economique Monétaire Ouest Africaine
Uta : Unité de Toxicité aigue
Uta : Unité de Toxicité aigue
Uta : Unité de Toxicité aigue
Utc : Unité de Toxicité chronique
Utc : Unité de Toxicité chronique
Utc : Unité de Toxicité chronique
V : Vanadium
VAFe : Valeur aigue finale à l'effluent
Zn : Zinc

Sommaire

Dédicaces	ii
Remerciements	iii
Liste des figures	I
Liste des tableaux	III
Résumé	V
Abstract	VI
Liste des acronymes et abréviations	VII
Sommaire	IX
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 : LA POLLUTION MARINE COTIERE.....	4
1.1 . Définition de la pollution marine : types de pollution et de polluants	4
1.1.1. Définition de la pollution marine.....	4
1.1.2. Types de pollution	4
1.1.3. Types de polluants.....	5
1.2 Définition de l'écotoxicologie.....	5
1.3 . Sédiments marins et pollution	6
1.3.1. Polluants sédimentaires : sources, mobilité et biodisponibilité.....	6
1.3.2. Évaluation de la qualité des sédiments.....	9
1.4 Eaux marines	17
1.4.1. Polluants des eaux marines	17
1.4.2. Évaluation de la qualité des eaux marines	20
1.5 . Microplastiques	26
1.5.1. Définition des microplastiques.....	26
1.5.2. Sources de pollution	26
1.5.3. Devenir des micros plastiques.....	27
1.5.4. Impacts sur l'environnement marin et côtier.....	27
1.6 . Les études menées au Sénégal sur la pollution marine	28
1.6.1. Sédiments	28
1.6.2. Eau.....	29
1.6.3. Flore et Faune.....	30
1.7. Réglementation sur la pollution de l'environnement marin et côtier.....	32

1.7.1. Réglementation internationale.....	32
1.7.2. Réglementation européenne	34
1.7.3. Réglementation africaine.....	35
1.7.4. Réglementation sénégalaise	36

CHAPITRE 2 : APPROCHES METHODOLOGIQUES 39

2.1. Enquête sociologique sur la perception de la pollution par population	39
2.2. Le questionnaire de la Feuille d'enquête de terrain AWATox	40
2.3. Mode d'échantillonnage des sédiments et d'eau marins sur le terrain.....	41
2.4. Tableau des campagnes du projet AWATOX et d'autres projets et formations similaires	45
2.5. Protocoles d'analyse des différents paramètres physicochimiques, microbiologiques, des microplastiques dans les eaux marines.....	47
2.5.1. Paramètres physico-chimiques dans les eaux.....	47
2.5.2. Les microplastiques.....	47
2.5.3. Paramètres microbiologiques dans les eaux.....	47
2.6. Protocoles d'analyse des différents paramètres physico géochimiques, des ETM présents dans les sédiments marins et réalisation des bioessais sur <i>Phaeodactylum tricornutum</i> , <i>Artemia salina</i> , <i>Magallana gigas</i> et le <i>Dicentrarchus labrax</i>	52
2.6.1. Nettoyage et décontamination du matériel de laboratoire et prétraitement des échantillons pour la détermination des paramètres physico géochimiques et des ETM dans les sédiments.....	52
2.6.2. Détermination des paramètres physico géochimiques dans les sédiments : pH, ORP, conductivité électrique, granulométrie, carbone organique total, teneur en eau et azote total	54
2.6.3. Éléments traces métalliques	55
2.6.4. Réalisation des bioessais avec <i>Phaeodactylum tricornutum</i> , <i>Artemia salina</i> , <i>Magallana gigas</i> et <i>Dicentrarchus labrax</i>	56

CHAPITRE 3 : RESULTATS DE L'ENSEMBLE DES ANALYSES REALISEES 68

3.1. Enquête sociologique : usage des eaux marine, perception de la pollution marine par la population, sources de pollution et impacts de la pollution sur la vie quotidienne et sur la santé humaine	68
3.2. Qualité physico-chimique des eaux marines	77
3.3. Qualité microbiologique des eaux marines	79
3.3.1. Campagne AWATox 1.....	79
3.3.2. Campagne AWATox 2.....	80
3.4. Quantité des microplastiques et macroplastiques dans les eaux marine de surface.....	82

3.5. Paramètres physico géochimiques dans les sédiments.....	83
3.6. Eléments traces métalliques	87
3.6.1. Dans la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$ des sédiments	87
3.6.2. Dans la fraction $\leq 2 \text{ mm}$ des sédiments.....	90
3.7. Bioessais sur les quatre niveaux trophiques du milieu marine.....	95
3.7.1. Bioessais, niveau d'inhibition des échantillons sur la croissance cellulaire de <i>Phaeodactylum tricornutum</i>	95
3.7.2. Bioessais, taux de mortalité des larves d' <i>Artemia salina</i>	104
3.7.3. Bioessais, Pourcentage Net d'Anomalies de développement embryolaire (PNA) de <i>Magallana gigas</i>	112
3.7.4. Bioessais, pourcentage de mortalité des larves de <i>Dicentrarchus labrax</i>	115
CHAPITRE 4 : DISCUSSION DES RESULTATS OBTENUS	120
4.1. Enquête sociologique sur la perception de la pollution marine par les populations littorales.....	120
4.2. Eaux marines	121
4.2.1. Qualité des eaux marines.....	121
4.2.2. Microplastiques et macroplastiques	125
4.3. Dans les sédiments marins	126
4.3.1. Paramètres physicochimiques dans les sédiments	126
4.3.2. Les Éléments traces métalliques	129
4.3.3. Les qualités écotoxicologiques des sédiments	134
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	137
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	140
Annexes.....	a
Annexe 1 : Quantification des polluants organiques dans les sédiments et le biota du milieu marin.....	a
A1.1. Analyse des PCB et Pesticides organochlorés dans les sédiments, par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électron.....	a
A1.2. Hydrocarbures pétroliers	c
Annexe 2 : Réalisation de l'embryotoxicité sur l'oursin de mer.....	f
Annexe 3 : Test de biodégradabilité.....	g
Liste des articles et communications issue de cette thèse	h
Publications scientifiques	h

Communications Scientifiques.....	h
Résumé	a
Abstract	2

INTRODUCTION

Le Sénégal est un pays de l’Afrique de l’Ouest qui se situe entre 12°80 et 16°41 Nord et 11°21 et 17°32 Ouest et dont la côte représente la partie la plus occidentale du continent (Sané 2014) avec une longueur d’environ 715 km. Cette côte est constituée de deux grands ensembles : la grande côte au nord et la petite côte au sud, séparés par la presqu’île du Cap-Vert dont les caractéristiques géomorphologiques, sédimentologiques et hydrologiques sont très différentes. La grande côte est caractérisée d’une succession de dunes et de cordons littoraux (*e.g.* Langue de barbarie). La presqu’île du Cap-Vert quant à elle est essentiellement rocheuse. Le pied des falaises est constitué de matériels volcaniques basaltiques alors que leur partie supérieure est composée de blocs latéritiques. Les entrants de la côte sont souvent occupés par des petites plages formées de sables grossiers. La petite côte (de Dakar à Cap Roxo), est constituée de zones basses sableuses et de falaises de grès ou calcaires (de Dakar à Joal) et est généralement formée de dunes littorales (de Joal au Cap Roxo) ; à noter quelques petites falaises au sud-ouest de Banjul (Masse 1968). Au Sénégal, le climat est caractérisé par deux saisons : une saison sèche, fraîche de novembre à mars et chaude d’avril à mai et une saison pluvieuse de juin à octobre. Une alternance des Alizés (hiver : décembre – mai) et de la Mousson (été : juillet – octobre) s’observe sur la côte du Sénégal. Les Alizés correspondent temporellement avec le courant des Canaries (Upwelling) et apportent les eaux froides et riches en nutriments (Auger *et al.*, 2016). La Mousson engendre le contre-courant équatorial qui apporte aux côtes sénégalaises, des eaux océaniques chaudes et pauvres en nutriments. La topographie peut jouer un rôle très important sur l’upwelling. Ainsi un upwelling strictement côtier est observé au nord de la presqu’île du Cap Vert (Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor’, Ngor) alors qu’au sud, il est maximal au large à la limite du plateau continental (Rebert 1982 ; Ndoye *et al.*, 2014). L’Anse de Bel Air et la digue de Bataillon d’Infanterie Marine (BIMA) forment un obstacle à l’écoulement de la veine de courant qui longe les isobathes et favorisent l’isolement de la bande côtière au niveau de la baie de Hann qui se retrouve isolée. Le long de la côte sénégalaise se développent des activités industrielles liées à la proximité des ports, au tourisme, à l’agriculture et surtout à la pêche. Cette région concentre aussi plus de 60 % de la population. L’activité industrielle est caractérisée au nord par les industries extractives titanifère et zirconifère (de Mboro à Lompoul). La région de Dakar qui représente 0,3 % de la superficie du pays (Ba *et al.*, 2011) et concentre 23 % de la population nationale (ANSD 2013), regroupe 70 % des industries : *e.g.* les industries agroalimentaires, les manufactures du tabac, les cimenteries, les industries énergétiques, les industries de poisson, les savonneries. La petite côte se résume aux usines de

traitement du sel de Saloum (Kaolack). Secteur important dans l'économie sénégalaise, le tourisme vient en deuxième position avec un chiffre d'affaires global de 300 milliards de FCFA. Le tourisme est plus développé dans les sites balnéaires de la petite côte (e.g. Somone, Ngararou, Saly, Nianing). Dans la grande côte, le tourisme est essentiellement développé au niveau de l'hydrobase alors que la crise casamançaise affecte le secteur dans le sud du pays. De Saint-Louis à Dakar, les activités agricoles observées sont essentiellement le maraichage alors que la petite côte est dominée par la culture céréalière (Ba *et al.*, 2011). Premier levier de l'économie nationale, la pêche mobilise plus de 600000 personnes (dont 400000 personnes dans la pêche traditionnelle) avec une recette de 185,4 milliards de FCFA (soit 2,5 % du PIB) en 2007 par exemple. En 2008 et 2009, sa contribution au PIB était respectivement de 1,6 % et 1,7 %. Cependant une baisse de débarquement a été observée de 8 % en 2010 par rapport à 2009 (ANDS 2013). Les communautés de pêcheurs sont localisées dans la grande côte, la zone du Cap-Vert, la petite côte, la zone du Saloum (Kolack) et en Casamance (Ba *et al.*, 2011). Vu la population et l'industrialisation, la zone côtière subit de très fortes activités anthropiques. Malgré tout, seule la station d'épuration de Cambéréne est, à notre connaissance, fonctionnelle avec un réseau d'évacuation de 623 km. Peu d'études ont été menées au Sénégal pour évaluer la qualité du milieu marin et surtout des sédiments sublittoraux. Le niveau de contamination des sédiments par les éléments traces métalliques (ETM) a été étudié par Diop *et al.* (2012) sur la côte de Dakar et Bodin *et al.* (2013) dans le Sine-Saloum (Dionewar, Niodor, Falia) et la petite côte (Fadiouth). Les résultats obtenus par Diop *et al.* (2012) montrent que les sédiments sont fortement contaminés en Cd et Pb et faiblement enrichis en Cr, Cu, Co, et Zn. Ceux de Bodin *et al.* (2013) montrent que le site de Fadiouth est très pollué en Cd, Hg et Ni par rapport à ceux du Sine-Saloum. En 2016 et 2017 nous avons réalisé des bioessais sur les sédiments de la presqu'île du Cap-Vert (Brehmer *et al.*, 2016 ; Sonko 2017). Les résultats ont révélé que tous les sites présentaient une toxicité vis-à-vis de *Magallana gigas* dont 60% des sites avec une toxicité élevée (PNA > 60), 20 % des sites une toxicité moyenne (60 > PNA > 20) et 20 % des sites une toxicité faible (PNA < 20).

En Afrique de l'Ouest en général et au Sénégal en particulier, la pollution du milieu marin, l'érosion côtière et la surexploitation des ressources halieutiques sont à l'origine de la dégradation de la biodiversité et des habitats côtiers (Field *et al.*, 2002). À cela s'ajouterait l'exploitation des gisements de pétrole et de gaz dans certaines régions côtières ; une activité envisagée dans un futur proche pour le Sénégal.

Les activités industrielles (*e.g.* minières, chimiques, métallurgiques, production de plastiques), les activités agricoles, la pêche, les déchets domestiques, les activités touristiques, les débris de plastiques sont à l'origine d'une pollution de l'environnement marin et côtier au Sénégal (Diop *et al.*, 2012 ; Sonko 2017). Cette pollution sur les côtes sénégalaises génère des inquiétudes sur le maintien des équilibres écosystémiques et la santé des populations. Ces polluants sont peu ou pas biodégradables (ETM, PCB, plastiques), toxiques, mutagènes et cancérigènes (ETM, PCB, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides organochlorés) (Geffard 2001; Diop *et al.*, 2012).

L'objectif général de cette thèse est de proposer un diagnostic des sources de pollution marine le long de la côte sénégalaise et de mettre en évidence la qualité des eaux et des sédiments marins en lien avec les activités anthropiques côtières (industries, agriculture, tourisme et pêche). Plus spécifiquement, ce travail vise à :

- i) Enquêter auprès des populations sur les sources domestiques et industrielles de la pollution marine au Sénégal ;
- ii) Évaluer la qualité des eaux marines : physico-chimie (température, pH, oxygène dissous et salinité) ; microbiologie : *i.e.* les indicateurs de contamination fécale et d'efficacité de traitement des eaux usées : *E. coli*, entérocoques intestinaux et certaines bactéries pathogènes comme les salmonelles et vibrions (*V. cholera*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus*) et quantités des microplastiques et macroplastiques *in situ* ;
- iii) Évaluer la qualité chimique des sédiments en déterminant les paramètres physico-géochimiques (pH, potentiel d'oxydoréduction/ORP, granulométrie, teneur en eau/humidité, carbone total, azote total, *i.e.*, rapport C/N et les ETM (aluminium, cadmium, chrome, cobalt, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc) ;
- iv) Proposer un diagnostic écotoxicologique de stations sédimentaires du littoral sénégalais à l'aide de bioessais évaluant la croissance d'une microalgue (*P. tricorutum*), la mortalité larvaire d'un crustacé (*A. salina*), le développement embryolaire de l'huitre creuse (*M. gigas*) et la mortalité larvaire d'un poisson (*D. labrax*) ;
- v) Établir le lien entre les activités côtières et la pollution marine.

CHAPITRE 1 : LA POLLUTION MARINE COTIERE

1.1. Définition de la pollution marine : types de pollution et de polluants

1.1.1. Définition de la pollution marine

La pollution marine est définie par le Gesamp (2010) comme: « *l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) occasionnant des effets néfastes tels que des nuisances envers les ressources biologiques, des risques pour la santé de l'homme, des entraves aux activités maritimes (y compris la pêche), une altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et une dégradation des valeurs d'agrément* ».

1.1.2. Types de pollution

Si la classification des polluants est bien établie, notamment par Ramade en 2007 et Ledireach en 2020, celle des pollutions n'est pas un travail aisé car plusieurs critères entrent en compte. Du point de vue toxicologique, il y a les voies de contamination des polluants : par inhalation (voie respiratoire), par contact (voie trans-tégumentaire) ; et par ingestion (voie trophique ou orale) (Ramade 2007). Selon la nature des polluants, trois types de pollution ont été distinguées: chimique, biologique et physique (Ramade 2007; Ledireach 2020). La fréquence et le lieu d'observation de la pollution par rapport à la côte permet de distinguer la pollution épisodique de la pollution chronique et la pollution hauturière de la pollution côtière.

❖ Pollution d'origine chimique

La pollution d'origine chimique est la contamination du milieu marin par les substances chimiques telles que les hydrocarbures, les détergents, les biocides, les ETM, *etc.* (Ramade 2007; Ledireach 2020).

❖ Pollution d'origine biologique

La pollution d'origine biologique est la pollution due aux microorganismes et/ou à l'introduction d'espèces marines étrangères au milieu. Certains microorganismes (bactéries, virus, champignons, microalgues *etc.*) parviennent à proliférer dans le milieu marin même si, en général, celui-ci ne favorise pas le développement de la plupart des microorganismes

pathogènes envers l'homme. L'introduction des espèces étrangères peut avoir des impacts considérables sur les organismes autochtones comme certains végétaux (*e.g. Cauterpa taxifolia*) (Ramade 2007; Ledireach 2020).

❖ Pollution d'origine physique

La pollution d'origine physique est la modification de la structure physique (salinité, température, turbidité, rayonnements ionisants, *etc.*) du milieu marin par divers facteurs physiques issus par exemple de centrales hydroélectriques, d'usines de regazéification de gaz liquide, du rejets de boues ou limons, *etc.* (Ramade 2007; Ledireach 2020).

1.1.3. Types de polluants

❖ Micropolluants

Les micropolluants sont de nature organique (HAP, PCB, pesticides organochlorés, substances pharmaceutiques, hormones, plastifiants, *etc.*) ou minérale (métaux et métalloïdes) et se trouvent dans milieu à des concentrations faibles de l'ordre du microgramme ou du nanogramme. Ils sont persistants, bioaccumulables et susceptibles d'occasionner des dommages sur les organismes aquatiques ou à l'homme, même à des concentrations très faibles. Ils se retrouvent dans les eaux de surface via les systèmes d'assainissement, les activités industrielles, le ruissellement des eaux de pluie sur les surfaces urbanisées, *etc.* Par définition, ils sont toxiques à très faible concentration (Miquel 2003).

❖ Macropolluants

Il s'agit de molécules qui se trouvent, par rapport aux micropolluants, en concentration élevée (ordre du milligramme) dans le milieu. *e.g.* matières en suspension (MES), nitrates, phosphates, matière organique et qui ne présentent pas d'inconvénient à la vie aquatique (Miquel 2003).

1.2 Définition de l'écotoxicologie

Le terme écotoxicologie a été créé par le toxicologue Truhaut dans les années 1970. Il le définit comme « *la branche de la toxicologie qui étudie les effets toxiques des polluants naturels ou synthétiques sur les organismes vivants des écosystèmes* » (Truhaut 1975 1977). C'est une science pluridisciplinaire (écologie, toxicologie et chimie environnementale) qui a connu dès sa naissance des confusions quant à sa définition : *e.g.* l'écotoxicologie et la toxicologie de l'environnement. Ainsi, plusieurs autres définitions ont été avancées.

Ramade, en 1977, proposa une définition de l'écotoxicologie, en mettant en évidence les échelles spatiale et temporelle, comme « *une science qui étudie les polluants dans les écosystèmes* ». Jusqu'à plus récemment, Connell (1986) la définit comme une « *science qui évalue, surveille et prévoit le devenir des substances polluantes dans l'environnement* ». Une définition incomplète selon Ramade (2007) qui souligne l'absence de la finalité majeure de l'écotoxicologie dans cette définition : l'évaluation des conséquences écologiques et la prévention des risques. Par la suite, il appréhendera l'écotoxicologie à des dimensions plus large que l'écosystème et la définit comme « *une science qui étudie la contamination de l'environnement, le comportement et les effets des polluants ainsi que les conséquences écologiques qui en découlent à des échelles spatiales et temporelles bien plus importantes, incluant celles propres aux cycles biogéochimiques et aux processus écologiques fondamentaux (productivité biologique, recyclage des nutriments, sur les successions écologiques, etc.) et cela depuis l'échelle du paysage jusqu'à celle de la biosphère tout entière* » (Ramade 2007). L'un des piliers majeurs de l'écotoxicologie est la prévention du risque environnemental.

1.3. Sédiments marins et pollution

1.3.1. Polluants sédimentaires : sources, mobilité et biodisponibilité

Les sédiments marins constituent une source d'information de l'histoire de la pollution marine. La plupart des polluants persistants, arrivant dans le milieu marin, finissent par s'accumuler dans les sédiments. Parmi ces polluants, notons les ETM, les pesticides organochlorés, les PCB et les HAP (Babut *et al.*, 2001).

❖ Éléments traces métalliques (ETM)

Naturellement et comme leur nom l'indique, les ETM se trouvent à l'état de trace dans les sédiments. Des quantités de l'ordre de 0,001 à 1 mmol kg⁻¹ pour l'As, le Cr, le Co, le Cu, le Fe, le Mn, le Mo, le Ni, le Se, le Si, le Sn, le V et le Zn. Quelques ETM se trouvent en forte concentration (quantité supérieure à 1 mmol kg⁻¹), c'est le cas du Na, du K, du Ca et du Mg (Livett 1988 ; De Luca *et al.*, 2005).

La principale source naturelle de pollution des ETM dans le milieu marin côtier est l'érosion des roches, des sols et des sédiments. L'upwelling de la zone Sénégal-Mauritanienne ainsi que les apports atmosphériques constituent d'autres sources de pollution des ETM (Geffard 2001).

Les sources de pollution anthropique par les ETM sont nombreuses et diverses. Ainsi, citons :

1) le secteur des mines et des fonderies et en particulier les terrils, le transport des minerais, les résidus dispersés par l'eau, le traitement des eaux *etc.* qui enrichissent les milieux naturels notamment en Cd, Hg, Pb, As, Cu, Ni, Zn et Cr ;

2) le secteur industriel et singulièrement les usines de plastiques (Co, Cr, Cd, Hg), les usines de textiles (Zn, Al, Ti, Sn), les usines de microélectroniques (Cu, Ni, Cd, Zn, Sb), les usines de traitement du bois (Cu, Cr, As) et les raffineries (Pb, Ni, Cr) ;

3) les retombées atmosphériques. Les aérosols sont libérés par les industries pyro-métalliques, les gaz d'échappement des véhicules à combustion interne, la combustion des carburants fossiles, dispersant dans l'atmosphère : As, Cd, Cr, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni, Sb, Se, Sn, U, V, Zn ;

4) le secteur de l'agriculture consomme des pesticides, engrais, lisiers, *etc.*, riches en As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Se, U, V, Zn à même de rejoindre les milieux aquatiques ;

5) les dépôts de déchets sur le sol tels les boues d'épuration, les percolâts de décharges d'ordures domestiques et industrielles et spécialement les dépôts de ferrailles qui génèrent énormément de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, V, Zn dans l'environnement (Forstner 1987 ; Michel 1993 ; Ahn *et al.*, 2005 ; Lee et Correa 2005 ; Roychoudhury and Starke 2006).

Les paramètres chimiques, physiques et biologiques du milieu où se trouvent libérés les ETM jouent un rôle important dans leur mobilité. Citons, par exemple en milieu marin, le passage des formes particulières et colloïdales d'un élément à la forme dissoute et vice versa. Ils jouent un rôle également dans leur biodisponibilité. Celle-ci se définit comme étant la capacité d'un ETM à interagir avec les organismes vivants. Ces deux notions, mobilité et biodisponibilité, sont, par exemple, fortement liées au pH du milieu. Le milieu acide favorise la biodisponibilité des ETM dans les sédiments. Elles sont également liées à la salinité. La biodisponibilité du Cd et du Mg par exemple augmente avec la salinité du milieu. Elles sont aussi influencées par le potentiel d'oxydoréduction : une faible augmentation de ce paramètre entraîne une forte présence d'ETM sous forme dissoute dans le liquide interstitielle et l'eau superficielle des sédiments. Le carbone organique, contrairement aux autres facteurs, piège les ETM et diminuent leur mobilité et leur biodisponibilité (Geffard 2001 ; Gourlay-Francé *et al.*, 2010).

❖ Pesticides organochlorés (POC)

Les sources de pollution des pesticides organochlorés dans l'environnement marin sont surtout anthropiques. Le lessivage des terres agricoles et des décharges de déchets solides, la

pulvérisation des pesticides, les rejets industriels (usines de textiles, centrales thermiques) entraînent des POC jusque dans le milieu marin (Juc 2008 ; Osibanjo *et al.*, 2020). Leurs propriétés chimiques et notamment leur stabilité chimique leur confèrent la possibilité de transports à longue distance dans l'atmosphère, une accumulation dans les sédiments marins et terrestres. Par ailleurs, en raison de leur lipophilie, ils sont bioaccumulables et bioamplifiables dans les tissus des organismes tant aquatiques que terrestres (Fréry *et al.*, 2013).

❖ Polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB, aussi appelés pyralènes, ont pour formule chimique générale : $C_{12}H_{(10-n)}Cl_n$ avec ($1 \leq n \leq 10$). Ce sont des composés aromatiques organochlorés très stables avec des propriétés physicochimiques très riches, d'où leur utilisation dans les transformateurs et condensateurs électriques, dans les fluides caloporteurs, dans les peintures comme additifs ainsi que dans les plastiques. Leur présence dans l'environnement s'explique par les émissions primaires de la production historique des PCB, les émissions à partir des réservoirs existants et la formation accidentelle ou non intentionnelle des PCB (*e.g.* synthèse de novo de PCB à partir de processus de combustion).

Le nombre et la position des atomes de chlores dans la structure des PCB influencent sur leur solubilité dans l'eau et leur toxicité vis-à-vis des organismes. Ils sont relativement insolubles dans l'eau et ont tendance à fortement à se bioaccumuler. L'insolubilité augmente avec le nombre d'atomes de chlores et, par conséquent, les PCB ont tendance à se fixer préférentiellement sur les particules de la colonne d'eau (matières en suspension (MES)). Du fait de leur hydrophobicité et leur association avec les MES, les PCB s'accumulent fortement dans les sédiments et surtout dans les sédiments riches en matières organiques. La toxicité des PCB est plus élevée lorsque le nombre d'atomes de chlore est faible. La position ortho de l'atome de chlore réduit la toxicité des PCB. Sans la position ortho du chlore, la structure du PCB est plane et ressemble et à celle de la dioxine et devient plus toxique Léauté (2008) ; ONEMA (2011).

❖ Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont des hydrocarbures formés de cycles benzéniques condensés sous forme linéaire ou angulaire. Leurs sources naturelles dans l'environnement sont les feux de forêt, éruptions volcaniques ou fuites de réserves naturelles de pétrole. Leur forte présence dans l'environnement s'explique surtout par les activités anthropiques : 1) les sources pyrolytiques (la combustion du pétrole, charbon, gaz naturel ou du bois) et 2) les sources pétrogéniques (le

déversement de pétrole lors de son exploitation, de son transport ou lors des opérations de dégazage).

Comme chez les ETM, les paramètres physiques, chimiques et biologiques (*e.g.* nature de la source de génération des HAP, température, salinité, granulométrie, matières organiques et l'organisme exposé) jouent un rôle essentiel dans la mobilité des HAP qui sont faiblement solubles dans l'eau. La présence très élevée de particules fines et de matières organiques dans les sédiments favorise la fixation des HAP, diminuant ainsi leur mobilité et leur biodisponibilité. La diminution de la température et l'augmentation de la salinité favorisent le coefficient de sorption du carbone suie/eau et par conséquent diminuent la solubilité des HAP. Les HAP pétroliers sont plus biodisponibles que les HAP d'origine pyrolytique (Léauté 2008).

1.3.2. Évaluation de la qualité des sédiments

L'évaluation de la qualité des sédiments se fait avec différents critères ou outils sensibles, fiables et faciles à interpréter : les analyses chimiques ; les analyses écologiques, biologiques et biochimiques ; les analyses écotoxicologiques ou bioessais et l'approche intégrée (Geffard 2001). Ces outils renseignent, chacun d'entre eux, des informations précises et complémentaires qui permettent d'approfondir l'analyse de la qualité des sédiments (MDDEP, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec 2008).

❖ Les analyses chimiques

C'est le premier outil qui a été utilisé et qui continue à l'être dans l'évaluation de la qualité du milieu marin. Il est quantitatif et joue un rôle dans la prévention de la pollution marine (*e.g.* lors de l'immersion de sédiments de dragage en France). Il sert également de base de données pour le développement des modèles de prédiction de la biodisponibilité et de la toxicité des polluants (Lamy Environnement 1996).

Le Groupement d'Étude et d'Observation des activités de Dragage sur l'Environnement (GEODE), créé en 1990 en France, a mis en place des seuils de référence pour classer la qualité des sédiments comme suit : - bruit de fond (teneur naturelle des substances dans les sédiments), - médiane, Niveau 1 (valeur en deçà de laquelle l'immersion des sédiments est autorisée, c'est le double de la médiane) et Niveau 2 (valeur au-delà de laquelle l'immersion des sédiments peut être interdite, c'est le quadruple de la médiane). Ces seuils de référence sont déterminés

par le calcul de la médiane de la courbe de distribution des concentrations des éléments suivants : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn et PCB (Tableau 1).

Tableau 1 : Valeurs de références pour des activités de dragage et d'immersion des sédiments marins [concentration (mg kg⁻¹ de poids sec)] proposées par Groupement d'Étude et d'Observation des activités de Dragage sur l'Environnement (GEODE).

Éléments \ Niveaux	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PCB
Bruit de fond	-	0,5	45	35	0,2	20	47	115	-
Médiane	12,5	0,6	45	22,5	0,2	18,5	50	138	0,25
Niveau 1	25	1,2	90	45	0,4	37	100	276	0,50
Niveau 2	50	2,4	180	90	0,8	74	200	552	1

Au Canada, les critères de référence, mis en place par le conseil canadien des ministres de l'environnement, sont différent de ceux de GEODE et permettent d'assurer la protection de la vie aquatique mais également la gestion des sédiments :

- ✓ « Concentration d'effets rares (CER) et Concentration seuil produisant un effet (CSE) sont les valeurs de référence qui permettent de prévenir la contamination des sédiments due à des rejets industriels
- ✓ Concentration d'effets occasionnels (CEO) et Concentration d'effets fréquents (CEF) constituent les valeurs de références qui permettent la mise en dépôt des sédiments résultant de travaux de dragage.
- ✓ Concentration produisant un effet probable (CEP) et CEF permettent d'orienter les décisions de restauration des sites aquatiques contaminés ».

Le Tableau 2 ci-dessous montre les valeurs de référence pour les métaux (Environnement Canada et Ministère du développement durable 2008).

Tableau 2 : Critères d'évaluation de la qualité des sédiments marins par les métaux au Canada (Environnement Canada et Ministère du développement durable 2008).

Substances	CER (mg kg ⁻¹)	CSE (mg kg ⁻¹)	CEO (mg kg ⁻¹)	CEP (mg kg ⁻¹)	CEF (mg kg ⁻¹)
Arsénique	4,3	7,2	19	42	150
Cadmium	0,32	0,67	2,1	4,2	7,2
Chrome	30	52	96	160	290
Cuivre	11	19	42	110	230
Mercure	0,051	0,13	0,29	0,70	1,4
Plomb	18	30	54	110	180
Zinc	70	120	180	270	430

CER = concentration d'effets rares ; CSE = concentration seuil produisant un effet ; CEO = concentration d'effets occasionnels ; CEP = concentration produisant un effet probable ; CEF = concentration d'effets fréquents.

❖ Les critères écologique, biologique et biochimique

La structure des communautés benthiques est très sensible à la qualité des sédiments marins (Geffard 2001). Plusieurs études ont démontré une corrélation entre les modifications structurales des populations benthiques et le niveau de contamination des sédiments marins, notamment le long des gradients de pollution (Swartz *et al.*, 1982 ; Chapman *et al.*, 1991). Cette approche écologique présente quelques limites. En effet, lors des pollutions modérées, les effets biologiques observés peuvent être confondus avec des effets liés aux facteurs environnementaux tels que la structures des sédiments, la salinité, la saison (Nelson-Smith 1990, Cripe *et al.*, 2000 ; Geffard 2001).

Les études biologiques sur le terrain mesurent les effets dans le milieu, provenant de différentes sources, sur une longue période (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec 2008). L'évaluation de la bioaccumulation est souvent utilisée comme approche dans ces études. Elle permet la mise en évidence des composés qui ont pu pénétrer dans l'organisme et des effets néfastes. Dans la surveillance environnementale des polluants, certains auteurs proposent cette approche comme indicateur biologique de qualité du milieu (Ramade 2007) puisqu'elle prend en compte les variations de la biodisponibilité des différents contaminants (Borgmann 2000). Ainsi plusieurs espèces bioaccumulatrices sont retenues dans les biotopes aquatiques, telles que : les macrophytes aquatiques (*e.g.* algues, bryophytes, phanérogames amphibies ou hydrophyliques), les mollusques lamelibranches (*e.g.* huitres, moules), les poissons (téléostéens) (Ramade 2007). Cependant l'évaluation de la bioconcentration n'est pas efficace pour les métaux essentiels régulés par les organismes et les composés organiques non persistants, *i.e.* rapidement transformés (Fisher, Chordas, et Landrum 1999 ; Borgmann 2000).

D'autres chercheurs utilisent les biomarqueurs comme indicateurs de qualité du milieu. C'est aussi une approche sensible, spécifique et qui permet la mise en évidence des changements biologiques, de façon plus précoce (Karouna-Reiner et Zehr 1999 ; Choi, Roche, e Caquet 2000 ; Geffard 2001). Le biomarqueur résulte de la réaction biochimique, physiologique ou pathologique d'une espèce face à son exposition à un polluants toxique (Geffard 2001 ; Ramade 2007). Il dépend également de plusieurs facteurs biotiques (âge, cycle de reproduction, sexe) et abiotiques (variations saisonnières, salinité, température, hypoxie) (Benson *et al.*, 1988 ; Baudrimont *et al.*, 1997 ; Lagadic *et al.*, 1997 ; Geffard 2001).

En fonction de l'étape d'action du xénobiotique, trois groupes principaux de biomarqueurs ont été classés : les biomarqueurs d'exposition, d'effets et de sensibilité d'effets. Les biomarqueurs d'exposition (*e.g.* induction spécifique de cytochromes P450, inhibition des cholinestérase ou induction d'adduits à l'ADN) renseignent la présence du xénobiotique dans le milieu, sa présence dans l'organisme ainsi que son interaction avec les fluides corporels et/ou les tissus. Les biomarqueurs d'effets (*e.g.* stress chimique/en particulier le stress oxydant tels que les superoxydes dismutases/SOD et peroxydases/PE) traduisent les conséquences physiopathologiques de la présence du polluant présent dans le biotope. Et, les biomarqueurs de sensibilité aux effets (*e.g.* augmentation du taux de glutathion S-transférases, diminution de la sensibilité de l'acétylcholinestérase (AChE)) (Ramade 2007).

Les biomarqueurs peuvent aussi être classés en fonction du niveau d'organisation biologique auquel s'observe l'effet. Les biomarqueurs moléculaires, biochimiques, enzymatiques, histologiques, anatomiques sont résumés dans le tableau suivant (Tableau 3).

Tableau 3 : Exemples de biomarqueurs en fonction du niveau d'organisation biologique.

Échelle d'organisation	Exemple de biomarqueurs
Moléculaire : liaison à un récepteur	Liaison de la tétrachlorodibenzodioxine (TCDD) avec le récepteur d'aryl hydrocarbure (récepteur Ah/AhR) Liaison des nonylphénols à un récepteur oestrogénique Formation d'adduits d'ADN
Biochimique : interférence avec des réactions enzymatiques	Effet des insecticides organochlorés sur l'acétylcholinestérase (AChE) Induction de mono-oxygénases (MFO)
Altérations physiologiques	Perturbation du glycogène hépatique Amincissement de la coquille Féminisation des embryons
Effets sur les individus	Modifications comportementales Perspectives pour la croissance

La spécificité de certains biomarqueurs présente certains avantages dans le monitoring de la pollution environnementale. Par exemple, l'induction de métallothioneines caractérise une pollution métallique (*e.g.* Cd), jouant un rôle dans l'homéostasie des éléments essentiels (*e.g.* Cu et Zn) et dans la détoxification (Geffard 2001 ; Ramade 2007). Plusieurs autres biomarqueurs ont été utilisés pour mettre en évidence la pollution métallique. C'est le cas de la stabilité de lysosomiale et la concentration en glutathion (Ringwood 1990 ; Geffard 2001). Divers biomarqueurs ont été développés pour discriminer la pollution d'origine organique. Ils sont essentiellement de nature enzymatique. Il s'agit des cytochromes P450, des glutathion S-transférase (GST), de l'uridine diphosphate glucuronosyltransférase (UDPGT) et des

sulfotransférases. Le tableau ci-dessous (Tableau 4) illustre des exemples de biomarqueurs classés par ordre de spécificité décroissante.

Tableau 4 : Exemples de biomarqueurs classés par ordre de spécificité décroissante (Ramade 2007)

Biomarqueurs	Polluant toxique	Commentaire sur la facilité de l'usage dans le biomonitoring
Inhibition de l'aminolaevulinic acid déshydrogénase (ALAD)	Plomb	Suffisamment fiable pour remplacer l'analyse chimique
Induction de méthallotionéine	Cadmium	Plus difficile à doser que le taux de cadmium dans les organismes
Amincissement de la coquille	DDT, DDE, Dicofol	Importance relative de l'amincissement facile à mesurer
Inhibition de l'AchE	Composés organophosphorés, carbamates	Plus facile à doser et plus fiable que les analyses chimiques
Blocage des protéines de coagulation	Rodenticides	Mesure analogue en difficulté à celle de la substance chimique anticoagulante
Induction de mono-oxygénase	Organochlorés, HAP	Équivalents dioxines mesurées plus aisément qu'en utilisant l'analyse chimique
Profil des porphyrines	Plusieurs organochlorés	Isolement par HPLC parfaitement opérationnelle
Profil du rétinol	Idem	Signature de l'exposition à diverses substances chimiques mais grande variété naturelle
Adduits de l'ADN	Surtout HAP	Plusieurs tests disponibles mais compliqués par l'existence des mécanismes de réparation
Induction d'œstrogène	Composés oestrogéniques et oestrogénomimétiques	Induction de vitellogénine chez des poissons males
Divers enzymes sériques	Polluants organiques persistants, métaux toxiques	Dosage de plusieurs systèmes enzymatiques
Protéines de stress	Organochlorés, métaux	Dosage d'un vaste spectre de protéines de stress disponible
Réponses immunitaires	Polluants organiques persistants, métaux	Nombreux tests disponibles
Charge en adénylates	Nombreuses classes de polluants	Nombreux dosages disponibles et d'emploi aisé

En général, les biomarqueurs d'exposition témoignent de la contamination de l'environnement par la présence des polluants dans l'organisme. Les biomarqueurs d'effets permettent d'évaluer les conséquences des polluants sur les organismes et l'état des écosystèmes. Et enfin les biomarqueurs de sensibilité participent ainsi à la réponse des populations et des communautés

des polluants. Le tableau 5 donne les biomarqueurs couramment utilisés dans le biomonitoring des polluants dans l'environnement (Ramade 2007).

Tableau 5 : Principaux biomarqueurs d'usage courant correspondant aux groupes chimiques majeurs d'agents polluants (Ramade 2007)

Agents polluants	Biomarqueurs	
	Nature	Type
HAP	Adduits aux acides nucléiques	Biochimique
Composés organochlorés (OC)	Induction de Glutathion S-transférase (GST) et Glutathion Peroxydase (GPX)	Enzymatique
Pesticides, HAP, divers composés organiques	Inhibition ou stimulation de la SOD selon le cas	Enzymatique
Métaux toxiques (Cd, Zn, Hg, Cu, ...)	Induction de métallothionéines	Biochimique
Insecticides organophosphorés et carbamates	Inhibition de cholinestérases spécifiques	Enzymatique
Métaux, composés OC, pesticides, Hydrocarbures, etc.	Lésion tissulaires, tumeurs	Histologique
Métaux, composés OC, pesticides, phénols, etc.	Immunodépression	Biochimique
OC	Taux de rétinol et de rétinoïdes	Biochimique
Métaux, pesticides, OC	Protéines de stress	Biochimique
Stress chimique aspécifique	Indices morphologiques, facteurs de condition	Anatomique
	Charge en adénylates	Biochimique

❖ Les bioessais

Ces outils se retrouvent impliqués dans une partie de cette présente thèse. Ils permettent la mise en évidence des réponses biologiques des organismes à l'exposition des différents polluants présents, dans les sédiments marins des côtes de la presqu'île de Dakar et de la petite côte (Sénégal). C'est une approche rapide et peu coûteuse. Dans les sédiments, elle reflète l'effet global et maximal des polluants, les interactions entre polluants et la biodisponibilité de ces polluants (Galgani et Baldi, 2010). Cependant cette approche méthodologique est limitée à une évaluation de la toxicité aiguë ; la toxicité chronique n'est pas prise en compte. Elle présente également d'autres limites telles que la non représentabilité des échantillons (zone réduite d'échantillonnage) et l'extrapolation des résultats uniquement dans les conditions spécifiques

(climats intenses, remise en suspension des sédiments) et dans ce cas insatisfaisant (His, Beiras, et Seaman 1999 ; His *et al.*, 1999 ; Quiniou 2005).

Une évaluation écotoxicologique des milieux naturels complexes nécessite d'employer plusieurs tests simultanément (Trevors 1982; Mortimer 1985; Crossland, 1992). Ainsi nombre d'entre-eux ont été développés en laboratoires à partir d'organismes de référence représentatifs de ces milieux aquatiques marins : *e.g.* bivalves (*Magallana gigas*, *Mytilus galloprovincialis*), échinodermes (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia punctulata*, *Strongylocentrotus purpuratus*), amphipodes (*Rhepoxynius abronius*, *Ehaustorius estuarius*, *Corophium volutator*), polychètes (*Neanthes arenaceodentata*, *Dinophilus gyrociliatus*), organismes zooplanctoniques (*Acartia sp.*), microalgues (*Skeletonemas costatum*, *Phaeodactylum tricornerutum*) (Swartz *et al.*, 1982; Chapman et Morgan 1983; Carr *et al.*, 1989 ; Miler *et al.*, 2000). L'homologation des bioessais (ou biotests) répond à plusieurs critères tels que la simplicité et la rapidité d'exécution, la reproductivité, la sensibilité, la représentabilité des conditions naturelles et du coût économique (Ramade 2007). Le choix des espèces dépend de la sensibilité de l'espèce aux polluants, de sa pertinence écologique, de son niveau biologique et trophique, de son accessibilité et de son intérêt économique (Bonnet 2000 ; Geffard 2001). Ainsi, certains tests normés sont disponibles pour évaluer la qualité de l'eau et des sédiments : *e.g.* 1) NF EN ISO 10253 : Qualité de l'eau : Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema costatum* et *Phaeodactylum tricornerutum*. 2) FD ISO 14669 : Qualité d'eau : Détermination de la toxicité létale aigue vis-à-vis de copépodes marins (*Copepoda*, *Crustacea*). 3) XP T 90-382 : Qualité d'eau : Bio indicateur de la toxicité potentielle de milieu aqueux. Détermination de la toxicité potentielle d'échantillons aqueux sur le développement embryon-larvaire de bivalve. 4) Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques : Poisson, essai de toxicité aigue.

L'évaluation de la qualité des sédiments marins par les bioessais au laboratoire peut se réaliser soit avec les sédiments de contact, soit avec l'eau interstitielle ou les extraits (élutriats) aqueux et/ou organiques. Les sédiments de contact sont mieux représentatifs et bien standardisés pour les amphipodes et les polychètes (Swartz *et al.*, 1982 ; Anderson *et al.*, 1998 ; Geffard 2001). Ils sont également utilisés pour les bivalves, les copépodes, les décapodes et les bactéries (Geffard 2001). Les organismes sont simultanément exposés aux polluants présents dans les sédiments, dans l'eau interstitielle et dans l'eau d'interface eau-sédiments (Burton 1992 ; Geffard 2001). L'eau interstitielle, quant à elle, est obtenue, soit par centrifugation (Landrum *et al.*, 1987 ; Giesy *et al.*, 1988), soit par pression (Carr et Chapman 1992 ; Carr *et al.*, 2000), filtration (Swartz *et al.*, 1988 ; Carr, Williams, et Fragata 1989 ; Carr et Chapman 1995) ou par

dialyse (Burton 1992 ; Di Toro *et al.*, 1992). Ces différentes méthodes d'extraction de l'eau interstitielle ne sont pas standardisées. Les effets observés sur les organismes sont souvent corrélés avec les concentrations des polluants présents dans l'eau interstitielle (Swartz *et al.*, 1986 ; Di Toro *et al.*, 1992 ; Ankley *et al.*, 1996). Les bioessais les plus utilisés sur sédiments marins (eau interstitielle) sont les tests de spermioxicité et d'embryotoxicité chez les oursins et les bivalves. Les éluviats aqueux (extraction avec de l'eau) ou organiques (extraction avec les solvants organiques), obtenus par agitation mécanique (macération) ou magnétique, permettent de faire passer les polluants des sédiments vers une phase liquide. L'utilisation des éluviats des sédiments pour les bioessais permet d'évaluer la toxicité des contaminants relargués dans la colonne d'eau lors d'une remise en suspension. Les résultats observés sur ces éluviats sont corrélés avec la teneur des contaminants présents dans les sédiments (Lee et Jones 1982 ; Luoma et Ho 1998 ; Thompson 1999). Pour certains auteurs cités ci-dessous, l'utilisation des éluviats est controversée. Elle entraîne une modification des paramètres physico-chimiques des sédiments, surtout pour les sédiments anoxiques, de la spéciation et de la biodisponibilité des contaminants. Par contre une corrélation a été démontrée entre les résultats observés sur éluviats et ceux sur les sédiments de contact (Chapman, Dexter, et Long 1987 ; Long *et al.*, 1990). Dans le cas des extraits organiques faisant appel aux solvants organiques (*e.g.* diméthylsulfoxyde ou acétone), le test le plus utilisé est le test « Microtox » (Johnson et Long 1998 ; Matthiessen *et al.*, 1998 ; Carr *et al.*, 2000). L'utilisation de diméthylsulfoxyde est déconseillée. Lors de la préparation de l'éluviat, les bactéries sédimentaires transforment ce solvant en métabolites toxiques et par conséquent, il peut entraîner une diminution de leur luminescence (Ziehl et Schmitt 2000). L'analyse comparative des résultats obtenus sur les différents compartiments sédimentaires montre que l'eau interstitielle est plus toxique que le sédiment total qui lui est plus toxique que l'éluviat (Ankley, Schubauer-Berigan, et Dierkes 1991 ; Burgess *et al.*, 1993 ; Burgess et McKinney 1997).

❖ Approche intégrée

C'est l'approche la plus complète et la plus coûteuse à mettre en place et elle nécessite des connaissances pluridisciplinaires. Elle fait appel à une analyse simultanée des trois approches précédentes en les intégrant les unes des autres. Elle correspond au concept de la triade basée sur la détermination du niveau de contamination du sédiment ; sur la toxicité du sédiment, déterminée à l'aide d'un ou plusieurs bioessais, utilisant différents traitements sédimentaires (sédiment contact, eau interstitielle, extrait aqueux ou organique) et sur la structure des populations benthiques, définies par leur biodiversité et le nombre d'organismes présents

(Chapman, Dexter, et Long 1987 ; Chapman 1990 ; Chapman *et al.*, 1991). Dans les pays comme la France par exemple, d'autres approches similaires à celle-ci ont été développées pour évaluer le risque toxique des sédiments. Elles consistent à déterminer la « Predicted environmental concentration (PEC/CEP) », la « Predicted no effect concentration (PNEC) » et le facteur (Quotient) de risque $Q_r = PEC/PNEC$ (Toro *et al.*, 1990 ; Geffard 2001).

1.4 Eaux marines

1.4.1. Polluants des eaux marines

Les polluants rencontrés dans les sédiments y sont parvenus par le processus de sédimentation via les eaux marines. Par conséquent, les sources de pollution de ces polluants sont les mêmes pour les sédiments marins que pour les eaux marines (voir les paragraphes 1.3.1.). Ainsi nous pouvons citer les ETM, les PCB, les POC, les HAP, les hydrocarbures pétroliers, les biocides, les substances eutrophisantes, les substances radioactives, les matières en suspension, *etc.* (Taghezout 2015).

❖ Origines des différents polluants en milieu marin

Dans le secteur agricole, les biocides sont notamment des produits de protection et de traitement des récoltes pour lutter contre les insectes, les champignons, les plantes indésirables, *etc.* La plupart de ces produits sont répandus directement sur les terrains cultivables. Par ailleurs, ce secteur d'activité mais aussi les rejets de substances domestiques et industrielles (déjections animales et humaines, résidus de végétaux, dépôts atmosphériques et engrais répandus sur des terrains résidentiels et agricoles, *etc.* (Taghezout 2015)) libèrent également des substances eutrophisantes *i.e.* des substances qui apportent « en excès des substances nutritives (*e.g.* azote et phosphore) dans le milieu aquatique pouvant entraîner la prolifération des végétaux aquatiques (parfois toxiques) ». Ces végétaux doivent être décomposés par les bactéries pour rétablir le déséquilibre. Ainsi, les bactéries aérobies augmentent la consommation en dioxygène privant les organismes supérieurs de cet élément et les bactéries anaérobies se développent en libérant des substances toxiques comme le méthane, l'ammoniac, l'hydrogène sulfuré, les toxines *etc.*

Tous ces éléments, à divers degrés, finissent par se retrouver dans le milieu aquatique à la suite du lessivage des sols notamment (Taghezout 2015). D'autres biocides sont directement utilisés en milieu marin et, en particulier, ceux utilisés pour protéger les navires et les installations portuaires ou maritimes des bio-salissures. Citons, par exemple, le tributylétain (TBT). Il appartient à la famille des composés organostanniques. Il fait partie des substances les plus toxiques introduites par l'homme dans le milieu aquatique. Il a été, en particulier, très utilisé dans les peintures antisalissures pour prévenir l'installation de d'organismes indésirables sur les coques de bateaux (Taghezout 2015). Il est maintenant interdit.

❖ Mobilité et biodisponibilité des polluants dans les eaux marines

✓ Polychlorobiphényles et Hydrocarbures

La mobilité et la biodisponibilité des PCB et HAP dans l'eau sont similaires à celles des PCB dans les sédiments (voir les paragraphes 1.3.1.).

✓ Les Éléments Traces Métalliques

Le passage des ETM des formes particulaire et colloïdale à la forme dissoute et vice versa est influencé essentiellement par le pH, la dureté de l'eau (Sané 2014), la présence de matière organique, l'alcalinité, *etc.* (Le Goff et Bonnomet 2004).

Le pH. La diminution du pH entraîne une augmentation de la mobilité des métaux (Sané 2014). Il agit fortement sur la spéciation des métaux lourds dans l'eau (*i.e.* les proportions de leurs différentes formes chimiques). Par exemple, une diminution du cuivre libre toxique (Cu^{2+}) est consécutive d'une augmentation du pH, entraînant *de facto* une diminution de la biodisponibilité et de la toxicité (Le Goff et Bonnomet 2004).

La dureté de l'eau. Elle dépend principalement de la présence des ions calcium et magnésium. Elle dépend donc du contexte géologique. Par exemple, les eaux des régions calcaires sont dures, celles des régions granitiques sont douces. Néanmoins, au-delà d'une dureté de 250 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, cette influence est négligeable. La dureté d'une eau peut influencer directement sur la survie de certaines espèces aquatiques. Par exemple, les fortes valeurs de dureté ont un effet délétère sur les populations de daphnies (*Daphnia sp.*). Les mécanismes physiologiques impliqués dans ce phénomène ne sont pas connus (INERIS 2004). Au-delà de l'influence directe de ce paramètre sur les organismes, la dureté d'une eau influence aussi la toxicité des ETM. Par exemple, l'augmentation de la dureté d'une eau diminue la toxicité du cuivre (Le Goff et Bonnomet 2004).

La matière organique. Une diminution de la mobilité, de la biodisponibilité et de la toxicité est souvent associée à la présence de matière organique. En effet, dans l'environnement aquatique, cette matière organique réduit les concentrations en ions métalliques libres en les piégeant dans l'environnement aquatique (Le Goff et Bonnomet 2004).

L'alcalinité. C'est un paramètre majeur agissant sur la toxicité aigüe de certains ETM dont celle du cuivre. Son effet réducteur de la toxicité de cet ETM résulte de la réduction des effets du cuivre sur la fonction ionorégulatrice des branchies d'*Oconrhynchus mykiss*. Elle joue sur la forme chimique de l'élément toxique. Un équilibre se crée entre les espèces considérées comme toxiques (Cu^{2+} , CuO^- , CuOH_2) et les espèces peu ou non toxiques (CuHCO_3^+ , CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{CO}_3)^{2-}$) dont les concentrations sont proportionnelles à l'alcalinité (Le Goff et Bonnomet 2004).

✓ Biocides

Les pesticides organochlorés. Dès qu'ils sont présents dans le milieu marin, ces pesticides s'accumulent dans les tissus graisseux des crustacés, des mollusques, des poissons, *etc.* et se bioamplifient pour atteindre, dans les derniers maillons de la chaîne alimentaire, des concentrations mille fois plus élevées que celles du milieu ambiant (Taghezout 2015). Citons à titre d'exemple :

- a) Le chlordane. Utilisé pour protéger les cultures agricoles (légumes, petites céréales, maïs, pommes de terre, canne à sucre *etc.*), le chlordane est un insecticide très peu soluble dans l'eau mais soluble dans les solvants organiques. Il précipite rapidement dans les sédiments où il se bioconcentre dans les tissus graisseux des organismes du fait de son coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) élevé.
- b) Le Dichlorodiphényltrichloréthane (DDT). Le DDT est très peu soluble dans l'eau, mais soluble dans la plupart des solvants organiques. En raison de son caractère lipophile, il se bioconcentre et se bioamplifie dans les graisses de tous les organismes vivants.
- c) La dieldrine. La dieldrine est un composé très persistant et très soluble dans les lipides. En raison de ses deux propriétés, la dieldrine peut se bioconcentrer et se bioamplifier dans les organismes aquatiques (Ritter, Solomon, et Forget 1998).

1.4.2. Évaluation de la qualité des eaux marines

Au Canada, l'évaluation de la qualité des eaux marines se fait à l'aide de plusieurs critères dont nous citerons dans ce document seulement trois, (liés à notre étude), qui sont plus ou moins courants et basiques :

- ✓ les critères de qualité descriptifs, qui mettent en place des règles générales pour lutter contre toute dégradation grossière des eaux ;
- ✓ des critères de qualité chimiques qui donnent les valeurs de référence des substances prises individuellement ;
- ✓ des critères de qualité relatif à la toxicité globale qui permettent d'évaluer la toxicité d'un mélange de substances et l'évaluation biologique du milieu (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs 2009).

❖ Critères de qualité descriptifs

Toute eau doit être dépourvue de substances ou de matériaux en provenance des activités anthropiques qui peuvent entraîner, seuls ou associés à d'autres facteurs tels que la couleur, l'odeur, le goût, la turbidité, des nuisances à quelque usage du cours d'eau. Citons par exemple :

- ✓ des débris, de l'huile, de la mousse ou d'autres matériaux flottants en quantité suffisante pour devenir inesthétiques ou dommageables ;
- ✓ des résidus huileux ou graisseux qui causent soit un film visible à la surface de l'eau, soit une coloration de la surface, soit une boue ou une émulsion ;
- ✓ des dépôts qui causeront une formation de boues putrescibles ou nuisibles de quelque autre façon ;
- ✓ une production excessive de plantes enracinées, attachées ou flottantes, de champignons ou de bactéries ;
- ✓ l'augmentation de substance en concentrations ou en combinaisons telles qu'elles nuisent, sont toxiques ou produisent un effet physiologique, semi aquatique et terrestre (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs 2009).

Ces critères renseignent les informations suivantes :

- ✓ ils mesurent des effets présents sur le milieu récepteur ; ils intègrent les effets qui ont eu lieu sur une longue période et permet d'établir des tendances dans le temps ;
- ✓ ils intègrent les effets de toutes les sources, incluant les sources inconnues ;

- ✓ ils intègrent les effets de toutes les autres agressions possibles (dégradation du milieu physique, parasitisme) en plus de ceux liés aux contaminants toxiques (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs 2009).

Par ailleurs, ils présentent des limites :

- ✓ ces critères ne protègent pas la santé humaine ni la faune terrestre ;
- ✓ ils n'évaluent pas les effets en périodes critiques ;
- ✓ ils ne cernent pas une cause unique pour l'effet observé ;
- ✓ ils ne distinguent pas entre les sources ;
- ✓ ils mesurent les effets une fois qu'ils sont présents ;
- ✓ et ils sont coûteux si un bon niveau de discrimination doit être atteint (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs 2009).

❖ Critères de qualité chimiques

Au Canada les critères de qualité chimiques des eaux de surface retenus par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs pour chacun des usages et chacune des substances, sont les suivants :

- ✓ Prévention de la contamination (eau et organisme aquatiques) : CPC (EO) ;
- ✓ Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement) : CPC (O) ;
- ✓ Valeur aigue finale à l'effluent : VAF_e ;
- ✓ Protection de la vie aquatique (effet aigu, effet chronique) : CVAA ;
- ✓ Protection de la faune terrestre piscivore : CVAC (Tableau 6) ;
- ✓ Protection des activités récréatives et de l'esthétique.

Comme pour les critères précédents, ces critères de qualité chimiques ont des utilités :

- ✓ ils protègent la vie aquatique, la santé humaine et la faune terrestre ;
- ✓ ils couvrent un large éventail d'espèces et d'effets pour un même contaminant ;
- ✓ ils intègrent le devenir du contaminant (bioaccumulation, sédimentation) ;
- ✓ ils cernent la source de pollution ;
- ✓ ils orientent les technologies de traitement puisqu'une substance est identifiée ;
- ✓ ils préviennent les effets néfastes ;
- ✓ ils requièrent des coûts peu importants si seuls quelques contaminants sont analysés.

Cependant ces critères montrent aussi des limites :

- ✓ ils tiennent compte uniquement des contaminants qui sont connus et qui ont été recherchés ;
- ✓ ils ne tiennent pas compte de la biodisponibilité des contaminants ;
- ✓ ils ne considèrent pas les interactions possibles dans le mélange ;
- ✓ ils ne mesurent pas directement les effets biologiques, la relation de cause à effet n'est pas certaine ;
- ✓ ils nécessitent des coûts financiers très importants (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs 2009).

Tableau 6 : Critères d'évaluation de la qualité des eaux de surface au Canada ; teneur en mg L⁻¹ (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs 2009).

	CPC (EO)	CPC (O)	VAFe	CVA(EA)	CVA(EC)
Al	0,1000	-	1,5000	0,7500	0,0850
As	0,0003	0,0210	0,1400	0,0690	0,0360
Cd	0,0050	0,1300	0,0860	0,0430	0,0093
Co	-	-	0,7400	0,3700	0,1000

CPC (EO) : Critère de prévention de la contamination (eau et organisme aquatiques) ; CPC (O) : Critère de prévention pour la contamination (organismes aquatiques seulement) ; VAFe : Valeur aigue finale à l'effluent ; CVA(EA) : Critère de vie aquatique effet aigu ; CVA (EC) : Critère de vie aquatique effet chronique.

❖ Critères de qualité relatifs à la toxicité globale pour la vie aquatique

Les critères de qualité relatifs à la toxicité globale permettent d'évaluer la toxicité d'une source de contamination avant son mélange dans le milieu aquatique (sortie des effluents par exemple). Deux valeurs de référence ont été retenues : une unité de toxicité aigüe (1 Uta9) et une unité de toxicité chronique (1 UTc10). Ces références ne doivent pas être dépassées respectivement par les toxicités aigüe et chronique d'un effluent. Une unité de toxicité aigüe est définie par 100 divisé par la concentration létale pour 50% des organismes testés (100/CL₅₀) et l'Uta par 100 divisé soit par la concentration sans effets observables (100/CSEO) soit par la concentration inhibitrice pour 25% des organismes testés (100/CI₂₅).

Les critères de qualité relatifs à la toxicité globale présentent aussi des avantages :

- ✓ ils intègrent les effets toxiques de plusieurs substances à la fois ;
- ✓ ils mesurent aussi les effets des contaminants inconnus ;
- ✓ ils prennent en compte la biodisponibilité des contaminants ;

- ✓ ils limitent la mesure de la toxicité à une seule analyse ;
- ✓ ils mesurent la toxicité exacte de l'effluent ou du milieu ;
- ✓ ils préviennent les effets néfastes.

Par contre, ces critères présentent aussi des inconvénients :

- ✓ ils ne protègent pas la santé humaine ni la faune terrestre ;
- ✓ ils représentent un patron toxicologique incomplet (seules quelques espèces et quelques effets sont testés) ;
- ✓ ils ne considèrent pas la persistance (bioaccumulation) et la sédimentation ;
- ✓ ils ne représentent pas toujours les conditions du milieu récepteur lorsqu'il est employé uniquement sur les effluents ;
- ✓ ils donnent une information incomplète sur le contaminant causal ;
- ✓ ils n'orientent pas les technologies de traitement puisqu'une substance n'est pas identifiée (MDDEFP 2013).

- ❖ Critères de qualité pour la protection des activités récréatives et d'esthétique (pour l'eau de baignade).

Ces critères préviennent des dangers pour la santé humaine, dangers liés au contact direct (baigneurs, véliplanchistes) et indirect (pêcheurs, les navigateurs de plaisance, les canoteurs, *etc.*) avec l'eau. A l'heure actuelle, ce sont surtout les paramètres microbiologiques qui ont été mis en évidence (MDDEFP 2013).

En Europe, la qualité des eaux marines est évaluée sur la base de normes de qualité environnementale dans l'eau (NQE), des critères de qualité des eaux de baignade et des caractéristiques d'un « bon état écologique (BEE) » (voir le paragraphe 1.4.2.).

- ❖ Normes de qualité environnementale dans l'eau

Elles sont déterminées pour toutes les 32 substances prioritaires de la directive cadre sur l'eau (Marchant *et al.*, 2004) et se définissent comme étant « la concentration en polluant ou groupe de polluants dans l'eau, le sédiment ou biote qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement ». La méthodologie de calcul de ces normes s'inspire de celles utilisées pour l'évaluation des risques des substances chimiques dans le TGD (Technical guidance document) (Marchant *et al.*, 2004) et prend en compte les effets écotoxicologiques directs et indirects, les effets sur la santé humaine et les mécanismes de CMR (cancérigène,

mutagène, reprotoxique). Le Tableau 7 ci-dessous montre les NQE des métaux (Marchant *et al.*, 2004).

Tableau 7 : Les normes de qualité (chimique) environnementale dans l'eau (NQE) (Marchant *et al.*, 2004).

Substances	Normes de qualité (chimique) environnementale dans l'eau ($\mu\text{g L}^{-1}$)		Matrice
	Eaux de transition	Eaux côtières	
Cadmium	0,21	0,21	Eau (dissous)
Mercure	En discussion	En discussion	Eau (dissous)
Nickel	1,70	1,70	Eau (dissous)
Plomb	0,40	0,40	Eau (dissous)

❖ Critères de qualité des eaux de baignade

En Europe, une nouvelle directive sur les eaux de baignade (2006/7/CE) a été mise en place. Elle se base uniquement sur les paramètres microbiologiques clés c'est-à-dire la présence d'entérocoques intestinaux et spécifiquement *E. coli*. Il s'agit des indicateurs microbiologiques les plus pertinents pour la santé humaine. La détermination de ces paramètres microbiologiques est souvent associée par une inspection visuelle (visant à identifier, par exemple, les proliférations d'algues et de couches de pétrole). A l'aide des résultats des prélèvements concernant *E. coli* et les entérocoques intestinaux, les eaux de baignade côtières et intérieures sont classifiées dans les catégories suivantes : les eaux d'excellente qualité ; les eaux de bonne qualité, les eaux de qualité suffisante ; les eaux de qualité insuffisante (voir Tableau 8).

Tableau 8 : Critères de qualité des eaux de baignade (directive 2006/7/ce).

Classe de qualité	Entérocoques intestinaux (UFC/100 mL)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)
Excellence qualité	200 *	500 *
Bonne qualité	400 *	1000 *
Qualité suffisante	330 **	900 **
Méthode de référence pour l'analyse	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1

(*) Sur la base d'une évaluation au 95e percentile ; (**) Sur la base d'une évaluation au 90e percentile.

❖ Notion d'un Bon Etat Ecologique (BEE)

Cette notion est définie dans la directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) comme étant « la situation dans laquelle les eaux marines conservent leur diversité écologique, leur propreté, ainsi qu'un bon état sanitaire, afin d'en sauvegarder le potentiel pour leur utilisation par les générations actuelles et à venir ». Elle se caractérise par 11 descripteurs qualitatifs qui constituent à leurs tours des critères et des indicateurs. Parmi ces descripteurs, nous nous

intéresserons au descripteur 5 « Eutrophisation », au descripteur 8 – « Concentration des contaminants », et au descripteur 9 – « Quantité de contaminants dans les produits de la mer » (voir Tableau 9) (Fabri et Andral 2011).

Tableau 9 : Descripteurs du BEE, énumérant leurs critères et leurs indicateurs (Fabri *et al.*, 2011).

<i>Descripteurs</i>	<i>Critères</i>	<i>Indicateurs</i>
<i>Eutrophisation</i>	<i>Teneurs en nutriments</i>	<i>Concentration en nutriments dans la colonne d'eau</i>
		<i>Taux de nutriments (silicium, azote et phosphore), le cas échéant</i>
	<i>Effets directs de l'enrichissement en nutriment</i>	<i>Concentration en chlorophylle dans la colonne d'eau</i>
		<i>Transparence de l'eau en liaison avec une augmentation de la quantité d'algues en suspension, le cas échéant</i>
		<i>Abondance d'algues macroscopiques opportunistes</i>
	<i>Effets indirects de l'enrichissement en nutriments</i>	<i>Modification des espèces dans la composition de la flore</i>
<i>Abondance des algues et herbiers pérennes</i>		
<i>Concentration des contaminants</i>	<i>Concentration des contaminants</i>	<i>Oxygène dissous (changements dus à un accroissement de la décomposition de matière organique et de la superficie de la zone concernée)</i>
		<i>Concentration des contaminants, mesurée dans la matrice appropriée selon une méthode garantissant la comparabilité avec les évaluations réalisées au titre de DCE</i>
	<i>Effets des contaminants</i>	<i>Niveaux des effets de la pollution sur les composants de l'écosystème concerné (établir un rapport de cause à effet)</i>
<i>Occurrence, origine, étendue des épisodes significatifs de pollution aigue et leur incidence sur le biote physiquement dégradé par cette pollution</i>		
<i>Quantité des contaminants dans les produits de la mer</i>	<i>Teneurs maximales, nombre et fréquences des contaminants</i>	<i>Niveaux réels des contaminants qui ont été détectés et nombre de contaminants pour lesquels les teneurs maximales réglementaires ont été dépassées</i>
		<i>Fréquences des dépassements de teneurs maximales réglementaires</i>

1.5. Microplastiques

La production mondiale de plastiques augmente régulièrement et cette hausse s'accompagne d'une augmentation des déchets plastiques. Une partie de ces déchets se retrouvent dans le milieu marin sous forme de particules de taille hétérogène dont les microplastiques (GESAMP 2010). A noter la volonté du gouvernement du Sénégal qui a légiféré en 2016 sur l'interdiction des sachets plastiques.

1.5.1. Définition des microplastiques

Le plastique ou plus exactement les plastiques sont des composés organiques de synthèse obtenus par la polymérisation de monomères extraits du pétrole ou du gaz (Oekotoxzentrum 2021). Il existe plusieurs familles de plastiques, environ 200, dont les représentants les plus abondants sont le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polychlorure de vinyle (PCV), le polyéthylène téréphtalate (PET), le nylon et l'acrylonitrile butadiène styrène (ABS) (GESAMP 2010). La dénomination micro-plastiques est réservée aux particules de plastique de moins de 5 mm de diamètre (Oekotoxzentrum 2021). Deux catégories de microplastiques sont identifiables : les microplastiques primaires et les microplastiques secondaires. Les microplastiques primaires sont directement produits sous forme de microparticules comme les microbilles intégrées aux produits cosmétiques ou d'hygiène corporelle (les peelings, les gels de douche ou les dentifrices pour augmenter le pouvoir nettoyant par leurs propriétés abrasives). Les microplastiques secondaires résultent au contraire de la dégradation d'éléments de plus grande taille qui, dans l'environnement, sont réduits en fragment de plus en plus de petits par l'action, notamment, du soleil et des forces mécaniques naturelles (GESAMP 2010).

1.5.2. Sources de pollution

Selon GESAMP (2010), il y a deux principales sources de microparticules de plastique dans le milieu marin :

- ✓ Des pastilles de résine de plastique, soit utilisées dans les processus de fabrication des matières plastiques ou délibérément fabriquées comme abrasifs pour le grenailage ou utilisées dans les produits cosmétiques exfoliants.
- ✓ Des fragments de plastiques provenant de la détérioration et de la désintégration d'objets en plastique, principalement des déchets, ce qui peut inclure, parmi beaucoup d'autres,

des emballages, des articles d'habillement, des articles ménagers comme les brosses à dent et les rasoirs, ainsi que les matériaux de construction, des filets de pêche et d'aquaculture perdus ou mis au rebut (GESAMP 2010).

1.5.3. Devenir des micros plastiques

Le processus de dégradation des plastiques dans l'environnement est très lent et dépend essentiellement des propriétés des polymères dont leur nature et la longueur des liaisons entre polymères, densité, *etc.* Les facteurs biotiques (*e.g.* microorganismes) et abiotiques (*e.g.* photolyse, oxydation, hydrolyse) jouent un rôle dans cette dégradabilité des macro- et microplastiques. L'action des microorganismes constitue la première étape de ce processus et joue sur les propriétés mécaniques et la structure moléculaire du plastique. Elle provoque ainsi la fragmentation du plastique en petites particules. La photolyse est l'une des principales causes de dégradation des plastiques et provoque la rupture des chaînes polymériques et de nombreuses réactions chimiques. D'autres facteurs abiotiques tels que la thermolyse, l'oxydation, l'hydrolyse, l'action mécanique des forces de cisaillement, *etc.*, interviennent également dans la détérioration des plastiques (Oekotoxzentrum 2021). La formation de biofouling sur les plastiques flottants ralentit leur processus de dégradation. Le biofouling augmente la densité des plastiques et si celle-ci dépasse la densité de l'eau, ces plastiques coulent. Une fois immergés dans l'eau et sous l'effet de l'action d'autres organismes et autres mécanismes comme l'effet de la zone euphotique sur les microorganismes, la flottabilité de ces plastiques varie et entraîne leur remontée à la surface de l'eau. Ainsi, s'observe un phénomène de yoyo cyclique des plastiques qui retarderait leur dégradation (Andrady 2011). La minéralisation des microorganismes ne peut commencer qu'une fois que les molécules sont suffisamment petites, c'est-à-dire lorsque les monomères et oligomères solubles dans l'eau sont libérés (Oekotoxzentrum 2021).

1.5.4. Impacts sur l'environnement marin et côtier

Les impacts des plastiques dans le milieu marin sont nombreux et avérés. Beaucoup d'études montrent que les débris de plastiques peuvent être responsables des accidents de navigation, d'obstructions des voies digestives des organismes par étranglement ou par ingestion de plastique, de blessures, d'ulcères et probablement la mort (Faure et De Alencastro 2014 ; Oekotoxzentrum 2021). Par contre, les impacts des microplastiques sont mal connus. Les études ont montré que beaucoup d'espèces aquatiques notamment les mollusques, le zooplancton, les

vers, les crustacés et les poissons pouvaient absorber les microplastiques (Lusher, McHugh, et Thompson 2013 ; Oekotoxzentrum 2021). Farrell et Nelson (2013) montrent que, chez les organismes filtreurs telle que la moule bleue (*Mytilus edulis*) certaines particules ont la capacité de pénétrer les systèmes circulatoires. Compte tenu du fait que les moules sont une source de nourriture dans le milieu marin pour d'autres organismes et que les microplastiques ont un potentiel à contenir, concentrer et transporter de nombreux contaminants, Farrell et Nelson (2013) mettent en évidence le transfert possible des microplastiques tout au long de la chaîne trophique. Les microplastiques peuvent par ailleurs affecter la capacité de filtration des bivalves et d'absorption de nourriture des organismes du zooplancton et réduire la capacité de reproduction et la survie des copépodes marins (Oekotoxzentrum 2015). Une inhibition de la photosynthèse a été observée suite à une pénétration de nano-plastiques chez les algues (Faure et De Alencastro, 2014).

1.6. Les études menées au Sénégal sur la pollution marine

Au Sénégal, les études sur la pollution du milieu marin dans ses quatre matrices : sédiment, eau, flore et faune sont peu nombreuses (Diop 2014).

1.6.1. Sédiments

Dans les sédiments, les études de pollution ont été effectuées essentiellement sur les ETM par Diop *et al.* (2012) sur la côte de Dakar (Cd, Cr, Cu, Co, Pb et Zn) et Bodin *et al.* (2013) dans les mangroves du Saloum (Dionewar, Niodor, Falia) et la Petite côte (Fadiouth) (Cd, Hg et Ni). D'après les facteurs d'enrichissement 'FE' (facteur souvent utilisé pour estimer la contamination des sédiments par des métaux traces ; fournissant le nombre de fois qu'un élément est enrichi par rapport à la concentration de cet élément dans un matériau de référence *i.e.* la teneur naturelle de cet élément dans les sédiments) obtenus par Diop *et al.* (2012), que les sites sont fortement contaminés en Cd (FE moyenne Cd = 23) et Pb (FE moyenne Pb = 86) et faiblement enrichis pour les autres ETM par rapport aux valeurs de fonds géologiques produits par Kikouama *et al.* (2009). Dans cette étude de Diop *et al.* (2012), la moyenne des FE de tous les ETM est supérieure à 1,5 ; suggérant l'origine anthropique des métaux dans les sédiments. En effet, Zhang et Liu (2002) signalent que si le FE est compris entre 0,05 et 1,50 alors le métal dans les sédiments est d'origine naturelle (teneur naturelle du métal dans les sédiments) et lorsque le FE est supérieur à 1,50 cela suggère alors une origine anthropique. Pour Bodin *et al.* (2013), les résultats obtenus dans les sédiments montrent que le site de Fadiouth

est très pollué en Cd, Hg et Ni par rapport aux sites du Sine Saloum. Du point de vue écotoxicologique, ces concentrations sont inférieures à la limite seuil des effets faibles « ERL = Effets Rang-Low » de la directive suivante : « Sediments Quality Guideline (SQGs) (Macdonald *et al.*, 1996).

1.6.2. Eau

La pollution de la colonne d'eau a été étudiée, sur la côte de Dakar et l'estuaire de Saint Louis (Nord du Sénégal) par Diop *et al.* (2014). L'objectif de leur travail était d'étudier le niveau de contamination des ETM en déterminant leur spéciation. Les paramètres comme le pH, la température (T°), la conductivité électrique (CE), le potentiel redox (Eh), l'oxygène dissous (OD) et la salinité ont été déterminés *in situ*. Les autres paramètres ont été mesurés au laboratoire : carbone organique dissous, chlorures, fluorures dissous, nitrates, sulfates et phosphates. Les résultats sur les caractéristiques physicochimiques ont montré que certains anions présentent une variation saisonnière. Par exemple, les concentrations de chlorures et les sulfates ont baissé en saison chaude et humide à cause de la dilution de la colonne d'eau due à l'écoulement des rivières ; les concentrations du carbone organique dissous diminuent pendant la saison sèche puis augmentent pendant la saison humide dans tous les sites (Diop *et al.*, 2014). Les résultats sur les ETM ont montré que la contamination de l'estuaire de Saint-Louis était plus importante que celle de la côte de Dakar pour le Co (0,36 µg L⁻¹), le Cr (3,61 µg L⁻¹), le Ni (2,26 µg L⁻¹), le Pb (1,72 µg L⁻¹) et le Zn (33,14 µg L⁻¹). Par contre la contamination au Cd et au Cu était plus élevée à Dakar qu'à Saint-Louis avec des valeurs moyennes suivantes : Cd (0,27 µg L⁻¹) et Cu (4,33 µg L⁻¹). La spéciation des métaux montre que le Cr est lié de 78 à 96 % avec la fraction particulaire et que le Zn est principalement dans la fraction dissoute aussi bien pour la côte de Dakar et que pour Saint-Louis. Une variation saisonnière a été observée pour le Cd et le Ni qui ont une fraction particulaire plus élevée pendant la saison sèche et fraîche. Par contre, le Co, le Cu, le Mn et le Pb ne montrent pas de variabilité claire. Ainsi les métaux sont classés par ordre décroissant suivant le pourcentage de la fraction dissoute : Zn (82 %) > Cd (70 %) > Ni (61 %) > Pb (48 %) > Mn (45 %) = Cu (45 %) > Co (42 %) > Cr (14 %). Dans l'ensemble, la fraction organique est variable (10 – 90 %) en fonction de la colonne d'eau (la fraction organique est plus élevée sur la côte de Dakar que dans l'estuaire de Saint-Louis) et de la saison (la fraction organique est plus élevée pendant la saison des pluies que la saison sèche). Dans leur étude, Diop *et al.* (2014) ont montré que la mobilité des métaux est contrôlée par le carbone organique dissout (estuaire de Saint-Louis) et par les chlorures (eau de mer : côte de

Dakar). Arfi Robert de l'IRD a étudié la qualité des eaux d'une baie fortement anthropisée : la baie de Hann (Com. Pers.). L'objectif de cette étude est de dégager les causes et les conséquences de la pollution observée dans cette baie. Selon l'auteur, les causes sont d'origine naturelles (courantologie régionale, topographie locale) et artificielles (activités domestiques et industrielles produites sans contrôle ni contrainte). En cela, il ajoute le développement excessif des ulves (*Ulva lactuca*) dans cette zone lorsque les conditions sont favorables. Toutes ces causes donnent comme conséquences l'enrichissement en nutriments (upwelling, mort des ulves qui produisent les matières organiques), les eaux pauvres de Guinée et l'accumulation des polluants dans les sédiments et dans la matière vivante.

1.6.3. Flore et Faune

La contamination de la faune et la flore par les métaux traces a été étudiée par Diop (1997) au niveau des côtes sénégalaises, par Diop *et al.*, (2016a) et Diop *et al.* (2016b) le long de la côte sénégalaise, par Bodin *et al.* (2013) au niveau du Sine Saloum (Dionewar, Niodor, Falia) et de la Petite Côte (Fadiouth) et par Le Croizier *et al.* (2016) au niveau de Dakar (Baie Hann) et Ziguinchor (Estuaire de la rivière Casamance) durant la campagne du projet AWA 2014. Diop (1997) a déterminé le taux de mercure dans les seiches et les poulpes pêchés entre 1995 et 1997. Les résultats obtenus lors de son étude montraient que les teneurs en mercure étaient en deçà des normes internationales tolérées avec une moyenne de 0,05708 mg Kg⁻¹ de produits. Par comparaison entre les espèces, Diop (1997) conclut que les poulpes contenaient plus de mercure que les seiches. L'auteur a également observé qu'en 1995, les teneurs en mercure étaient significativement plus élevées que celles de 1996 d'une part et de 1997 d'autre part et il note une différence non significative entre 1996 et 1997. Pour Diop *et al.* (2016a et 2016b) les objectifs de leurs études étaient, d'abord en 2016a, d'évaluer l'état de contamination des éléments traces métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, V et Zn) dans cinq espèces marines, de différents niveaux trophiques, commerciales et/ou pertinentes pour la santé humaine ; représentant les eaux côtières sénégalaises peu profondes : les algues vertes (*Ulva lactuca*), la moule brune (*Perna perna*), les crevettes (*Panaeus kerathurus*), le mullet à tête plate (*Mugil cephalus*) et le tilapia (*Sarotherodon melanotheron*) ; puis en 2016b, d'évaluer l'état de contamination de ces mêmes ETM dans deux espèces des poissons (*Sardinella aurita* et *Solea senegalensis*). En ce qui concerne les moules et les crevettes, l'étude a porté sur les tissus musculaires et pour les poissons sur le foie. Diop *et al.* (2016a) avaient déterminé également les facteurs de transfert (FT) pour l'eau et les sédiments. Ces études ont montré que le fer est

l'élément le plus accumulé dans les algues avec 91 % de la concentration totale des métaux mesurés. Le fer et le zinc représentent 94 % de la concentration totale des métaux dans les tissus musculaires des moules et le zinc 60 % dans les crevettes. Pour les deux espèces de poisson (*M. cephalus* et *S. melanotheron*), le fer et le cuivre étaient les éléments les plus accumulés avec une représentativité de 94 %. Il n'y avait aucune tendance saisonnière sauf pour un site dont certains ETM étaient plus élevés chez certaines espèces pendant la saison des pluies. Le Site de Joal était moins contaminé que les autres. Pour les espèces étudiées en 2016a (*S. aurita* et *S. senegalensis*), les éléments analysés sont classés par ordre de concentrations décroissantes : Fe > Zn > Cu > As > Se > Mn > Cd > Cr > V > Ni > Pb. Diop *et al.* (2016b) ont constaté que les concentrations de Fe, Cd et Pb étaient plus élevées dans la sardinelle alors que celles d'As, Cu, Mn, Cr et Se dans la sole. Les différences saisonnières ont été observées pour certains éléments. Pour la sardinelle, les concentrations d'As, Se et V étaient plus élevées pendant la saison sèche alors que celles de Cd et Zn pendant la saison humide. Pour la sole, les concentrations de Mn, V et Zn étaient plus élevées au cours de la saison des pluies alors que celle du Cr l'était à la saison sèche. Des différences de concentrations des éléments ont été notées entre les poissons des cinq sites. Elles concernent principalement Saint-Louis et Soubédioune dont pour la plupart des ETM (sauf l'As) les concentrations étaient plus élevées à Soubédioune (en particulier pendant la saison sèche) et plus faible à Joal. Les résultats ont montré également que les concentrations de Cd et Pd dans la sardinelle et dans la sole ne dépassent pas les limites fixées par la commission européenne (CE 2014, 2015) et ne menacent pas la santé publique. Par contre, les concentrations en As dans le foie et dans les muscles de la sardinelle sont élevées mais il n'y avait pas de réglementation européenne qui fournit une limite légale pour les viscères. Bodin *et al.* (2013) sur l'évaluation de la contamination métallique dans les mangroves du Sénégal, montrent que les concentrations des ETM dans les coquillages des mollusques sont plus fortes que celles trouvées dans les sédiments sauf pour le Ni et le Pb. Les concentrations du Cd présentent des préoccupations sur la comestibilité et dont la commercialisation des mollusques. Le Croizier *et al.* (2016) avaient pour objectif de déterminer la répartition de métaux entre les espèces de réseaux trophiques différents. Dans cette étude, treize éléments traces métalliques (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sn, U et Zn) ont été quantifiés dans le foie des poissons classés en trois groupes selon la quantité des acides gras dans le foie et des isotopes stables dans les muscles. Les résultats obtenus montrent que, dans les zones exposées à la pollution métallique, les espèces pélagiques représentent le premier groupe de poissons contaminés et les espèces benthiques constituent la principale voie de transfert de métaux entre les poissons. La contamination des espèces pélagiques est liée à la production primaire (micro,

pico et nanoplancton), et suggère que le microplancton a la plus importante contribution dans la contamination que les pico et nanoplanctons.

1.7. Réglementation sur la pollution de l'environnement marin et côtier

1.7.1. Réglementation internationale

Au niveau international, la réglementation sur le milieu maritime est régie par les agences spécialisées de l'Organisation des Nations Unies (ONU), dont l'Organisation maritime internationale (OMI), le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), *etc.* Ainsi plusieurs conventions ont été mises en place pour la protection et la prévention de la pollution du milieu marin : *e.g.* la Convention de MARPOL 73/78, la Convention BWM 2017, la Convention de Bâle 1992, la Convention de Londres 1972, les Conventions des mers régionales du PNUE.

- ✓ Convention de MARPOL 73/78 (Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires)

Adoptée en 1973 et modifiée en 1978 par l'OMI, la convention de MARPOL est constituée de deux protocoles obligatoires et d'annexes facultatives (Bonnin, Ould, et Queffelec 2014). Comme son nom l'indique, cette convention a pour objectif de prévenir la pollution du milieu marin par le rejet de substances nuisibles ou par les effluents contenant ces substances (Annexe 1/Hydrocarbures liées à l'exploitation ainsi qu'aux rejets accidentels ; Annexe 2/Substances liquides nuisibles transportées en vrac ; Annexe 3 / Substances nuisibles transportées par mer en colis ; Annexe 4 / Eaux usées des navires; Annexe 5 / Ordures des navires ; Annexe 6 / provenant des gaz d'échappement), causée (produits) surtout par les navires (Akpama 2017).

- ✓ Convention BWM 2017 (Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires)

La convention BWM a été adoptée en 2004 et entrée en vigueur en 2017. Elle a pour objectif d'empêcher la propagation d'organismes aquatiques nuisibles d'une région à une autre en contrôlant la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires puisque la navigation est l'un des facteurs importants de l'introduction de nouvelles espèces dans un milieu. La convention BWM comporte plusieurs articles (*e.g.* Obligations générales ; Installations de réception des

sédiments ; Recherche scientifique et technique et surveillance ; Visites et délivrance des certificats ; Assistance et coopération techniques et coopération régionale) et une annexe (Section A : Dispositions générales ; Section B : Prescriptions en matière de gestion et de contrôle applicables aux navires ; Section C : Mesures supplémentaires ; Section D : Normes applicables à la gestion des eaux de ballast ; Section E : Prescriptions en matière de visites et de délivrance des certificats aux fins de la gestion des eaux de ballast) (Journal Officiel de la République Française s. d.).

✓ Convention de Bâle 1992

L'objectif de cette convention est de limiter les risques de pollution accidentelle ou intentionnelle en contrôlant les mouvements transfrontaliers des déchets dangereux (déchets toxiques, explosifs corrosifs, inflammables, écotoxicologiques et infectieux) (Henry 2010). La convention de Bâle a été adoptée en 1989 et est entrée en vigueur en 1992. Elle compte 181 Parties en 2014 d'où son caractère universel (United Nations 1989).

✓ Convention de Londres 1972

Elle concerne les déchets produits sur terre et rejetés en mer par les navires. Seuls les déchets suivants sont autorisés à être versés en mer depuis 1996 : déblais de dragage, boues d'épuration, déchets de poisson, de navires et de plates-formes, matières géologiques inertes, inorganiques (par exemple déchets miniers), matières organiques d'origine naturelle, objets volumineux constitués principalement de fer, d'acier et de béton, et flux de dioxyde de carbone provenant des processus de captage du dioxyde de carbone aux fins de séquestration. Cette convention a été adoptée en 1972 puis complétée en 1996 a pour objectif de protéger et préserver le milieu marin de toutes les sources de pollution (Henry 2010).

✓ Convention des mers régionales du PNUE, *e.g.* la Convention d'Abidjan relative à la coopération en matière de protection et de mise en valeur du milieu marin et des zones côtières de la région de l'Afrique de l'Ouest et du Centre (1981).

Elles sont nombreuses, ce sont des conventions sous régionales réunissant les pays riverains d'une région maritime commune pour protéger le milieu marin et ses ressources.

Dans le cas de la convention d'Abidjan, les pays concernés sont issus de l'Afrique de l'Ouest, du centre et du Sud, depuis la Mauritanie jusqu'en Afrique du Sud. Elle a deux protocoles et s'oriente sur : 1) la gestion commune de l'environnement marin sur le plan économique (développement durable et gestion intégrée des zones côtières) et sur certains cas particuliers

de la pollution (érosion côtière, pollution marine en cas de situation critique, création des zones marines spécialement protégées) ; 2) la pollution des navires, des opérations d'immersion, pollution tellurique (second protocole), la pollution liée à l'exploration et à l'exploitation du fond marin et la pollution atmosphérique et trans-atmosphérique (Bonnin, Ould, et Queffelec 2014).

1.7.2. Réglementation européenne

Actuellement en Europe, la lutte contre la pollution du milieu marin est basée sur :

- ✓ Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) (2008)

Cette directive prend ses bases sur les conventions déjà existantes telles que la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Natura 2000, Convention OSPAR, Convention de Barcelone. Elle a été adoptée et entrée en vigueur en 2008. Son objectif principal est d'obtenir ou de maintenir le Bon État Écologique/BEE (une mer saine, propre et productive, un bon fonctionnement des écosystèmes marins et un usage durable des biens et des services associés). Le BEE est défini dans la directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) comme étant « *la situation dans laquelle les eaux marines conservent leur diversité écologique, leur propreté, ainsi qu'un bon état sanitaire, afin d'en sauvegarder le potentiel pour leur utilisation par les générations actuelles et à venir* » (Henry 2010).

- ✓ Marine Strategy Framework Directive Good Environmental Status Groupe de Travail 10 (MSFD GES Task Group 10) (2010)

La directive MSFD GES Task Group 10 porte essentiellement son attention sur les macro déchets (*e.g.* déchets sur les plages, les déchets à la mer), les microparticules et les produits de leur dégradation. Son objectif est de réduire ces déchets de 10 % par an. Lors de ce groupe de travail, plusieurs lignes directives ont été dégagées pour les recherches futures : les impacts sur la faune et la flore marine (estimation quantitative) ; les processus de dégradation et de vieillissement en mer ; l'étude des microparticules issues des déchets ; étude des contaminants chimiques associés aux déchets (polluants constitutifs libérés par la dégradation) ; les facteurs influençant la distribution et la densité de déchets en mer (anthropique, hydrodynamiques, géomorphologiques) ; la normalisation des méthodes et la détermination des seuils pour l'atteinte du BEE ; l'évaluation de l'impact socio-écologique (Henry 2010).

- ✓ Le Grenelle de l'environnement et le Grenelle des mers (France)

Le Grenelle de l'environnement est complémentaire à la Directive Cadre de l'Eau (DCE) et à la DCSMM. Il a été mis en place en 2007 puis complété à son tour par le Grenelle des mers en 2009. Leur objectif est d'atteindre le BEE de 2/3 des masses d'eau de la surface et de contribuer au développement durable des mers surtout les ultramarines (*e.g.* Archipel de France) (Henry 2010).

1.7.3. Réglementation africaine

En Afrique, plusieurs conventions ont été mises en place en vue de promouvoir un environnement marin sain, en harmonisation avec les conventions internationales :

- ✓ Directive n° 02/2008/CM/UEMOA relative à la recherche et au sauvetage en mer et à la protection de l'environnement marin au sein de l'UEMOA

Elle concerne les pays membres de l'UEMOA. Elle a pour objectif de promouvoir la recherche, le sauvetage en mer et la protection de l'environnement marin par la ratification des conventions internationales telles que la convention de l'OIT sur le travail maritime adopté en 2006 ; la convention relative à l'élimination des actes illicites contre la navigation maritime (SUA 1988) révisée en 2005 ; la convention internationale sur les normes de formation des gens de mer, de délivrances des brevets et veille ; les conventions sur la prévention de la pollution par : I) les hydrocarbures ; II) les substances nocives transportées en vrac, en colis ou conteneurs, citernes mobiles, camions, wagons-citernes ; III) les eaux usées et ordures des navires ; IV) et les immersions des déchets à partir des navires (Conseil des Ministres UEMOA. 2008).

- ✓ Charte africaine des transports maritimes (UA à Addis Abeba en 1993)

Conformément aux conventions internationales telle que la convention de MARPOL, la charte africaine des transports maritimes est adoptée en 1993 à Addis Abeba et a pour objectif essentiel l'harmonisation de leurs législations maritimes et portuaires par rapport à la réglementation internationale (Bonnin, Ould, et Queffelec 2014).

- ✓ Convention de Bamako sur l'interdiction d'importer en Afrique des déchets dangereux et sur le contrôle des mouvements transfrontaliers et la gestion des déchets dangereux produits en Afrique.

Adoptée le 30 janvier 1991 à Bamako, cette convention a pour objectif, comme celle de Bâle, d'interdire tout mouvement transfrontière des déchets dangereux y compris les déchets radioactifs vers l'Afrique (Ouguerouz 1992).

- ✓ Stratégie africaine intégrée pour les mers et les océans – horizon 2050 (Stratégie AIM 2050)

Cette stratégie se base sur les réglementations internationales, africaines, nationales et aux initiatives maritimes en cours en Afrique telles que le Protocole d'entente de l'Océan Indien ; le Protocole d'entente de la Méditerranée ; la convention des Nations Unies sur le commerce de transit des pays sans littoral (1965) ; la convention sur la facilitation du trafic maritime international – FAL (1965) ; la déclaration d'Abuja pour la pêche et l'aquaculture durable en Afrique ; la charte africaine du transport maritime (AMTC) de 2010 ; ainsi que les résolutions de Durban sur la sécurité maritime et la protection du milieu marin en Afrique. L'objectif de cette stratégie est de créer d'ici 2050 une richesse durable, sécurisée et respectueuse pour l'environnement marin (Bonnin, Ould, et Queffelec 2014).

1.7.4. Réglementation sénégalaise

- ✓ Loi N° 2001 – 01 du Janvier 2001 portant Code de l'environnement, Décret N° 2001 – 282 du 12 Avril 2001.

La loi N° 2001 est faite suite à la modification de la loi N° 83-05 du 28 janvier 1983 portant code de l'environnement. La modification de la loi N° 83-05 du 28 janvier 1983 est motivée par l'évolution de la politique nationale de protection des ressources de l'environnement ainsi que l'accroissement des normes et principes internationaux souscrits par le Sénégal :

- La mise en œuvre des principes et mesures énoncés dans l'agenda 21 ;
- Le transfert des compétences de gestion des ressources naturelles et de l'environnement aux collectivités locales depuis 1996 ;
- L'adoption de nouveaux instruments de planification stratégiques que sont : le Plan National d'Action pour l'Environnement (PNAE), le Plan d'Actions Nationales de

Lutte Contre la Désertification (PAN/LCD), le Plan d'Action Forestier du Sénégal (PAFS), la Stratégie nationale de mise en oeuvre de la Convention Cadre sur les changements Climatiques, le programme d'action sur la diversité biologique, le Plan d'Action pour la protection de la Couche d'Ozone, le Plan de gestion des déchets dangereux ;

- L'adoption de nouveaux textes juridiques en 1997 et 1998 (Code forestier, décret d'application du Code de l'eau, Code pétrolier, Code de la pêche maritime, *etc.*) ;
- L'importance des études d'impact comme éléments du processus des décisions environnementales ;
- La conformité du droit national aux conventions internationales signées et ratifiées par le Sénégal ;
- La prise en compte de certains principes importants en matière de protection de l'environnement (développement durable, conservation, utilisation durable).

En établissant ses principes fondamentaux, le code de l'environnement a pour objectif principal de protéger l'environnement en valorisant l'exploitation des ressources naturelles, en luttant contre les différentes sortes de pollutions et nuisances et en améliorant les conditions de vie des populations (Ministère de la jeunesse de l'environnement et de l'hygiène publique 2001).

Au niveau national, cette loi est le principal instrument juridique en matière de gestion des produits chimiques. Les substances chimiques nocives et dangereuses (Chapitre IV) du Titre II (Prévention et lutte contre les pollutions et nuisances) de la loi font l'objet d'une mise en place d'une commission nationale de gestion des produits chimiques dont la composition est fixée par arrêté du Ministre chargé de l'environnement. Cette commission a pour tâche de contrôler et surveiller l'importation, l'utilisation et les mouvements des substances chimiques, nocives et dangereuses. Dans son Chapitre VI (Etablissement du plan d'urgence) du Titre II, le Sénégal, par son ministère de l'environnement et les autres ministères concernés, a adopté le plan de lutte contre la pollution de la mer et du littoral conformément à la Convention d'Abidjan (Ministère de la jeunesse de l'environnement et de l'hygiène publique 2001).

- ✓ Loi N° 98 – 05 du 08 Janvier 1998 portant code pétrolier.

Les budgets d'exploration des compagnies pétrolières ont fortement été réduits ces dernières années. Face à une telle situation, les pays comme le Sénégal (qui ont un faible potentiel pétrolier) sont exclus de la compétition par rapport aux autres pays dont la présence du pétrole

est confirmée. Pour se mettre dans les rails, le Sénégal doit suivre l'évolution énergétique mondiale et améliorer les conditions de travail des acteurs de l'industrie pétrolière.

Dans le Chapitre 8 de cette présente loi (Obligations et droits attachés à l'exercice des opérations pétrolières) qu'évoque la notion pollution de l'environnement. « Les opérations pétrolières doivent être conduites avec diligence suivant les règles de l'art en usage dans l'industrie pétrolière internationale (Article 50). Les opérations pétrolières doivent être conduites de manière à assurer la conservation des ressources nationales et à protéger l'environnement (Article 51) ». A cette fin, les entreprises doivent prendre toutes les mesures nécessaires pour prévenir et lutter contre la pollution de l'environnement, favoriser le traitement des déchets et préserver le patrimoine floristique et faunique ainsi que les eaux du sol et du sous-sol (Loi N° 98 – 05 du Janvier 1998).

Ce chapitre, portant sur des connaissances générales de la pollution marine, donne à notre travail les bases sur la définition de nos objectifs d'étude et leurs approches méthodologiques.

CHAPITRE 2 : APPROCHES METHODOLOGIQUES

Nous avons utilisé une approche analytique (dosage des ETM, la quantification des microplastiques et la quantification des indicateurs microbiologiques de contamination fécale et certains pathogènes) ainsi que des bioessais et cela dans une approche intégrée mêlant des méthodes sociologiques sur la pollution marine au Sénégal.

2.1. Enquête sociologique sur la perception de la pollution par population

L'enquête a été menée entre le 16 et 23 avril 2016. Au total 524 utilisateurs du littoral ont été interrogés par une équipe de cinq personnes, pendant une semaine en 2016, dans certaines zones de l'ensemble de la péninsule de Dakar, où s'observent beaucoup d'activités anthropiques (*e.g.* récréative, commerciale ou pêche), telles que la plage de Yoff Tonghor, la plage de Ngor, les plages de la pointe des Almadies et mamelles, la plage de l'UCAD, le point de vente de Soumbédioune, la baie de Hann et la zone de Pikine Thiaroye (Tableau 10). Le matériel de terrain était un smartphone avec l'application ODK3, dans lequel avait été incorporé le questionnaire (voir la feuille d'enquête ci-dessous) et avec lequel, le lieu avait été localisé, la date et l'heure lors du questionnement ont été enregistré *etc.* Le principe était d'échantillonner les utilisateurs du littoral (*e.g.* les pêcheurs, les autorités, les étudiants, les touristes, les plongeurs, les commerçants du littoral, les plagistes, les surfeurs). L'objectif a été de mieux comprendre la perception de la pollution marine par la population autour de la presqu'île du Cap-Vert.

Tableau 10 : Présentation des zones d'enquête et des effectifs interrogées lors de cette enquête de terrain AWATox.

Zones	Nombre de personnes interrogées
Almadies-Ngor	144
Baie de Hann (exclut port)	75
Fann Hock	75
Grande Corniche	16
Grande Côte (Saint Louis à Malika)	3
Guédiawaye	17
Mbatal	38
Ouakam	8
Petite Corniche	10
Petite Côte (Bargny à Joal)	5
Pikine	33
Rufisque-Bargny	6
UCAD	16
Yoff-Virage	62
Autres	16
TOTAL	524

2.2. Le questionnaire de la Feuille d'enquête de terrain AWATox

- Date
- Prénom et Nom de l'enquêteur
- Coordonnées GPS de la zone d'enquête
- Sexe de la personne enquêtée (féminin, masculin)
- Age de la personne enquêtée
- Profession de la personne enquêtée (cultivateur, artisan, ménagère, éleveur, ouvrier, fonctionnaire, pêcheur, élève commerçant, étudiant, chercheur, aucune, autorité, autres.
- Vous a-t-on déjà consulté sur la pollution marine ? (oui ou non)
- Si oui quand (moins d'1 an, entre 1 et 5 ans, plus de 5 ans)
- Avez-vous déjà entendu parler de manifestations ou revendications contre la pollution marine (oui ou non)
- Si oui quand (moins d'1 an, entre 1 et 5 ans, plus de 5 ans)
- A quel endroit utilisez-vous principalement le littoral/l'océan ? (là où nous sommes, grande côte, Guédiawaye, Yoff-virage, Almadies)
- Quelle est votre perception du niveau de pollution de l'océan à l'endroit cité dans la question 10 (très faible, faible, modéré, élevée, extrêmement élevée)
- Quelles utilisations faites-vous de l'eau de mer (aucune utilisation, nettoyage d'aliments, maraichage, lavage du corps, linge, lavage d'animaux, usage rituel, baignade, surf, plongée ou pêche, autres)

- Quel est votre fréquence d'utilisation de l'eau de mer ou contact avec de l'eau de mer (quotidienne, plusieurs fois par semaine, une fois par semaine, une fois par quinzaine, autres)
- Quelles sont selon vous les principales causes de la pollution maritime (rejets d'égout, plastiques, rejets industriels, cadavres d'animaux, rejets des bateaux en mer, autre)
- Avez-vous été malade suite à une baignade (oui, non)
- Avez-vous eu connaissance de cas de personne malade suite à une baignade (oui, non)
- Avez-vous déjà été malade suite à la consommation de produits de la mer (oui non)
- Avez-vous eu connaissance de cas de personne malade suite à la consommation de produits de la mer (oui ou non)
- Avez-vous été malade par respiration de l'air en bord de mer (oui ou non)
- Avez-vous eu connaissance de cas de personne malade par respiration de l'air en bord de mer (oui ou non)
- Quel impact la pollution marine a-t-elle sur votre vie quotidienne (aucun impact, cela m'inquiète mais je n'ai pas ou ne peux pas changer mes habitudes, je n'utilise plus l'eau de mer, je ne mange plus les de la mer ou j'évite le littoral, autre)
- Quel impact la pollution marine a-t-elle sur votre santé (aucun impact ; toux, bronchite, maux de gorges, difficultés à respirer ; mal aux yeux, conjonctivites ; éruption cutanée [boutons, démangeaison], fièvre, rhume, nez qui coule, autres)
- Avez-vous plutôt ressenti ces symptômes plutôt ? (toute l'année, saison sèche, hivernage, toute l'année et surtout la saison sèche, toute l'année et surtout hivernage)
- Selon vous au cours des 10 dernières années le niveau de pollution s'est-il plutôt (fortement aggravé, aggravé, resté le même, amélioré, beaucoup amélioré)
- Etes-vous satisfait de l'implication des autorités nationales concernant la pollution du littoral (pas du tout, partiellement, complètement)
- Etes-vous satisfait de l'implication des autorités locales concernant la pollution du littoral (pas du tout, partiellement, complètement)
- En matière de pollution maritime, quelles solutions souhaiteriez-vous voir mis en place (i-test réguliers de la qualité des eaux avec alerte aux populations ; ii-sensibilisation, éducation et informations des populations ; iii-arrêt des rejets d'égout ; iv-ramassage des ordures ; v-arrêt de la pollution industrielle ; vi-traitement des eaux usées ; vii-autres)
- Etes-vous prêts à vous impliquer dans une action collective contre la pollution du littoral
- Si oui, pouvez-vous me donner votre numéro de téléphone.

2.3. Mode d'échantillonnage des sédiments et d'eau marins sur le terrain

La collecte d'échantillons de sédiments a été réalisée en 2016 (01 juin), 2018 (27, 29 et 30 Août) et en 2019 (18 et 19 novembre). La période a été choisie en fonction de la météo clémente, la composante de vent d'Est étant favorable à une rétention à la côte.

Dans les sédiments de 21 sites ont été prélevés : Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor', Ngor, Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Anse Bernard, Hann1,

Hann1', Hann2, Rufisque1, Rufisque2, Bargny1, Bargny2, Toubab Dialaw, Saly et Mbour (Figure 1). Les sites de prélèvement choisis correspondent aux sorties d'effluents domestiques et industriels, traités et/ou non traités. Vu leurs positions, ces sites sont supposés toxiques. Pour assurer le contrôle de qualité de cette étude par rapport à la présence d'effluents, un échantillon hauturier dit « off-shore » comme Ile de la Madeleine, a été choisis. Le prélèvement des sédiments a été réalisé avec une benne à sédiment. Environ 4 à 5 kg de sédiments des trois premiers centimètres ont été prélevés. Les échantillons ont été conservés dans des flacons en polyéthylène de 250 mL puis stockés au froid (-18 °C) jusqu'aux analyses. Dans les eaux, les paramètres physicochimiques ont été mesurés *in situ* par la sonde Hanna 9829 (Température, potentiel d'hydrogène, Potentiel d'oxydoréduction, oxygène dissout, salinité, turbidité, conductivité électrique) et le fluorimètre-turbidimètre (fluorescence).

Dans les eaux, 10 sites ont été traités dans cette thèse (Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1, Hann2).

Les échantillons microbiologiques ont été prélevés en surface (5 premiers centimètres) avec des bouteilles en verre de 1 litre puis conservés au frais (10-12°C) puis analysés dans les 24h.

Les prélèvements de microplastiques ont été effectués en surface par le Filet bongo (+ un flowmeter ou débitmètre) qui a 200 µm de maille. Le filet a été maintenu stable à la surface (une moitié sous l'eau et l'autre moitié au-dessus) par trois cordes qui sont accrochés à un tangon qui maintient ce filet sur le flanc au vent du bateau. L'échantillonnage a été fait à vent faible et la vitesse du bateau est restée aux alentours de 2 nœuds (3 à 4 km/h). La distance parcourue par le bateau est enregistrée par un GPS. Les échantillons sont mis dans des bouteilles en verres numérotées. Le filtrat est stocké dans des flacons en polyéthylène de 500 mL dans lesquels on a mis 30 mL de formol à 10% pour fixer les organismes vivants qui s'y trouve (Felippe de Alencastro 2014).

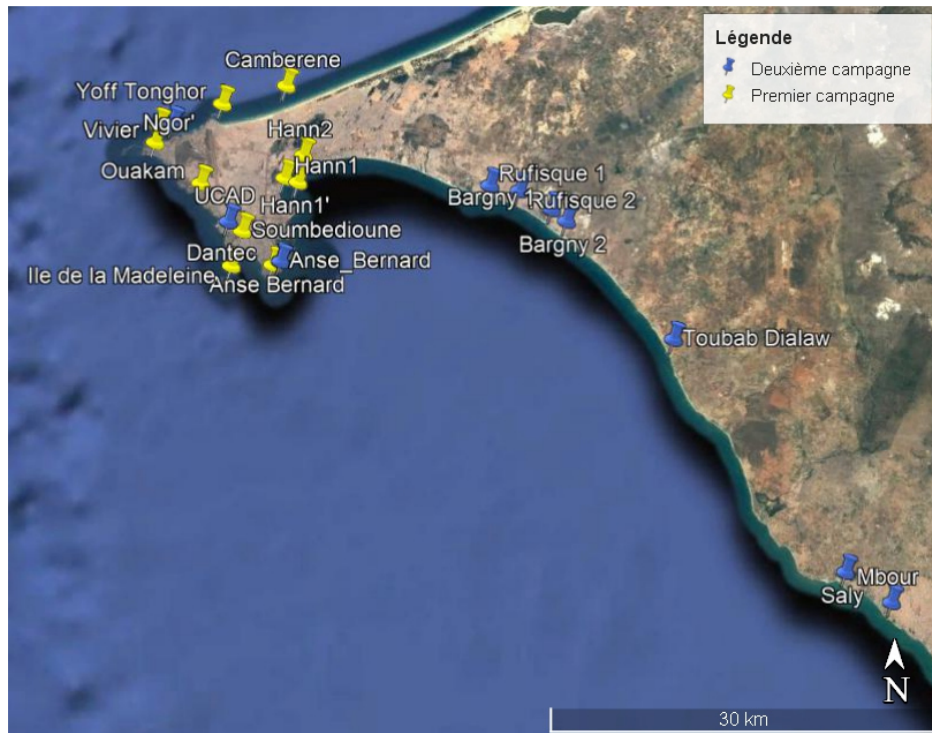


Figure 1 : Différents sites de prélèvement des échantillons.

Tableau 11 : différents sites de prélèvement, leurs coordonnées GPS et leurs sources de pollution potentielles ainsi que les débits estimés des effluents (Sonko 2017).

Noms des sites	Coordonnées GPS	Description du type de sources de pollution	Débit
Cambérène	14.77879 N -17.42952 W	Station d'épuration - Rejets d'eaux usées traitées (Sané 2014)	Fort
Yoff Tonghor	14.76608 N -17.47528 W	Rejets d'eaux usées non traitées, Fortes activités anthropiques (pêches) (Brehmer <i>et al.</i> , 2016)	Moyen
Ngor'	14.751800 N -17.511167 W	Absence de rejet d'eaux usées Activités récréatives (baignade, surf), Engins pour la traversée de l'île de Ngor	Nul
Ngor	14.75034 N -17.52069 W	Rejets d'eaux usées (canal)	Moyen
Vivier	14.73909 N -17.52336 W	Rejets d'eaux usées domestiques non traitées Activités réactives (baignade, surf)	Très faible
Ouakam	14.71099 N -17.49056 W	Rejets d'eaux usées domestiques non traitées Fortes activités anthropiques (pêche)	Faible
UCAD	14.684483 N -17.470817 W	Rejets des eaux usées non traitées Activités réactives (sport, baignade, surf)	Très fort
Ile de la Madeleine	14.65394 N -17.46826 W	Absence de rejet d'eaux usées	Nul
Soumbédioune	14.67806 N -17.46061 W	Importante décharge des eaux usées urbaines non traitées (Sané 2014) Activités anthropiques (Quai de pêche)	Fort
Dantec	14.65440 N -17.43917 W	Rejets d'eaux usées domestiques et médicales	moyen
Anse Bernard	14.657100 N -17.433400 W	Absence de rejets d'eaux usées. Activités récréatives (baignade, surf)	Nul
Hann1	14.71511 N -17.42969 W	Mixte eaux usées urbaines et industrielles rejetées directement, emplacement près du port de Dakar (Sané 2014). Canal à proximité de Hann1, Canal à quelques centaines de Hann1', Hann1' au niveau de la digue de BIMA Hann2 très proche de la côte	Fort
Hann1'	14.71212 N -17.42077 W		Fort
Hann2	14.73336 N -17.41283 W		Fort
Rufisque1	14.710267 N -17.283467 W	Fortes activités de pêche et industrielles (Diop <i>et al.</i> , 2014)	Fort
Rufisque2	14.706867 N -17.262267 W		
Bargny1	14.693917 N -17.239017 W	Fortes activités anthropiques (pêche).	Nul
Bargny2	14.685950 N -17.228383 W		Nul
Toubab Dialaw	14.604550 N -17.151350 W	Fortes activités anthropiques (pêche) Activités récréatives (surf, tourisme)	Nul
Saly	14.443667 N -17.027050 W		
Mbour	14.422767 N -16.993983 W		

2.4. Tableau des campagnes du projet AWATOX et d'autres projets et formations similaires

Ces travaux de thèse sont une partie du projet AWATOX qui est une sous-partie du projet AWA. Ce projet AWATOX est né en 2015 suite à une intervention simultanée des services de l'urgence environnementale de la DEEC (ministère de l'environnement) et de l'urgence sanitaire (ministère de la santé) interpellés entre autres par la commission environnement de la Mairie de Ngor, le Comité Local de Pêche (CLP) de Ouakam, la Fédération de Surf Sénégalaise, ainsi qu'aux demandes notamment du ministère de l'économie maritime et des pêches, l'Océanium et Nautilus plongée. Plusieurs campagnes ont été effectuées depuis lors et parallèlement, nous avons participé à d'autres campagnes des projets et formations similaires (Tableau 12).

Tableau 12 : Campagnes de prélèvement du projet AWATox et d'autres projets et formations similaires.

Identifiant campagne	Sites	Date	Objets
AWATOX 1	Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1, Hann2, Port autonome de Dakar.	01/06/2016	Prélèvement de sédiments (granulométrie, carbone total, azote total, phosphore, Hg, et toxicité globale des sédiments), d'eau (microbiologie <i>i.e.</i> <i>Escherichia coli</i> , Entérocoques intestinaux, Salmonelles et vibrions ; éléments traces métalliques <i>i.e.</i> Al, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Zn, MES) et
AWATOX 2	Lac rose, Guédiawaye, Mamelles, UCAD.	21/06/2016	microplastiques ainsi que les mesures <i>in situ</i> des paramètres
AWATOX 3	Rufisque 1, Rufisque 2	23/07/2016	physicochimiques (T°, pH, O ₂ , salinité, turbidité, CE, NH ⁴⁺ , NO ³⁻ , NO ²⁻ , PO ⁴⁻).
AWATOX 4	Yoff Tonghor, Ngor et Almadies, UCAD et Gueule Tapé, Hann, Yarakh et Pikine.	Entre 16 et 23/04/2016	Enquête sur la pollution marine (nombre de personnes enquêtées ; n = 514).
AWATOX 5	Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1, Hann1' et Hann2	27 ; 29 et 30/08/2019	Prélèvement de sédiments (granulométrie, carbone total, azote total, Hg ; pesticides organochlorés, PCB et hydrocarbures pétroliers et bioessais) et d'eau (éléments traces métalliques <i>i.e.</i> Al, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Zn, et MES) ainsi que les mesures <i>in situ</i> des paramètres physicochimiques (T°, pH, O ₂ , salinité, turbidité, CE, fluorescence).
SENELEC (Société nationale d'électricité du Sénégal)	Port de Dakar e- Ile de Gorée	Année 2016 : 21/07 ; 23/07 et 24/07	Mesures bathymétriques
SONES Sénégal	Mamelles et Lac Rose	Année 2016 : 10/03 ; 01/04 ; 19/04 ; 19/05 ; 21/06 et 26/07	Prélèvement d'eau et mesures <i>in situ</i> des paramètres physicochimiques (T °, pH, O ₂ , salinité, turbidité, EC, NH ⁴⁺ , NO ³⁻ , NO ²⁻ , PO ⁴⁻)
RGNO (Regional Graduate Network in Oceanography) 2017 en Namibie	Système Upwelling de Benguela (entre Angola et Namibie)	19 au 25 Avril 2017	Prélèvement de sédiments, d'eau, de phytoplancton, de zooplancton et des mesures des paramètres physicochimiques par la CTD (T °, pH, O ₂ et salinité).
JOJDK2022	Ngor, Vivier, Anse Bernard et Saly	- 18, 19, 25, 29 novembre 2019 - 02, 03, 06, 07, 09, 10, 12, 13, 16, 24 décembre 2019	Prélèvement d'eau de mer (Entérocoques intestinaux, <i>Escherichia coli</i>) et mesures <i>in situ</i> des paramètres physicochimiques (T°, pH, O ₂ , salinité, turbidité, EC, fluorescence)

2.5. Protocoles d'analyse des différents paramètres physicochimiques, microbiologiques, des microplastiques dans les eaux marines

2.5.1. Paramètres physico-chimiques dans les eaux

Les paramètres physicochimiques ont été mesurés en surface de l'eau (entre 0,5 à 1 m de profondeur) par la sonde Hanna 9829 qui donne directement les valeurs de la température, du pH, de l'oxygène dissous et de la salinité.

2.5.2. Les microplastiques

Le traitement des particules de plastiques a été fait au laboratoire (IFREMER, BREST). Chaque échantillon est mis à décanter après agitation du flacon, dans une éprouvette à pied graduée d'un litre pendant 12 h. Après sédimentation du plancton, le surnageant qui contient les microplastiques est tamisé sur deux tamis de respectivement de 5 mm et 300 µm puis rincé largement à l'eau distillée. Les microplastiques sont versés dans deux boîtes de Pétri répertoriées < 5 mm et > 5 mm avec très peu d'eau, éventuellement en raclant la surface du tamis avec une spatule si la quantité restante est importante. Après élimination des débris de végétaux et les gros organismes du plancton à la pince, les boîtes de Pétri sont posées sur un papier millimétré et la vérification des classes de taille dans chaque boîte est faite. Les particules sont comptées et conservées pour une mesure de poids ultérieure. Après comptage, le contenu des boîtes de Pétri est réparti dans deux boîtes (microplastiques < 5 mm et > 5 mm) et mis à l'étuve à 50°C pendant 24 h. Le contenu est transféré dans une coupelle d'aluminium (tarée) à l'aide d'une spatule et d'un pinceau. Les microplastiques sont stockés dans deux tubes (< 5 mm et > 5 mm) sur lesquels figurent le numéro de l'échantillon, le nombre et le poids, en vue d'analyses physico-chimiques ultérieures. Le nombre de microplastiques et leur poids est rapporté à la surface prélevée par le filet. Ces quantités sont extrapolées à des valeurs par hectare.

2.5.3. Paramètres microbiologiques dans les eaux

❖ *Escherichia coli*

La recherche et le dénombrement de l'*E. coli* sont faits selon la norme française (NF EN ISO 9308-1/A1 2020). « La méthode est fondée sur la filtration sur membrane et comprend deux parties, l'essai standard de référence et l'essai rapide optionnel, qui peuvent être réalisés en

parallèle. L'essai standard comprend une incubation de la membrane sur un milieu sélectif suivi d'une caractérisation biochimique des colonies typiques lactose-positives, dont découlent la recherche et le dénombrement des bactéries coliformes et les *E. coli*, en deux ou trois jours. L'essai rapide consiste en deux étapes d'incubation permettant la recherche et le dénombrement des *E. coli* dans (21 ± 3) h. Si ces deux essais sont appliqués en parallèle, la valeur correspondant au résultat final des *E. coli* doit être la plus élevée des deux » (NF EN ISO 9308-1). Dans notre étude, nous avons choisi l'essai rapide. Après filtration, la membrane est placée sur le milieu Gélose Trypticase Soja (TSA) et incubé à (36 ± 2) °C pendant 4 à 5h. Placer ensuite la membrane sur le milieu Trypticase Base (TBA) et incubé à $(44 \pm 0,5)$ °C pendant 19 à 20h. Après la période d'incubation, la membrane est déposée sur un disque en papier-filtre imbibé à saturation de réactif pour la recherche d'indole et irradié sous une lampe à ultraviolet pendant 10 à 30 minutes en fonction de l'apparition d'une coloration. Les colonies rouges sur la membrane sont dénombrées comme étant les *E. coli*. En fonction du volume filtré (exemple 250 mL pour l'eau embouteillée), le nombre *E. coli* est calculé dans 100 mL d'échantillon.

❖ Entérocoques intestinaux

La recherche et le dénombrement des entérocoques intestinaux sont faits selon la norme française (NF EN ISO 7899-2 2000). Le dénombrement des entérocoques intestinaux est fondé sur la filtration d'un volume spécifique d'un échantillon d'eau à travers une membrane filtrante d'une porosité de $0,45 \mu\text{m}$ suffisamment petite pour retenir les bactéries. Le filtre est placé sur un milieu sélectif solide contenant de l'azoture de sodium pour supprimer la croissance des bactéries gram-négative et chlorure de 2,3,5-triphényltétrazolium (incolore) qui est réduit en formazan rouge par les entérocoques intestinaux. Les colonies typiques sont bombées, avec une couleur rouge, marron ou rose, soit au centre soit sur l'ensemble de la colonie. Après filtration, la membrane filtrante est placée sur le milieu gélosé de Slanetz et Bartley. Les boîtes sont incubées à 36 ± 2 °C pendant 44 ± 4 h. S'il y a des colonies typiques, la membrane et les colonies sont transférées au moyen de pinces stériles, sans retournement, sur une boîte de gélose bile-esculine-azoture qui a été préchauffée à 44 °C. Incuber à $44 \pm 0,5$ °C pendant 2 h. Considérer toutes les colonies typiques montrant une couleur brune à noire dans le milieu environnant comme donnant une réaction positive et les compter comme entérocoques intestinaux. En fonction du volume filtré, le nombre entérocoques intestinaux dans 100 mL d'échantillon est calculé.

❖ Salmonelles

La recherche des salmonelles est faite selon la norme française (NF EN ISO 19250 2013). La recherche des salmonelles nécessite quatre phases successives (pré-enrichissement non sélectif, enrichissement sélectif, isolement et identification, et confirmation). Un pré-enrichissement est souvent nécessaire pour permettre la recherche de salmonelles en nombre relativement faible ou salmonelles ayant subi une altération. Certaines salmonelles et celles ayant subi un dommage subléthal peuvent nécessiter une période d'incubation supplémentaire. Par ailleurs, les salmonelles peuvent être présentes en petit nombre et sont souvent accompagnées d'autres membres de la famille des *Enérobactériacées* ou d'autres familles, en nombre largement plus important. Un enrichissement sélectif est donc nécessaire. La recherche des salmonelles est résumée comme décrit le schéma suivant (Figure 2).

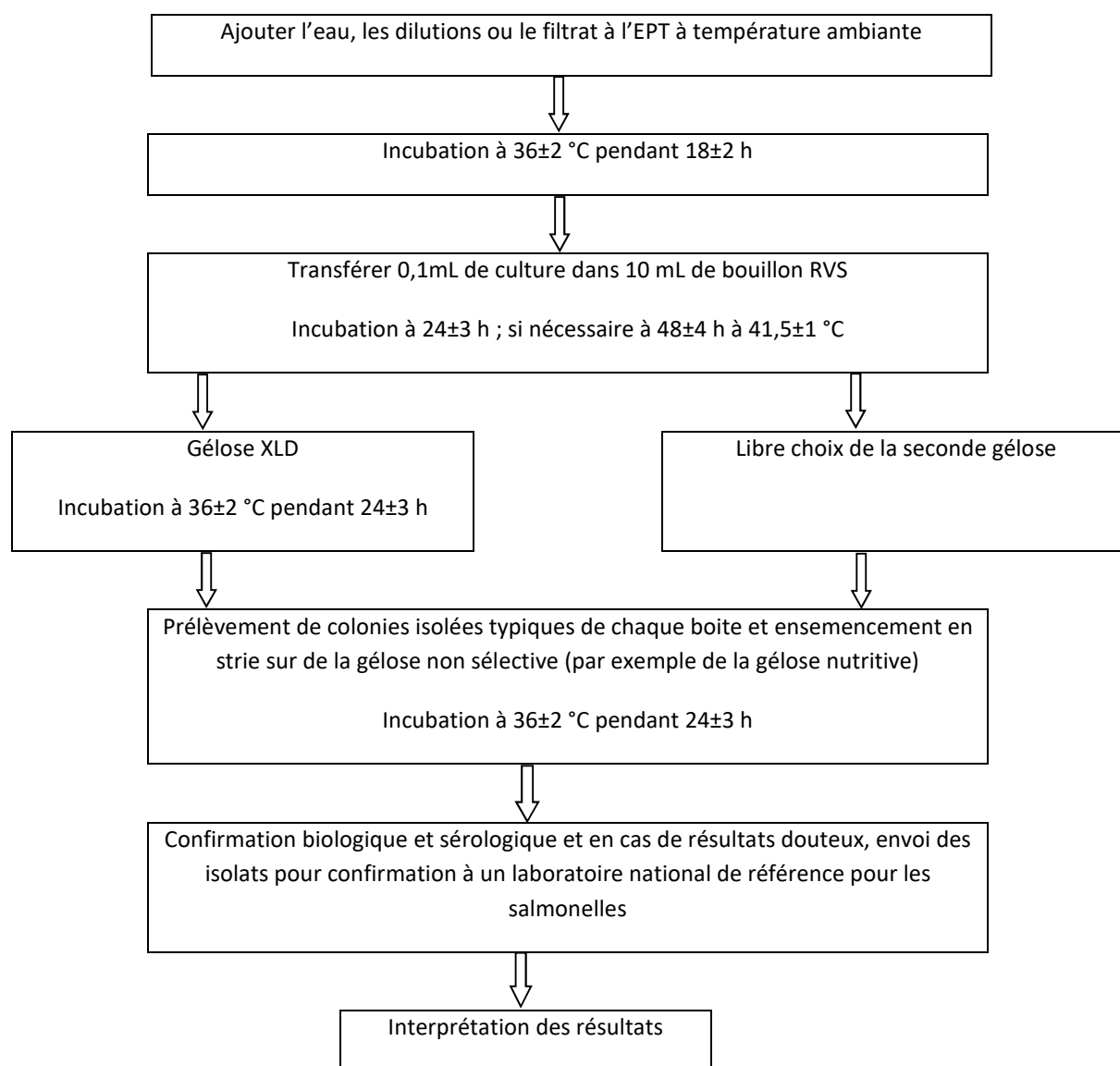


Figure 2 : Mode opératoire de la recherche des salmonelles.

❖ Vibrions : *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus* et *Vibrio vulnificus*

La recherche de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* est faite selon la norme française (XP ISO/TS 21872-1 2007). Cette recherche de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* nécessite quatre phases successives (Premier enrichissement sélectif, second enrichissement sélectif, premier et second isolement et confirmation) (Figure 3). *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* peuvent être présents en petit nombre et sont souvent accompagnés d'un nombre beaucoup plus grand d'autres microorganismes appartenant à la famille des Vibrionacées ou d'autres familles. Par conséquent, deux enrichissements sélectifs successifs sont nécessaires pour la recherche des microorganismes cibles. La recherche de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* est résumée comme décrit le schéma suivant.

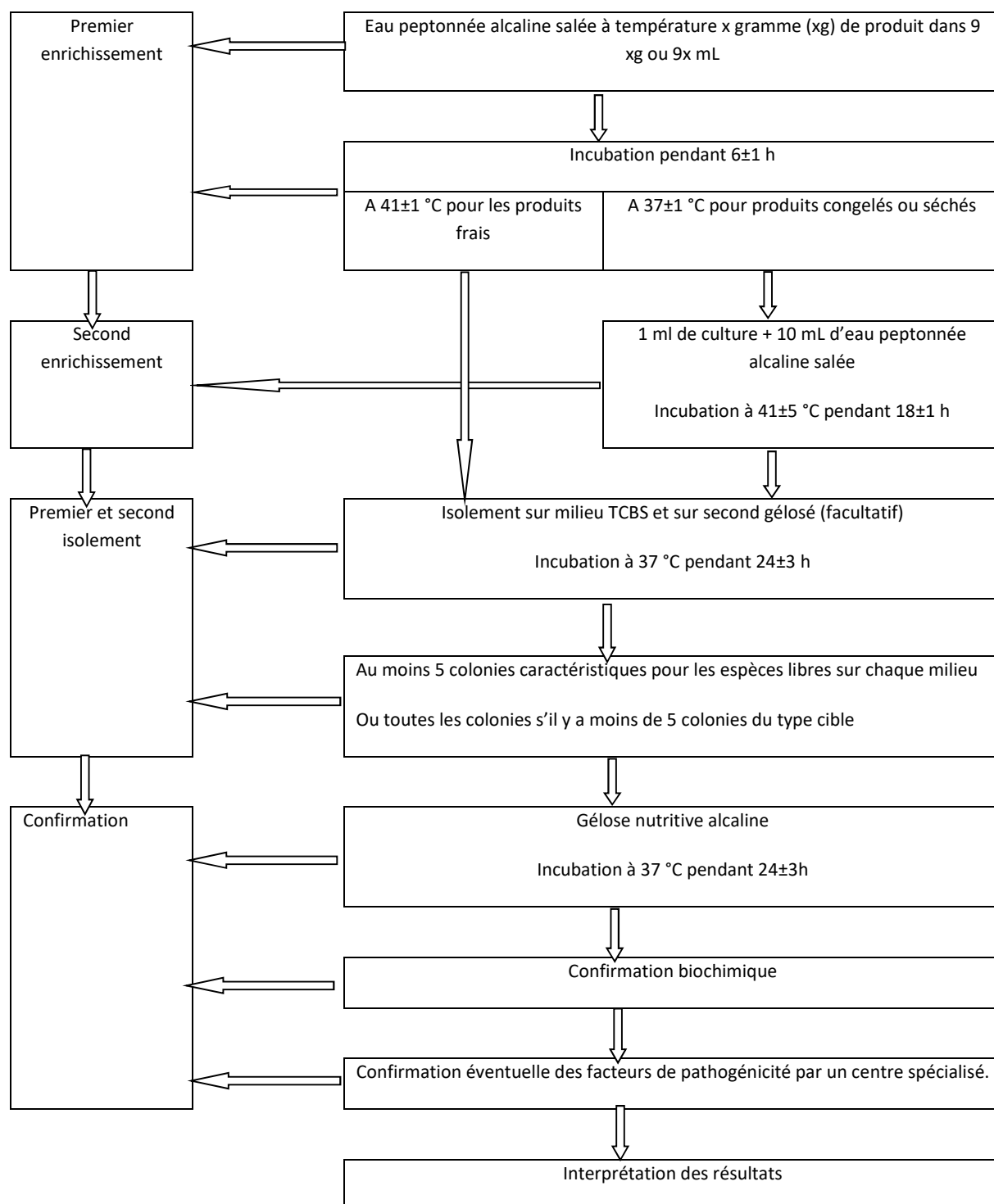


Figure 3 : Mode opératoire de la recherche des *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus*.

2.6. Protocoles d'analyse des différents paramètres physico géochimiques, des ETM présents dans les sédiments marins et réalisation des bioessais sur *Phaeodactylum tricornutum*, *Artemia salina*, *Magallana gigas* et le *Dicentrarchus labrax*

2.6.1. Nettoyage et décontamination du matériel de laboratoire et prétraitement des échantillons pour la détermination des paramètres physico géochimiques et des ETM dans les sédiments

La décontamination du matériel est effectuée en quatre étapes :

- 1) nettoyage primaire : le matériel est rincé abondamment avec de l'eau du robinet et l'aide d'un goupillon pour les surfaces internes,
- 2) nettoyage au détergent : le matériel immergé dans un bain de détergent à 20 % pendant 12 heures et rincé à l'eau du robinet pour enlever les mousses et à l'eau déionisée,
- 3) décontamination à l'acide : dans le cas du dosage des ETM, le matériel est ensuite plongé dans un bain d'acide nitrique à 10 % pendant 24 heures et rincé à l'eau déionisée. Pour les récipients de digestion des échantillon ETM (réacteurs), la décontamination se fait à l'aide d'un bain à microonde dans un mélange de 3 mL d'eau déionisée et 3 mL d'acide nitrique,
- 4) séchage et stockage : enfin le matériel est égoutté, puis séché sous hotte à flux laminaire ou dans une étuve à 50 °C pendant 4 à 5 heures et stocké dans les placards ou sachets en plastiques hermétiques loin de toute contamination.

Le prétraitement englobe les opérations de nettoyage du matériel, de séchage des sédiments et de tamisage (Figure 4) et la détermination de la granulométrie. Les échantillons de sédiments sont égouttés sous Büchner, séchés à l'étuve à 30 °C puis tamisés. Ce tamisage nous permet de récupérer les particules fines (fractions inférieures à 100 µm et à 2 mm) pour la quantification des différents polluants. Une partie de l'échantillon séchée est prise pour déterminer la granulométrie suivant cinq classes : argiles (< 2 µm), limons fin (entre 2 µm et 20 µm), limons grossiers (entre 20 µm et 50 µm), sables fins (entre 50 µm et 200 µm) et sables grossiers (entre 200 µm et 2000 µm) (Brousse et Arnaud-Fassetta 2011 ; Azzouz 2014). Avant mesure de la granulométrie, la matière organique est détruite par ajout d'eau oxygénée à 30 %, à 150 °C pendant 1 h, et les ciments organominéraux sont désagrégés par ajout d'une solution de pyrophosphate de sodium non diluée, pendant 2 h, à température ambiante. Les sédiments sont ensuite mis dans une allonge de 10 cm de long permettant ainsi de connaître le temps de chute des argiles et argiles/limons fins. Les prélèvements dans l'allonge ont été faits avant les temps

de chute des argiles et argiles/limons à l'aide de la pipette de Robinson (Brousse et Arnaud-Fassetta 2011). Les volumes prélevés sont ensuite versés dans une capsule tarée puis séchés à 105 °C pendant 24 h. Après séchage, les masses d'argiles et limons sont mesurées. Les fractions de limons grossiers, de sables fins et de sables grossiers sont évaluées par tamisage.



Figure 4 : Séchage des échantillons de sédiments à 30 °C à l'aide d'une étuve (gauche) et tamisage de ces échantillons avec les tamis de mailles de 63 µm, 100 µm, 250 µm, 450 µm, 2 mm (droite).

Tableau 13 : Temps de chute des argiles et limons argiles en fonction de la température pour une extension de 10 cm de long.

Température en °C	Temps de chute des argiles et des limons	Temps de chute des argiles
15	5 mn 27 s	545 mn
16	5 mn 19 s	531 mn
17	5 mn 10 s	517 mn
18	5 mn 30 s	504 mn
19	4 mn 55 s	312 mn
20	4 mn 48 s	450 mn
21	4 mn 41 s	468 mn
22	4 mn 34 s	457 mn
23	4 mn 28 s	446 mn
24	4 mn 22 s	436 mn
25	4 mn 15 s	426 mn
26	4 mn 10 s	416 mn
27	4 mn 04 s	407 mn
28	3 mn 59 s	398 mn
29	3 mn 54 s	389 mn
30	3 mn 48 s	381 mn
31	3 mn 44 s	373 mn
32	3 mn 40 s	366 mn

2.6.2. Détermination des paramètres physico géochimiques dans les sédiments : pH, ORP, conductivité électrique, granulométrie, carbone organique total, teneur en eau et azote total

Les paramètres physicochimiques sont déterminés au laboratoire. Le pH, l'ORP et la conductivité électrique sont mesurés selon la méthode d'analyse de Guevara-Riba *et al.* (2004). Un mélange de sédiments à analyser et d'eau ultra pure ($1/2,5 \text{ g mL}^{-1}$) est agité pendant 10 minutes à température ambiante ($RT^{\circ}\text{C}$, *i.e.* $\pm 18^{\circ}\text{C}$) puis décanté pendant 30 minutes. Le pH, l'ORP et la conductivité électrique sont déterminés à partir de l'eau résiduelle à l'aide d'une sonde WTW MultiLine 3420 Multiparameter Meters.

La détermination de la granulométrie est décrite précédemment dans le paragraphe 2.6.1.

La teneur en eau est obtenue par la différence entre le poids de l'échantillon humide et celui de l'échantillon sec sur le poids humide de l'échantillon (voire Equation 1).

$$\% \text{ teneur en eau} = \frac{\text{Quantité d'eau}}{\text{Poids humide de l'échantillon}} * 100 \quad \text{Equation 1}$$

La quantification du carbone organique total et de l'azote total a été effectuée par l'auto analyseur CHN EA 1112 Termo Finnigan. L'objectif est de connaître la concentration en carbone et en azote dans les sédiments. Ceci apporte de multiples renseignements sur la disponibilité de l'azote pour les organismes, la biodisponibilité et la toxicité des substances organiques non polaires pour les espèces benthiques. Basé sur le principe de la méthode de DUMAS (Alvarez *et al.*, 2021), l'échantillon contenu dans une petite capsule d'étain est introduit automatiquement dans un réacteur constitué d'un tube vertical en quartz maintenu à 900°C dans lequel circule en continu un gaz vecteur (hélium N50). A l'introduction de l'échantillon, le courant d'hélium est enrichi par une quantité d'oxygène pur, provoquant ainsi une combustion flash. Les gaz de combustion, entraînés par le courant d'hélium passent sur un catalyseur d'oxyde de cobalt et d'oxyde de chrome. A ce stade, les gaz obtenus sont sous forme : CO_2 , H_2O , N_xO_y . Ces gaz passent sur un deuxième catalyseur à 750°C constitué de cuivre qui réduit les oxydes d'azote et retient les excédents d'hydrogène. A la sortie de ce catalyseur, il ne reste que N_2 , CO_2 , et H_2O . L'eau sera piégée par le perchlorate de magnésium anhydre lors du passage des gaz. Les gaz N_2 et CO_2 sont ensuite séparés sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse et quantifiés au moyen d'un détecteur de type catharomètre par conductivité thermique. Les signaux produits par l'analyseur sont convertis en une série de valeurs numériques. Le logiciel EAGER Xperience1 permet l'acquisition, le traitement, le

stockage des données ainsi que l'enregistrement automatique des pesées réalisées au moyen d'une balance Sartorius CUBIS MSE125 connectée à l'auto analyseur.

$$\% \text{ Matière organique} = \frac{\text{Poids du résidu } (\mu\text{g}) * \text{volume de l'extrait (ml)} * 1000}{\text{Volume évaporé } (\mu\text{L}) * \text{quantité d'échantillon extrait (g)}} \quad \text{Équation 2}$$

2.6.3. Éléments traces métalliques

L'analyse des métaux lourds a été réalisée sur la fraction des sédiments $\leq 100 \mu\text{m}$ et la fraction $\leq 2 \text{ mm}$, en raison d'une quantité insuffisante d'argile. Pour rappel, il est recommandé de quantifier les métaux lourds sur la fraction fine des sédiments ($< 63 \mu\text{m}$), car les métaux lourds ont tendance à se lier préférentiellement aux particules fines des sédiments (Geffard 2001, Léauté 2008). En effet, les différentes fractions (*i.e.* $100 \mu\text{m}$ et 2 mm) ont été obtenues par séchage puis tamisage. Le tamisage manuel n'a pas permis d'obtenir une quantité suffisante de la fraction fine des sédiments. L'analyse s'est déroulée en deux étapes : la minéralisation et la lecture par le spectroscope d'émission atomique à plasma micro-ondes 4210 (MP - AES - 4210). La minéralisation des échantillons a été réalisée à haute température et en présence d'acide nitrique et d'eau déionisée afin de dissoudre les minéraux et de détruire les composés organiques. Brièvement, $0,5 \text{ g}$ de sédiment a été mélangé à 6 mL d'acide nitrique (HNO_3) dans des réacteurs. Ces réacteurs ont été laissés ouverts pendant 1 heure à RT°C avant d'être scellés et passés au micro-ondes pour la digestion. Les minéraux ont ensuite été recueillis dans des tubes en polyéthylène de 50 mL , puis dilués dans 50 mL d'eau désionisée. Après minéralisation, les éléments traces métalliques ont été quantifiés par MP - AES (4210 MP - AES Agilent technologies) (Yerima et al., 2020) avec de l'eau ultrapure (qualité HPLC) comme échantillon blanc pour contrôler la qualité interne de l'analyse. Dans les sédiments, l'étude de la qualité chimique en mesurant la concentration en métaux lourds est souvent accompagnée de la détermination de la Concentration Effet Probable "CEP" (Environnement Canada et Ministère du développement durable, 2008).

2.6.4. Réalisation des bioessais avec *Phaeodactylum tricornutum*, *Artemia salina*, *Magallana gigas* et *Dicentrarchus labrax*

Quatre tests explorant quatre niveaux trophiques de la chaîne alimentaire du milieu marin sont mis en œuvre : un test faisant appel à un organisme photosynthétique, la diatomée *Phaeodactylum tricornutum*, (niveau 1), un test nécessitant un herbivore, le crustacé *Artemia salina* (hétérotrophe, niveau 2), un test sur les filtreurs, le mollusque *Magallana gigas* (niveau 3) et test sur le poisson *Dicentrarchus labrax* (niveau 4). Les cultures de ces organismes sont menées en eau de mer artificielle (AFNOR 2006) supplémentée en nutriments pour la culture de *P. tricornutum* (AFNOR 2006).

❖ Extraction des polluants

« L'extraction chimique est la mise en solution aqueuse d'un ou de plusieurs éléments présents dans la phase solide du sol (d'un échantillon). Lorsqu'une seule extraction est pratiquée sur un échantillon de sol, elle est qualifiée d'extraction simple. En revanche, si plusieurs solutions d'extraction sont utilisées successivement sur un même aliquote de sol, elle est appelée alors d'extraction séquentielle » (Lebourg 1996). C'est le cas de notre étude. L'efficacité de l'extraction dépend essentiellement des interactions physico-chimiques qui existent entre la solution d'extraction et les polluants. Les polluants inorganiques sont extraits soit par lixiviation ou par complexation et les polluants organiques, par mise en solution via des extractions par solvant (Cazalet 2012).

Pour optimiser l'extraction des polluants inorganiques et organiques à partir des sédiments dans ce présent travail, une macération suivie d'une extraction ont été effectuées en utilisant consécutivement trois solvants, du plus polaire au moins polaire : l'eau HPLC, le méthanol (MeOH) et le dichlorométhane (DCM). Les sédiments (1 kg) sont agités successivement dans 2 L d'eau HPLC puis dans 2 L de MeOH et enfin dans 2 L de DCM respectivement pendant 24 h chacun, à RT°C. Les extraits sont individuellement filtrés sous Büchner. Les extraits réalisés au MeOH et au DCM sont ensuite individuellement évaporés sous vide, à 30 °C et les résidus obtenus sont enfin ajoutés à l'extrait aqueux de QSQ 2 L. Cette solution servira de base aux différents tests écotoxicologiques (Figure 5).

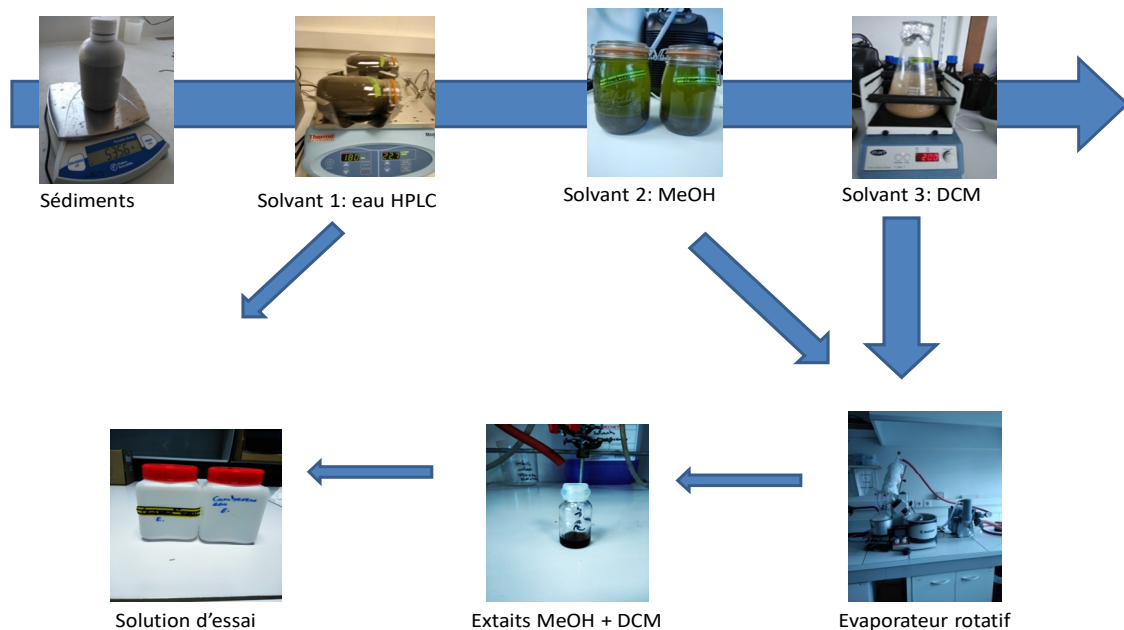


Figure 5: extraction des sédiments pour les bioessais.

- ❖ *Phaeodactylum tricornutum* : évaluation de l'impact de la substance d'essai sur la croissance. Détermination de la concentration inhibant 50% de la croissance (CI₅₀).

Il s'agit de mener une culture d'une souche mono spécifique de microalgues (*P. tricornutum*) dans le milieu d'essai (échantillon + eau de mer naturelle ou synthétique + nutriments) en phase de croissance exponentielle. A ce stade, la culture de microalgue est incubée dans le milieu d'essai pendant 72 h, durée pendant laquelle la croissance des algues est mesurée à un intervalle régulier (toutes les 24 h).

Le test est réalisé en utilisant une gamme géométrique de six dilutions (D1,25 ; D3 ; D5 ; D8 ; D16 ; D32) de la solution de polluants extraite des sédiments. Deux témoins sont inclus à chaque essai : (i) un premier témoin, témoin négatif, comprend l'eau de mer artificielle et les nutriments ; (ii) un second témoin, témoin positif, comprend l'eau de mer artificielle, les nutriments et du dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) comme élément toxique de référence. La croissance cellulaire est évaluée toutes les 24 h par comptage en cellule de Malassez et en microscopie à fluorescence. Une droite de corrélation entre densité cellulaire et la fluorescence a été dessinée. L'essai se fait selon la norme AFNOR 2006(F). Le pH dans la culture témoin négatif avant et après incubation est mesuré pour valider le test. Le taux de croissance

spécifique moyen (μ) et le pourcentage d'inhibition de la croissance cellulaire (I_{μ}) sont calculés pour chaque culture selon les équations 3 et 4. Le test est validé si :

- 1) l'augmentation de la densité cellulaire dans le témoin négatif après 72 h est supérieur ou égale à 16 fois à la densité cellulaire à T0 (00 h);
- 2) la variation du taux de croissance spécifique dans le témoin négatif est inférieure ou égale à 7 % ;
- 3) l'augmentation du pH dans le témoin négatif est inférieure ou égale à 1.

$$\mu = \frac{(\ln NL - \ln N_0)}{(tL - T_0)} \quad \text{Équation 3}$$

$$I_{\mu} = \frac{(\mu_c - \mu I)}{\mu_c} \quad \text{Équation 4}$$

Équations 3 et 4 : μ (taux de croissance spécifique moyen pour les essais), T₀ (temps de début d'essai), tL (temps de fin d'essai), N₀ (densité cellulaire nominale initiale) NL (densité cellulaire mesurée à tL), I_{μ} (pourcentage d'inhibition), μI (taux de croissance pour les essais) et μ_c (taux de croissance moyen pour le témoin négatif).

Le test se fait en quatre étapes :

- ✓ la filtration de l'eau de mer naturelle ou la préparation de l'eau de mer synthétique,
- ✓ la préparation des trois solutions mères nutritives,
- ✓ la préparation du milieu de croissance
- ✓ la préparation de la pré-culture et de l'inoculum.

Pour éliminer toutes particules et algues tout en gardant ses diverses propriétés, l'eau de mer naturelle est filtrée sur membrane de 0,45 μm . La préparation de l'eau de mer synthétique est effectuée d'après la composition indiquée dans le tableau 14 avec une salinité de 33 g L⁻¹.

Tableau 14 : Composition de l'eau de mer synthétique.

Sels	Concentration de sels dans l'eau de mer synthétique (g L ⁻¹)
NaCl	22,000
MgCl ₂ .6H ₂ O	9,700
Na ₂ SO ₄ (anhydre)	3,700
CaCl ₂ (anhydre)	1,000
KCl	0,650
NaHCO ₃	0,200
H ₃ BO ₃	0,023

La reconstitution des solutions mères nutritives est effectuée comme indiqué dans tableau 15. Ces solutions sont ensuite stérilisées par filtration sur membrane de 0,2 µm ou en autoclave (uniquement pour les solutions mères nutritives 1 et 3) à 120 °C pendant au moins 15 min, puis conservées à l'abri de la lumière à 4 °C. L'EDTA (éthylènediaminetétraacétique), avec son pouvoir chélatant avec des ETM, peut compromettre l'effet des ETM, présents éventuellement dans les échantillons, sur la croissance de *P. tricornutum*. Et par conséquent l'EDTA n'est ajouté dans le milieu nutritif.

Tableau 15 : Nutriments des trois solutions mères utilisées pour constituer le milieu de croissance de la culture de *Phaeodactylum tricornutum*. *EDTA étant chélateur des ETM notamment, n'est rajouté dans ce milieu de croissance

Nutriment	Concentration dans la solution mère	Concentration finale dans la solution d'essai
Solution mère 1		
FeCl ₃ .6H ₂ O	48 mg L ⁻¹	149 µg L ⁻¹ (Fe)
MnCl ₂ .4H ₂ O	144 mg L ⁻¹	605 µg L ⁻¹ (Mn)
ZnSO ₄ .7H ₂ O	45 mg mg L ⁻¹	150 µg L ⁻¹ (Zn)
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,157 mg L ⁻¹	0,6 µg L ⁻¹ (Cu)
CoCl ₂ .6H ₂ O	0,404 mg L ⁻¹	1,5 µg L ⁻¹ (Co)
H ₃ BO ₃	1140 mg L ⁻¹	3,0 mg L ⁻¹ (B)
*Na ₂ EDTA	1000 mg L ⁻¹	15,0 mg L ⁻¹
Solution mère 2		
Chlorhydrate de thiamine	50 mg L ⁻¹	25 µg L ⁻¹
Biotine	0,01 mg L ⁻¹	0,005 µg L ⁻¹
Vitamine B ₁₂ (cyanocobalamine)	0,10 mg L ⁻¹	0,05 µg L ⁻¹
Solution mère 3		
K ₃ PO ₄	3,0 g L ⁻¹	3,0 mg L ⁻¹ ; 0,438 mg L ⁻¹ P
NaNO ₃	50,0 g L ⁻¹	50,0 mg L ⁻¹ ; 8,24 mg L ⁻¹ N
NaSiO ₃ .5H ₂ O	14,9 g L ⁻¹	14,9 mg L ⁻¹ ; 1,97 mg L ⁻¹ Si

Après préparation de l'eau de mer naturelle ou synthétique et des solutions mères nutritives, le milieu de croissance est réalisé selon le protocole suivant. Ajouter 15 mL de solution mère nutritive 1, 0,5 mL de solution mère nutritive 2 et 1 mL de solution mère nutritive 3 (voir Tableau 15) à environ 900 mL d'eau de mer naturelle ou synthétique, puis compléter à 1 L avec la même eau de mer (naturelle ou synthétique) et ajuster le pH à $8,0 \pm 0,2$ en ajoutant une solution diluée d'acide chlorhydrique ou d'hydroxyde de sodium.

La pré-culture de microalgues se fait de la manière suivante. Un ajout de culture mère de microalgues dans un flasque contenant 100 mL de milieu de croissance est réalisé de telle sorte que la densité cellulaire de microalgues soit de $2 \cdot 10^3$ à 10^4 cellules mL^{-1} . Ces flasques sont ensuite déposées dans une armoire phytotrophique à 20°C , lumière blanche de 6000 lux et photopériode de 16 h/8 h (jour/nuit)

Trois à quatre jours après la pré-culture (période de croissance exponentielle de *P. tricornutum*), l'inoculum est effectué dans les milieux d'essai (milieu de croissance + échantillon sur une large gamme de concentrations), les solutions témoins (milieu de croissance) et les solutions de référence (milieu de croissance + dichromate de potassium). Ces cultures sont ensuite incubées à 20°C sous une lumière blanche continue (6 000 lux) pendant 72 h avec une alternance jour/nuit de 16h/8h.

Les mesures de la densité cellulaire se font toutes les 24 h pendant 72 h. A la fin de l'expérience, le pH est mesuré dans toutes les solutions d'essai y compris les témoins négatifs (Figure 7).

La N_0 de l'équation 5 est déterminée à l'aide de la cellule de Malassez (voire la Figure 6).

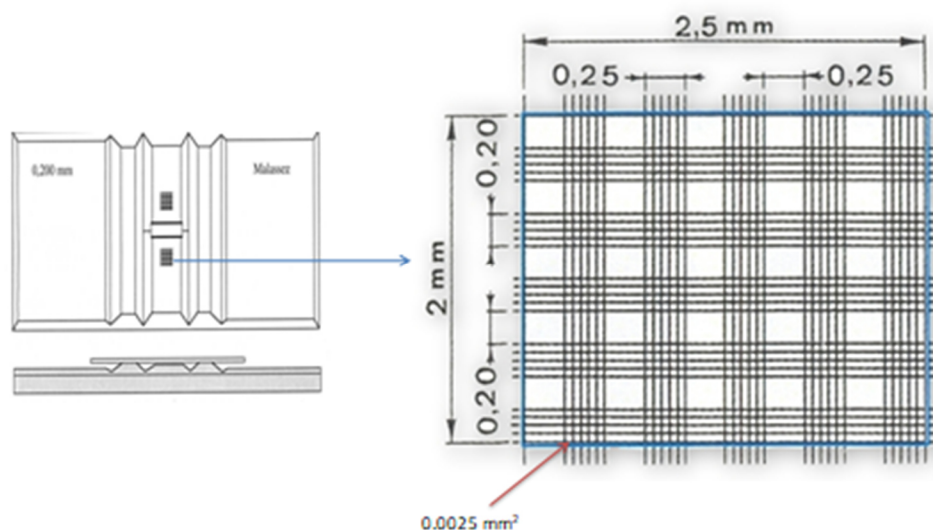


Figure 6 : Cellule de Malassez.

Après 5 minutes de sédimentation, le décompte des microalgues est effectuée à l'aide du microscope optique inversé et la densité cellulaire est déterminée selon la formule ci-dessous.

$$N_0 = \frac{\text{Moyenne de cellules de microalgues par carreau} \times 100}{\text{Volume de cellule de Malassez}} \quad \text{Équation 5}$$

Avec Volume de la cellule de Malassez = $2,5 \text{ mm} \times 2 \text{ mm} \times 0,2 \text{ mm} = 1 \text{ mm}^3 = 1 \mu\text{L} = 10^{-3} \text{ mL}$.

Les mesures de la densité cellulaire peuvent se faire par lecture de la fluorescence

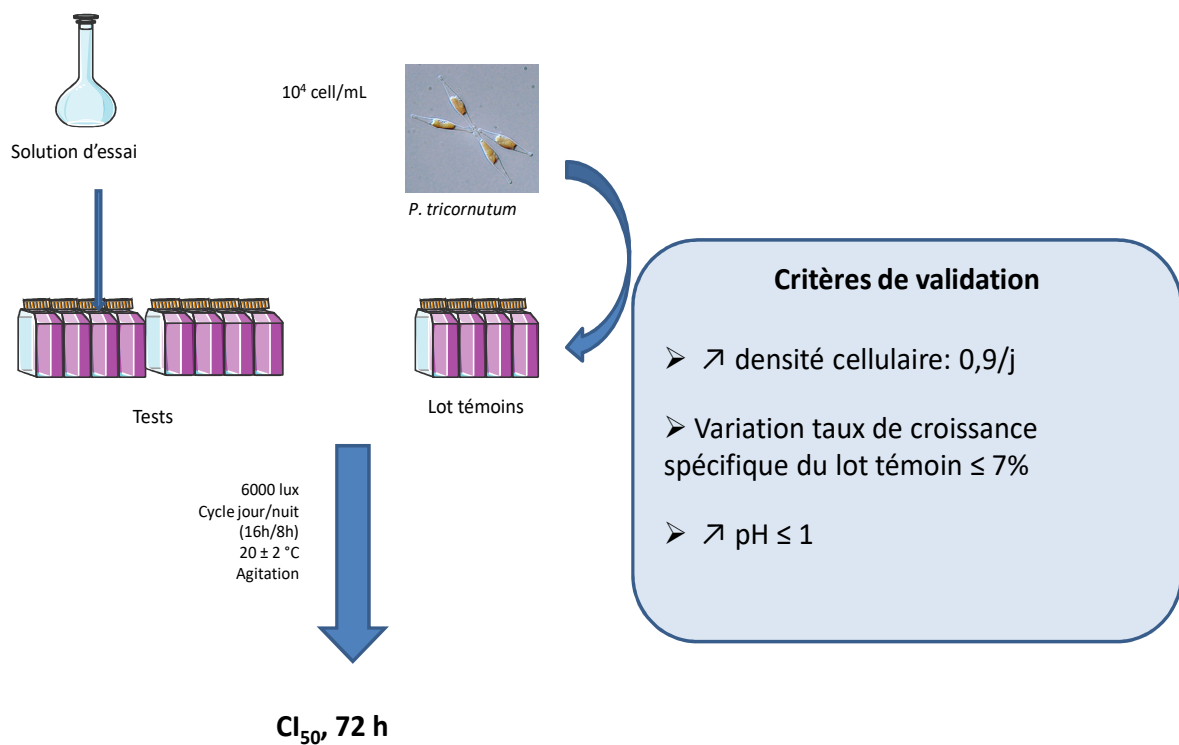


Figure 7 : *Phaeodactylum tricornutum* ; détermination de la CL_{50} de l'inhibition de croissance des microalgues.

❖ *Artemia salina* : détermination de la toxicité létale aigue vis-à-vis de copépodes marins (*Copepoda*, *Crustacea*).

Le principe est d'exposer les larves d'artémia à la solution d'essai et de déterminer par comptage de larves mortes.

Les larves sont obtenues par éclosion des kystes d'artémias. 250 mg de kystes sont mis dans 500 mL d'eau de mer synthétique d'une salinité de 30 g L⁻¹, continuellement oxygénée et alternativement soumise à un cycle jour/nuit de 12 h/12 h. Aux environs de 48 h, les kystes s'éclosent et donnent naissance aux larves d'artémia.

Le test sur les larves d'*A. salina* s'est effectué sur une gamme géométrique de onze dilutions des extraits de sédiments : D0, D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et D32. Le principe, adapté de la norme AFNOR ISO 14669-2003, est d'exposer les larves d'*A. salina*, âgées de 48 h post-éclosion, à la solution de polluants pendant 48 h, à 20 °C à raison d'une larve pour 0,8 mL, avec une photopériode de 16 h/8 h (j/n). Chaque expérience est menée en quadruplica. La mortalité des larves est déterminée au bout de 24 et 48 h. Le pourcentage de mortalité après 24 h et 48 h pour chaque concentration est calculé par rapport au nombre total de larves (20 larves) utilisées dans chaque concentration (5 quintuplicatas * 4 larves / quintuplicata = 20 larves). A l'aide de la courbe de mortalité, la CL₅₀ – 24 h et CL₅₀ – 48 h sont déterminées. Le test est validé si le taux d'oxygène dissous dans le témoin négatif est supérieur ou égal à 4 mg L⁻¹, la mortalité dans le témoin négatif inférieure ou égale à 20 % et si la toxicité de la substance de référence (CuSO₄) est conforme aux préconisations de la norme AFNOR ISO 14669-2003 (Figure 8).

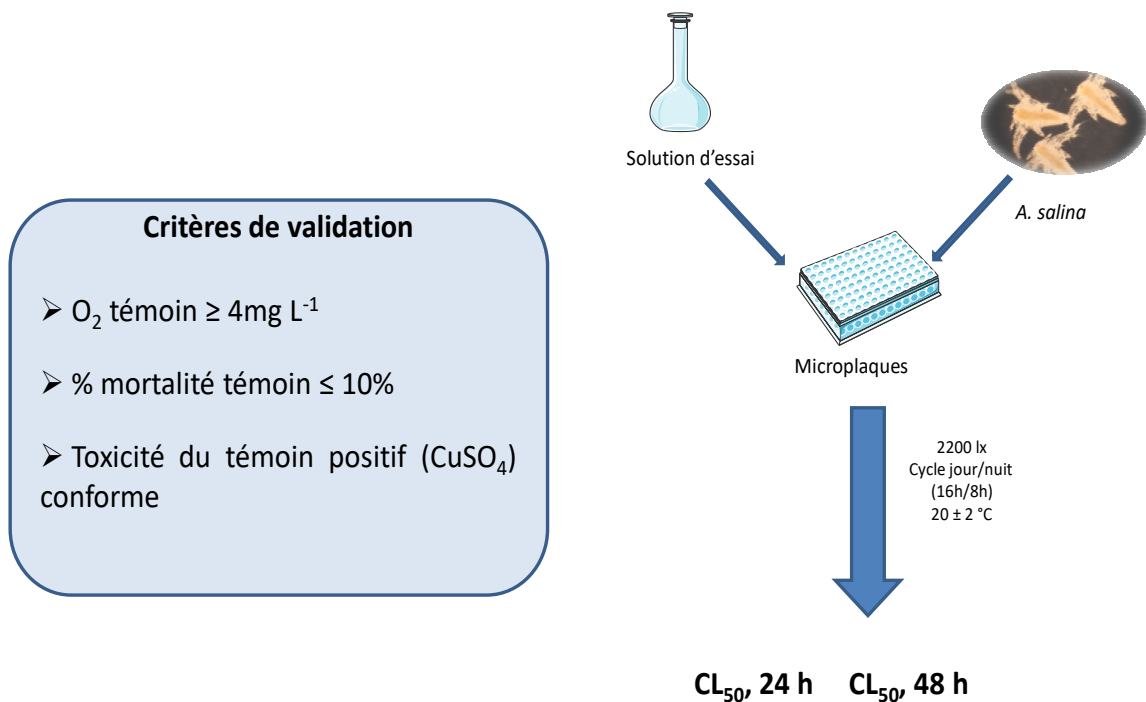


Figure 8 : *Artémia salina* ; détermination de la CL₅₀ - 24 h et CL₅₀ – 48 h de la mortalité des larves d'artémia.

❖ *Magallana gigas* : détermination de la toxicité potentielle de l'échantillon aqueux sur le développement embryonnaire de bivalve.

Il s'agit d'exposer les œufs de l'huitre creuse, *Magallana gigas*, fraîchement fécondés à la solution d'essai et d'observer, entre 24 h et 36 h, les anomalies de développement larvaire (ADL) au stade D du cycle de développement de cette huitre (Figure 9).

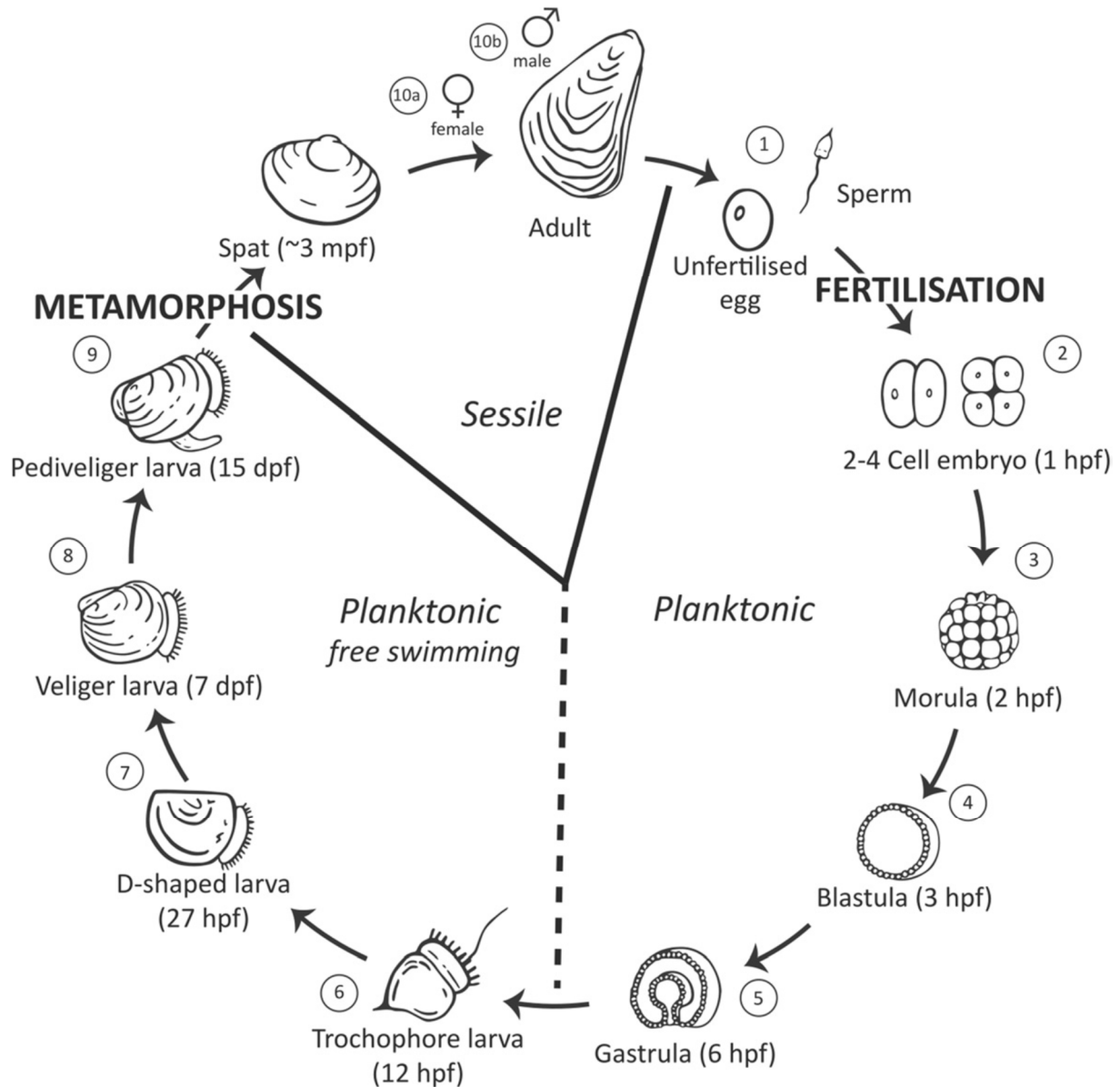


Figure 9 : Cycle de vie de l'huître du Pacifique, *Magallana gigas* (Vogeler *et al.*, 2016).

Le test sur *Magallana gigas* est réalisé selon la norme AFNOR XP T 90-382 2009 sur une gamme géométrique de onze dilutions des extraits de sédiments : D0, D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et D32. Les géniteurs utilisés pour l'obtention des gamètes sont prélevés en milieu naturel dans le port de Kernével (Lorient, France). Ces huitres sont, dans un premier temps, lavées avec de l'eau de mer filtrée à 0,2 µm. Le sexe de ces huitres est déterminé par observation au microscope inversé après prélèvement de gamètes. Une fois les sexes identifiés, les animaux (sans les valves) sont placés délicatement et individuellement dans les boîtes de Pétri. À l'aide d'un scalpel et de pinces, les gonades sont scarifiées délicatement en mettant des petits coups de scalpel, sans aller trop profondément pour ne pas altérer la glande

digestive. Les animaux sont rincés afin d'évacuer les débris. Les gamètes femelles collectées sont filtrés avec des tamis en nylon de 100 µm pour retirer les débris puis de 20 µm (pour retenir les gamètes) afin de rincer des ovocytes. Ceux-ci sont laissés en suspension dans l'eau de mer pendant 45 à 60 minutes dans un bécher de 2 L, en les agitant délicatement de temps en temps pour ne pas qu'ils restent au fond trop longtemps les uns sur les autres. Cette étape cruciale permet aux ovocytes de bien s'arrondir dans l'eau de mer pour permettre la fécondation. Ensuite, les spermatozoïdes sont filtrés à 100 µm dans un flacon de 100 mL de l'eau de mer et ils y sont laissés également pendant 1 h. C'est l'étape de capacitation des spermatozoïdes, *i.e.* période pendant lequel les spermatozoïdes s'activent et gagnent le pouvoir fécondant. Les gamètes sont enfin prêts pour la fécondation. Les ovocytes et spermatozoïdes sont ainsi mélangés à raison de 10 spermatozoïdes par ovocyte. Après 15 à 20 mn, la fécondation est observée au microscope inversé. La fécondation est effective si les corps polaires et les divisions cellulaires des ovocytes sont observés. Après 1h30 de fécondation, le rendement (R) de fertilisation est calculé selon l'équation 6 (Tallec *et al.*, 2018).

$$R = \frac{\text{Ovocytes fécondés}}{\text{Ovocytes totaux}} * 100 \quad \text{Équation 6}$$

Les œufs, obtenus par scarification des gonades, sont introduits dans des puits de microplaques de 6 mL, contenant les milieux d'essai, le témoin négatif, témoin positif (sulfate de cuivre), à raison de 20 000 à 50 000 zygotes L⁻¹. Ces microplaques sont mises à incuber, à l'obscurité, sans bullage, ni apport de nourriture entre 22 et 24 °C pendant 24h à 36h. Le développement embryolarvaire est arrêté dès l'obtention des larves au stade D par fixation avec du formaldéhyde 0,1 %. Les observations et le comptage des larves anormales ou mortes se font à l'aide d'un microscope inversé à un grossissement de 200x à 400x. La toxicité est exprimée en pourcentage de larves « D » anormales ou mortes. Les anomalies observées concernent les catégories suivantes :

- i) anomalie de la coquille (charnière concave ou convexe, bord difforme) ;
- ii) anomalie de manteau (manteau rétracté entre les valves de la coquille ou hypertrophié pouvant aller jusqu'à l'expulsion) ;
- iii) anomalie de segmentation (blocage de l'embryogenèse) ;
- iv) coquille vide (larve morte).

Le pourcentage total de larves anormales est présenté PBA (Pourcentage Brute d'Anomalies de développement embryolaire) ou en PNA (Pourcentage Net d'Anomalies de développement Embryolaire) (voire Équations 7 et 8).

$$PBA = ((\text{nombre de larves anormales}) / (\text{nombre total de larves})) * 100 \quad \text{Équation 7}$$

$$PNA = ((PBA \text{ essai} - PBA \text{ témoin}) / (100 - PBA \text{ témoin})) * 100 \quad \text{Équation 8}$$

Les résultats sont validés si le rendement de fertilisation est $\geq 90\%$, le taux moyen de larves normales dans les témoins est supérieur ou égal à 80% et la CL_{50} du $CuSO_4$ est comprise entre 6 et $16 \mu\text{g l}^{-1}$. Le mode opératoire est illustré par la Figure 10.

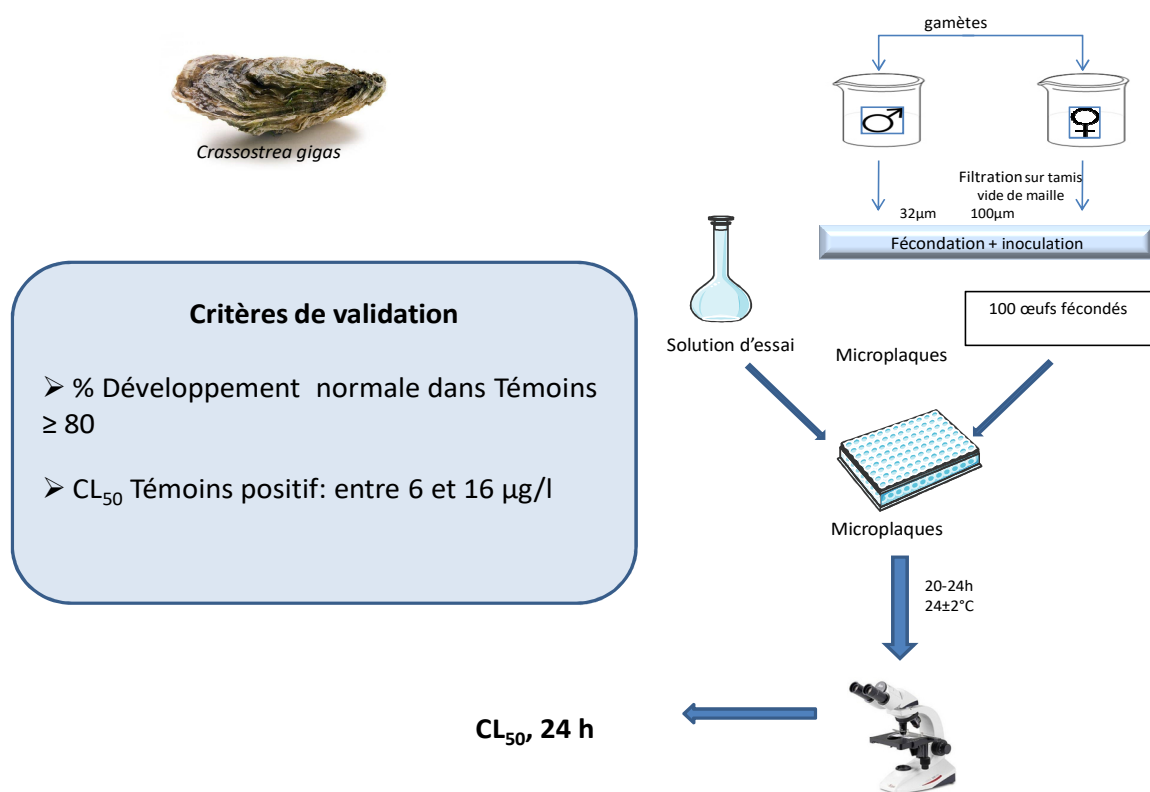


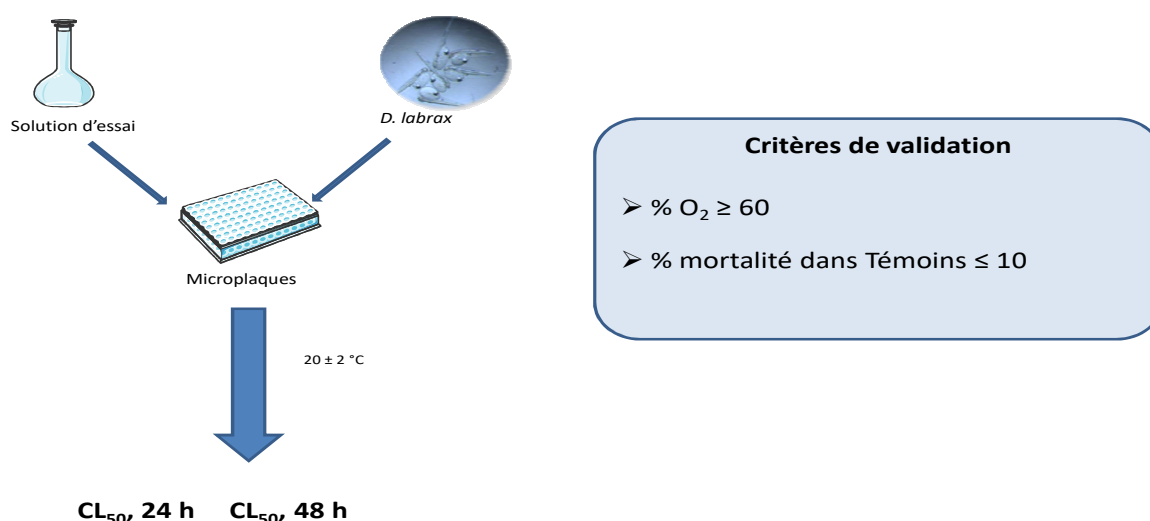
Figure 10 : *Magallana gigas* : détermination de la toxicité potentielle d'échantillon aqueux sur le développement embryolaire de bivalve.

- ❖ *Dicentrarchus labrax* ; détermination de la concentration létale aigüe vis-à-vis des poissons.

Le principe est d'exposer les larves de Bar, *Dicentrarchus labrax*, à la solution d'essai pendant 96 h et d'enregistrer toutes les 24 h le taux de mortalité des larves puis de déterminer la CL₅₀.

L'eau utilisée pour la réalisation des témoins et la préparation des dilutions est caractérisée par une dureté comprise entre 10 et 250 mg L⁻¹ de CaCO₃ et un pH située entre 6 et 8,5. Cette eau est reconstituée à partir des solutions suivantes : dans un flacon de 1 L, ajouter 25 mL de solution de chlorure de calcium (11,76 g L⁻¹), 25 mL de solution de sulfate de magnésium (4,93 g L⁻¹), 25 mL de bicarbonate de sodium (2,59 g L⁻¹) et 25 mL de solution de chlorure de potassium (0,23 g L⁻¹) et remplir avec de l'eau déionisée.

Les larves sont réparties dans différentes concentrations de l'échantillon, D0, D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et D32 ; puis dans les témoins négatif (eau de référence) et positif (CuSO₄). Les récipients d'essai sont mis en incubation à l'obscurité dans une étuve pendant 96 h à 16 °C (Figure 11) . Le comptage de larves mortes se fait toutes les 24 h et la CL₅₀ est calculée. Les résultats sont validés lorsque le pourcentage de mortalité dans les témoins négatifs est inférieur à 10 et la concentration de l'oxygène dissout dans les échantillons est ≥ 60 %.



2

Figure 11 : Description du bioessai de toxicité aigüe utilisant *Dicentrarchus labrax*.

CHAPITRE 3 : RESULTATS DE L'ENSEMBLE DES ANALYSES REALISEES

3.1. Enquête sociologique : usage des eaux marine, perception de la pollution marine par la population, sources de pollution et impacts de la pollution sur la vie quotidienne et sur la santé humaine

L'enquête de perception du niveau de pollution marine réalisée auprès des usagers du littoral montre, à partir des tableaux 16 et 17, qu'à Almadies-Ngor, 46 % de la population perçoivent le niveau de pollution comme modéré, 35 % faible, 11 % le perçoivent élevé contre 5 % et 3 % qui le voient respectivement très faible et extrêmement élevé. Pour la Baie de Hann, 67 % déclarent que le niveau de pollution est élevé dans cette zone, 15 % le voient extrêmement élevé, 10 % le perçoivent modéré contre seulement 5 % et 3 % qui le voient faible et très faible. Pour la Petite Corniche, 60 % perçoivent le niveau comme étant faible, 30 % considèrent que c'est modéré contre 10 % qui le voient comme extrêmement élevé. Au niveau de Fann Hock (Soumbédioune), 50 % perçoivent le niveau de pollution comme modéré, 44 % déclarent que c'est élevé, tandis que 5 % et 1 % le perçoivent respectivement faible et extrêmement élevé. Sur la Grande Corniche 94 % perçoivent le niveau comme modéré tandis que 6 % le trouvent élevé. Concernant la Grande Côte, 33 % trouvent que le niveau est faible 34 % le voient modéré et 33 % le voient élevé. A Guédiawaye et à Mbatat respectivement 70 % et 74 % perçoivent le niveau comme modéré, 12 % et 10 % le voient faible, 6 % et 16 % déclarent que c'est élevé, en plus 6 % le voient comme très faible et 6 % extrêmement élevé au niveau de Guédiawaye. Pour Ouakam, 75 % déclarent que le niveau est modéré contre 25 % qui trouvent que le niveau est élevé. Au niveau de Pikine et de la Petite Côte, respectivement 46 % et 20 % déclarent que le niveau est modéré, 21 % et 40 % le trouvent faible contre 33 % et 40 % qui estiment que c'est élevé. A Rufisque-Bargny, 67 % trouvent que le niveau de pollution est modéré contre 33 % qui le trouvent élevé. S'agissant de l'UCAD, 38 % trouvent que le niveau est élevé, 31 % l'estiment comme modéré, 19 % disent que c'est faible, 6 % considèrent que c'est très faible, 6 % également pensent que le niveau est extrêmement élevé. A Yoff Virage, 71 % trouvent que le niveau est modéré contre respectivement 16 %, 8 %, 3 % et 2 % qui considèrent que le niveau est élevé, faible, très faible et extrêmement élevé (Figure 12).

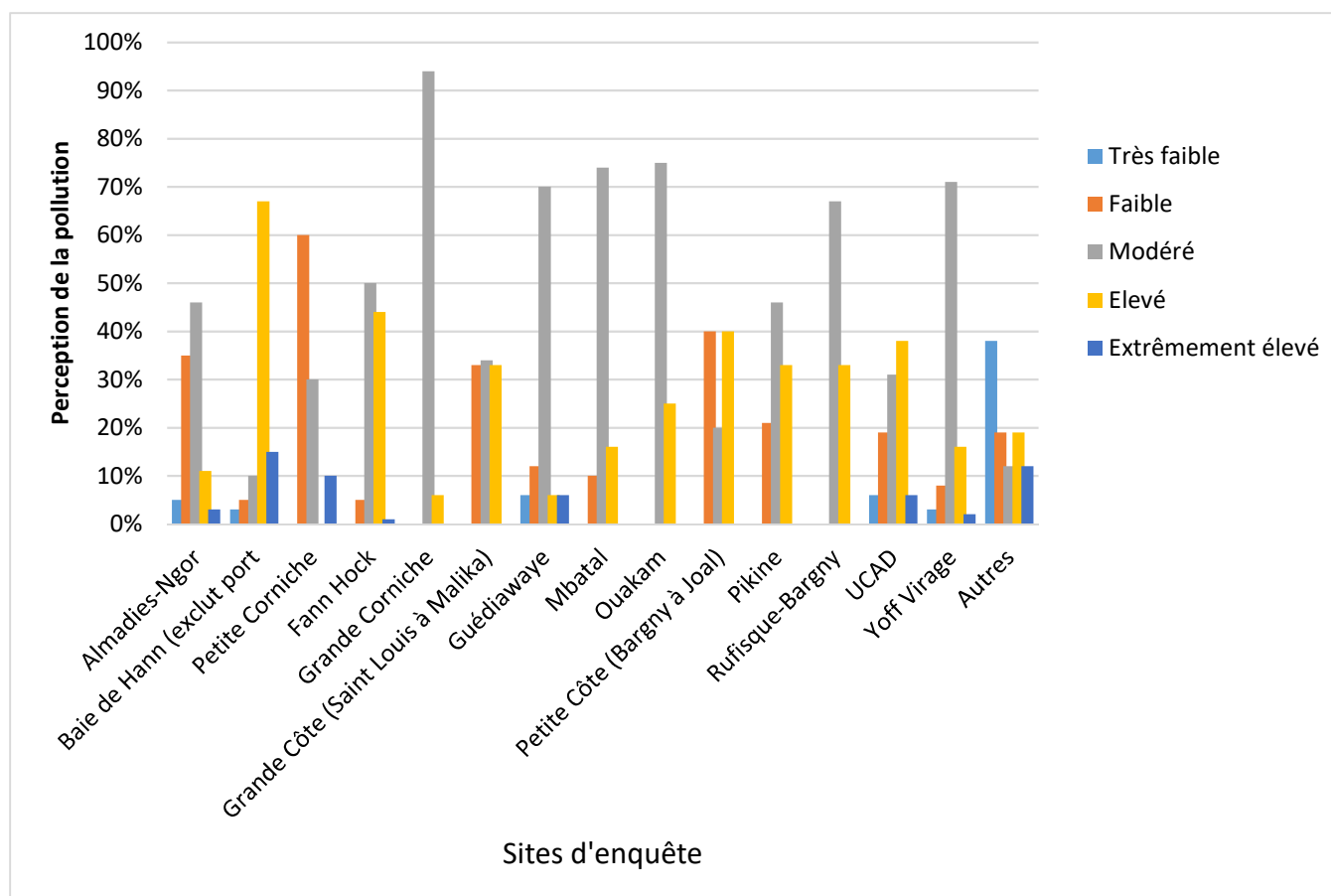


Figure 12 : Perception du niveau de pollution pour différents sites étudiés autour de la presqu'île de Dakar (voir Tableau 16).

A la question de savoir la perception que les usagers ont du niveau de pollution du littoral au cours de ces dix dernières années, les résultats montrent qu'au niveau de la Baie de Hann et d'Almadies-Ngor, respectivement 57 % et 47 % trouvent que le niveau de pollution s'est aggravé, 17 % et 21 % pensent que le niveau est resté le même, 11 % et 16 % considèrent que le niveau est amélioré, 12 % et 14 % le trouvent fortement aggravé tandis que seul 3 % et 2 % pensent que le niveau s'est beaucoup amélioré. Sur la petite Corniche et à Fann Hock (Soumbédioune), où nous observons des résultats similaires avec respectivement 70 % et 83 % pensent que le niveau de pollution s'est aggravé, 20 % et 16 % trouvent que le niveau est fortement aggravé tandis que 10 % et 1 % considèrent que le niveau est amélioré. Pour la Grande Corniche, 44 % trouvent que le niveau de pollution s'est aggravé, 25 % disent que c'est resté le même, 19 % pensent que le niveau est amélioré tandis que 12 % considèrent le niveau comme étant beaucoup amélioré. Sur la Grande Côte 34 % pensent que le niveau est resté le même, 33 % considèrent que c'est aggravé et 33 % le trouvent fortement aggravé. A Guédiawaye et à Mbatal, respectivement 52 % et 58 % considèrent que le niveau de pollution est resté le même, 24 % et 39 % trouvent que le niveau de pollution est amélioré tandis que 24

% et 3 % considèrent que le niveau s'est aggravé. Concernant Ouakam, 88 % considèrent le niveau de pollution comme aggravé alors que 12 % disent que le niveau est amélioré. A la Petite Côte, 40 % considèrent que le niveau est resté le même, 40 % le trouvent aggravé contre 20 % qui estiment que le niveau de pollution est fortement aggravé. A Pikine et Rufisque-Bargny, respectivement 45 % et 17 % de la population disent que le niveau de pollution est resté le même et amélioré tandis que 10 % (Pikine) et 66 % (Rufisque-Bargny) de la population perçoivent un niveau de pollution aggravé. Concernant l'UCAD, 75 % de la population trouvent le niveau de pollution comme aggravé contre 19 % qui le considèrent comme fortement aggravé et 6 % qui estiment que c'est amélioré. Pour Yoff-Virage, 68 % de la population considèrent que le niveau de pollution est aggravé et respectivement, 14 %, 8 %, 5 % et 5 % de la population le voient amélioré, beaucoup amélioré, rester le même et fortement aggravé (Figure 13).

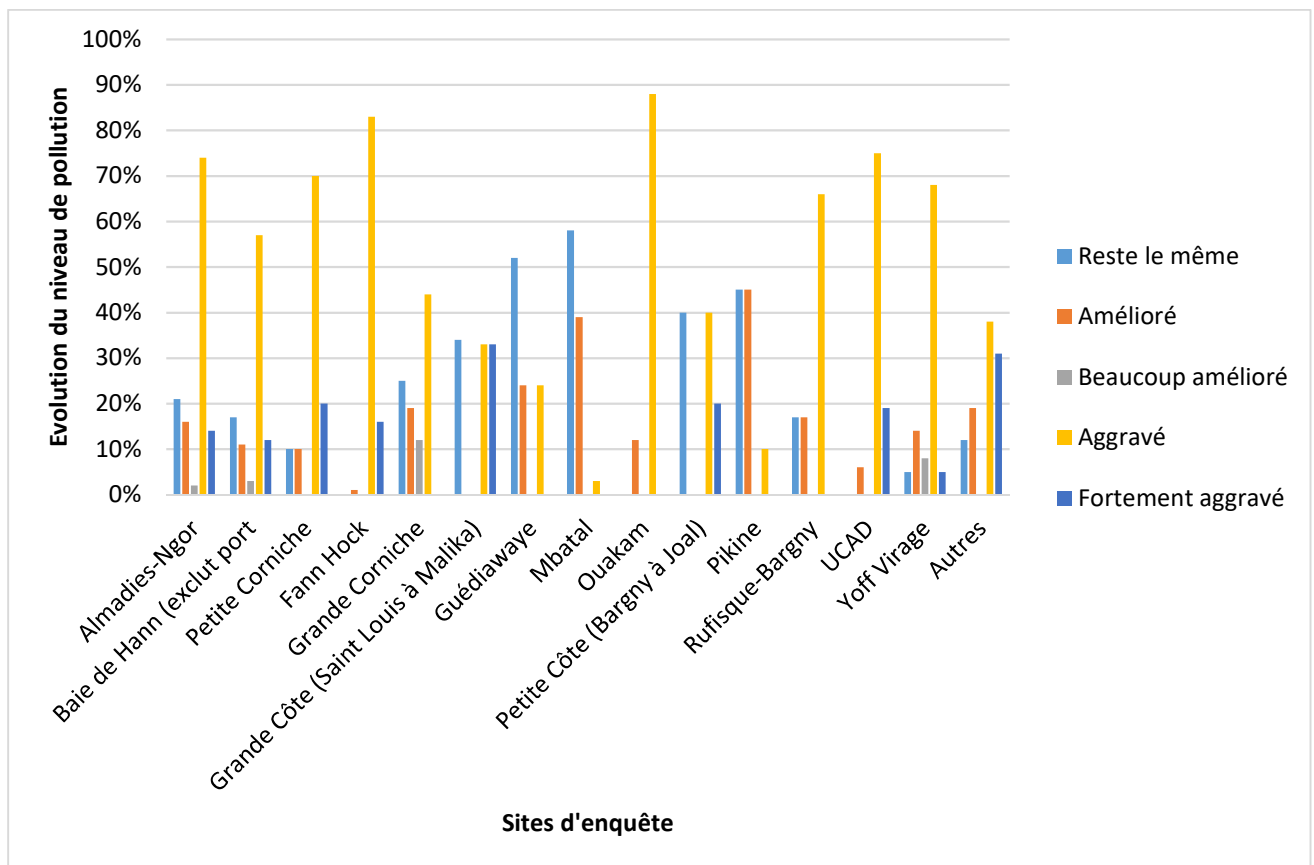


Figure 13 : Perception de l'évolution du niveau de pollution durant ces dix dernières années (voir Tableau 16).

Globalement le niveau de pollution est perçu actuellement comme modéré mais aggravé durant ces dix dernières années (Figure 14 et Tableau 17).

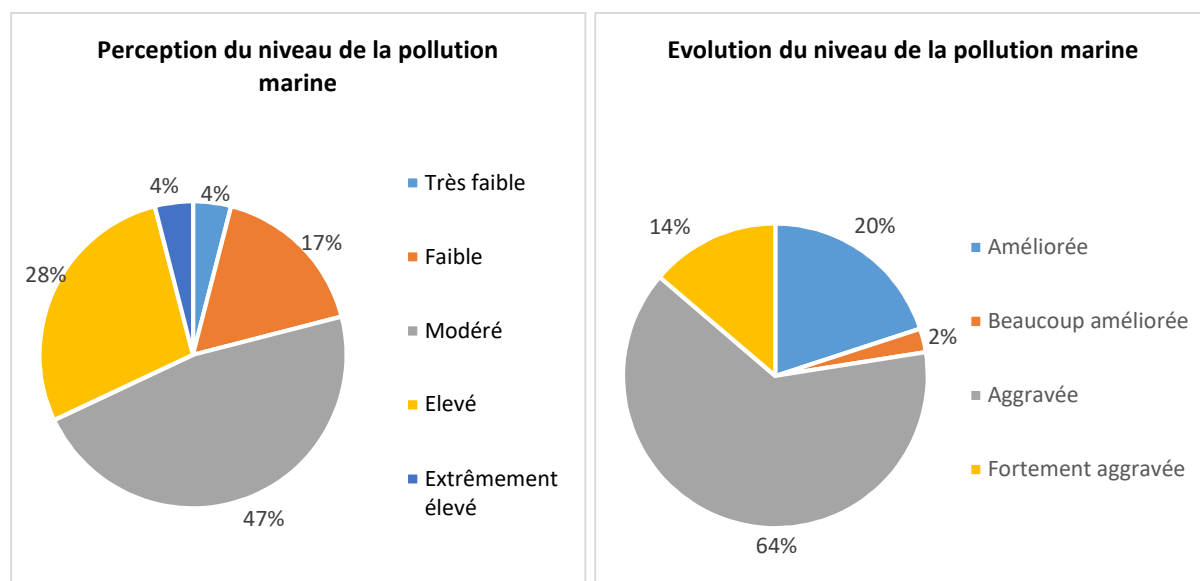


Figure 14 : Perception globale actuelle du niveau de la pollution marine et l'évolution du niveau de la pollution durant ces dix dernières années (voir Tableau 17).

Selon la population, les sources de pollution au niveau de la région de Dakar sont essentiellement les débris de plastique, les rejets industriels, les rejets d'égouts, rejets de bateaux et cadavres d'animaux, réparties par ordre de pollution pour chaque site : Almadies-Ngor (plastiques suivi de rejets d'égouts), Baie de Hann (rejets industriels et rejets d'égouts), Petite Corniche (rejets industriels, rejets d'égouts et plastiques), Fann Hock (rejets industriels et plastiques), Grande Corniche (plastiques), Grande côte (plastiques et rejets industriels), Guédiawaye (plastiques et rejets d'égouts), Mbatal (plastiques, rejets industriels et rejets d'égouts), Ouakam (plastiques, rejets industriels et rejets d'égouts), Petite Côte (rejets d'égouts, rejets industriels et rejets bateaux), Pikine (plastiques et rejets d'égouts), Rufisque-Bargny (rejets industriels, plastiques et rejets d'égouts), UCAD (rejets industriels, rejets d'égouts, plastiques, cadavres d'animaux) et Yoff-Virage (plastiques) (Figure 15 et Tableau 16).

Malgré ce constat, cette pollution n'a pas d'impact sur la vie quotidienne des populations (Figure 16 et Tableau 17) et seulement 49 % de la population subissent des soucis sanitaires : 23 % pour des toux, bronchites, maux de gorge et difficultés à respirer et 26 % pour des rhumes (Figure 17 et Tableau 17). Plus de 90 % de la population pensent que les autorités locales tout

comme nationales ne s'impliquent pas suffisamment sur la question de la pollution du littoral (Figure 18). Cette population préconise une sensibilisation très large dans tout le pays, à même la base (éducation nationale). Le monitoring semble être une activité importante pour les alertes de santé publique. La culture de citoyenneté au sein de la population serait un grand atout. Et enfin, mettre en place une réglementation pour réduire drastiquement les rejets industriels, les rejets d'égouts et le gaspillage des plastiques (Figure 19 et Tableau 17).

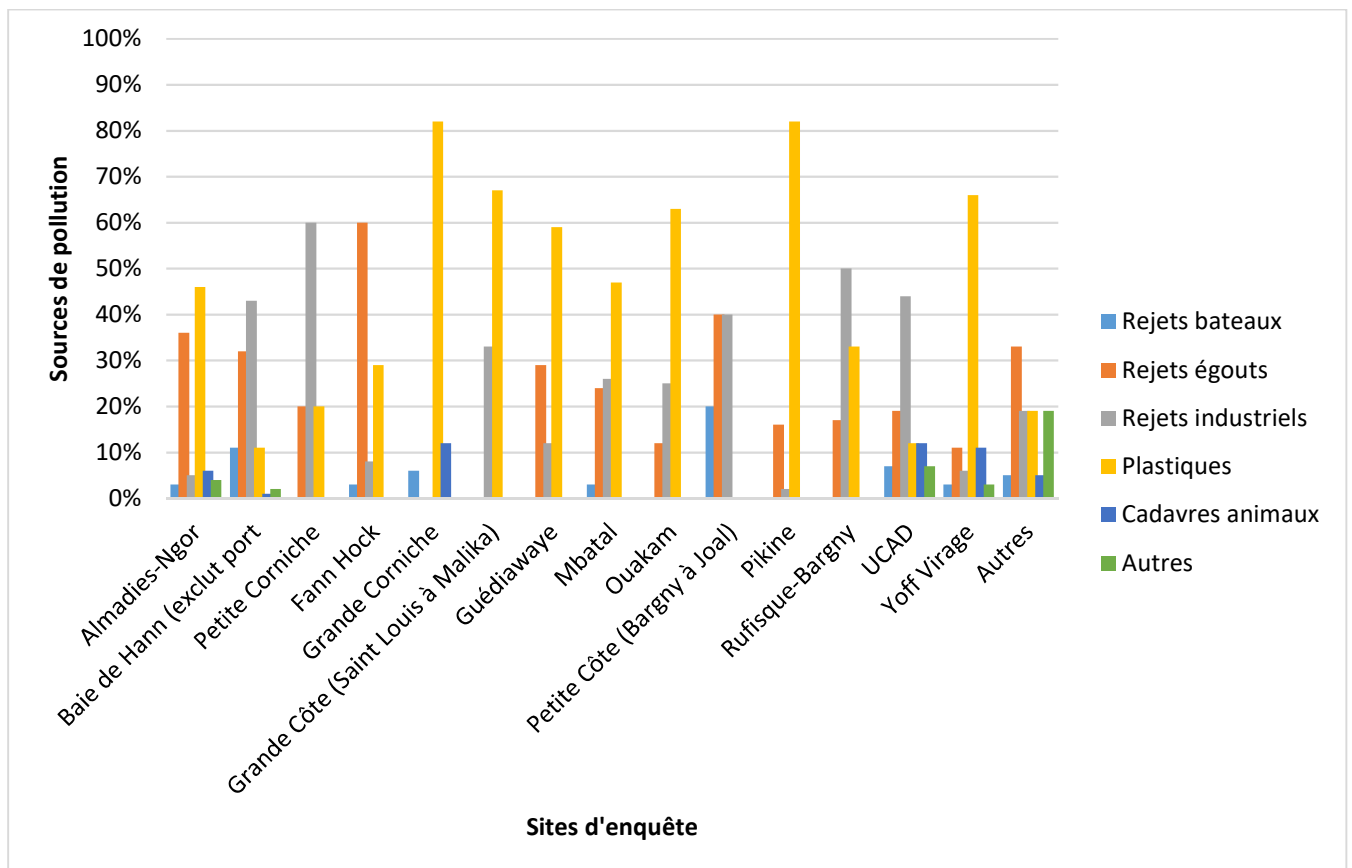


Figure 15 : Les causes de la pollution marine autour de la presqu'île de Dakar selon l'enquête de terrain (voir Tableau 17).

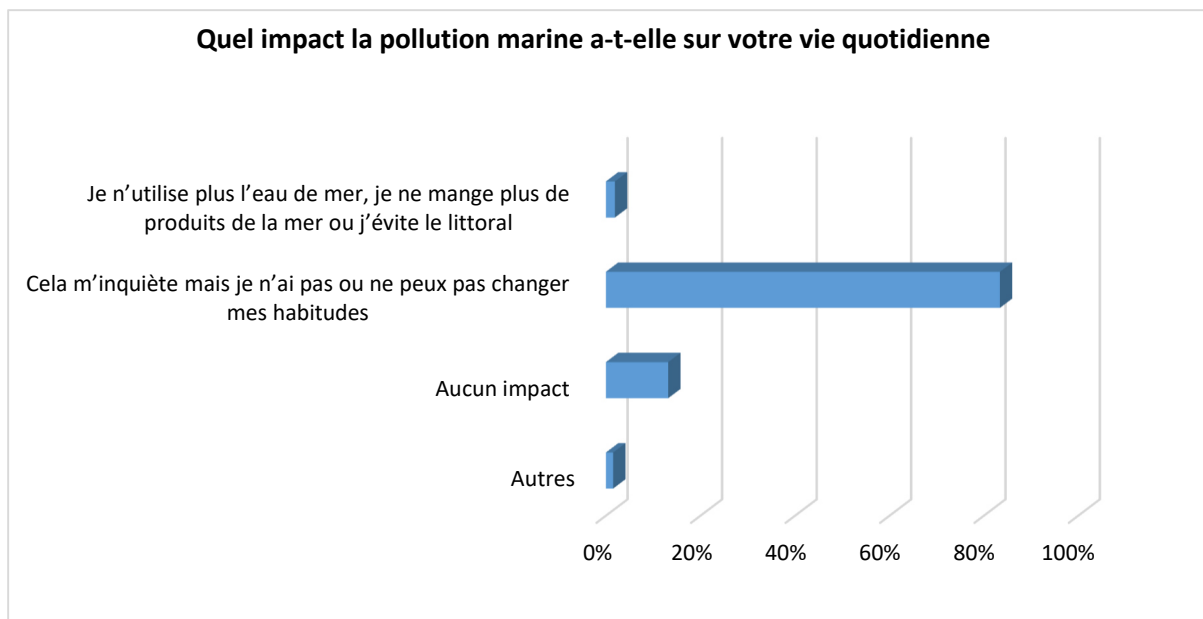


Figure 16 : Impact de la pollution marine sur la vie quotidienne (voir Tableau 17).

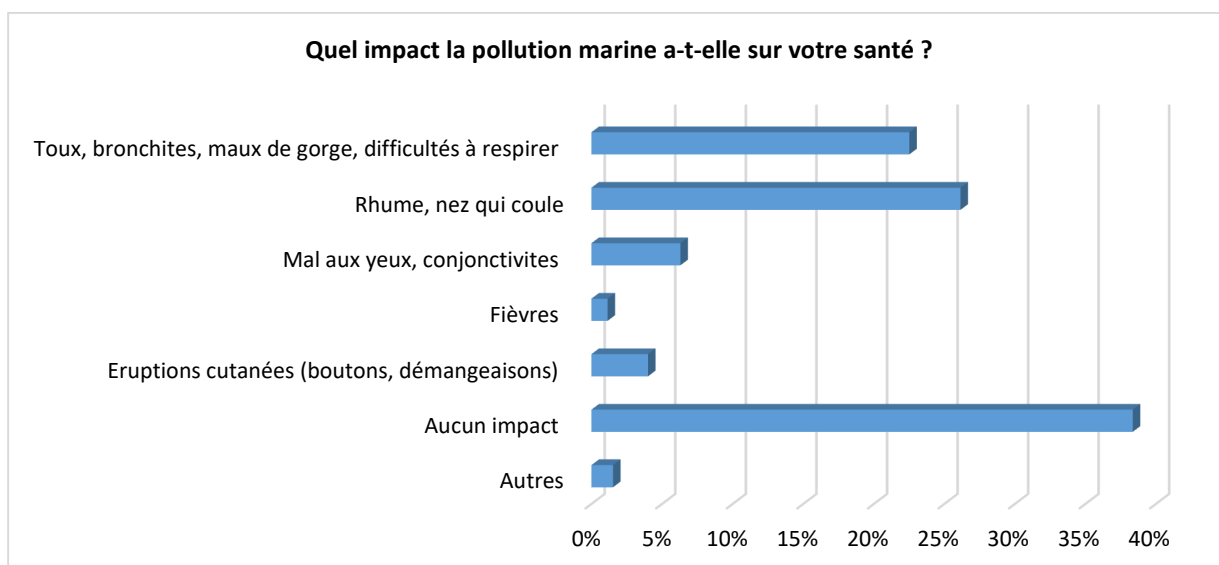


Figure 17 : Impact de la pollution marine sur la santé (voir Tableau 17).

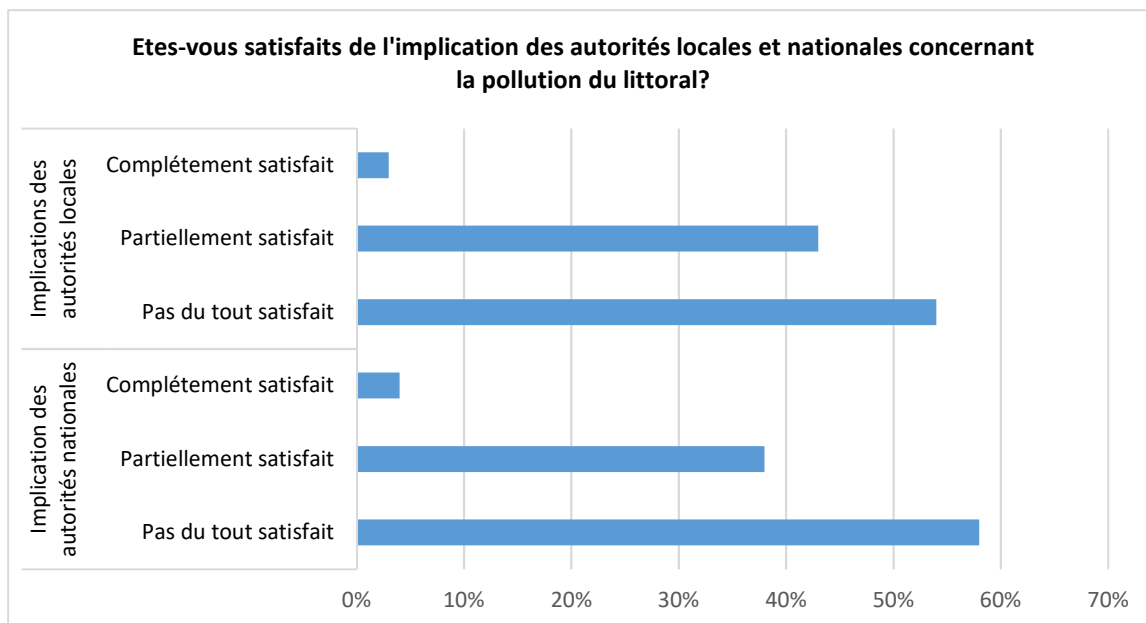


Figure 18 : Satisfaction de l'implication des autorités locales ou nationales concernant la pollution du littoral (voir Tableau 17).

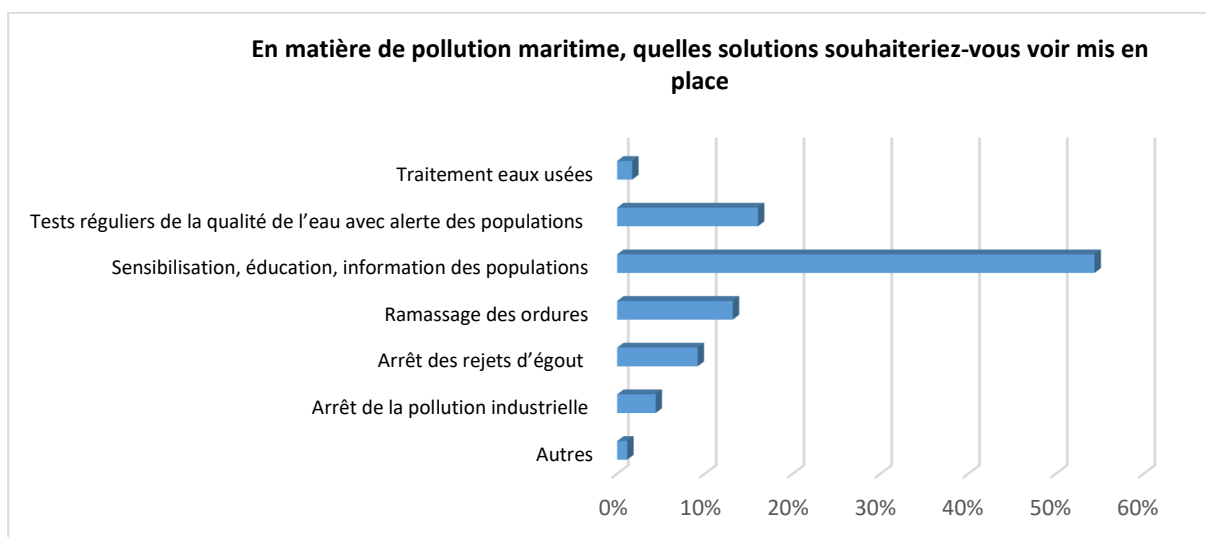


Figure 19 : Solutions à mettre en place contre la pollution marine (voir Tableau 17).

Tableau 16 : Enquête sur la pollution marine dans chaque site : perception du niveau de la pollution, évolution du niveau de la pollution durant ces dix dernières années et les sources de pollution marine.

Sites	Perception du niveau de la pollution					Evolution du niveau de pollution durant ces dix dernières années					Sources de la pollution marine					
	Très faible	Faible	Modéré	Elevé	Extrêmement élevé	Reste le même	Amélioré	Beaucoup amélioré	Aggravé	Fortement aggravé	Rejets bateaux	Rejets égouts	Rejets industriels	Plastiques	Cadavres animaux	Autres
Almadies-Ngor	5 %	35 %	46 %	11 %	3 %	21 %	16 %	2 %	74 %	14 %	3 %	36 %	5 %	46 %	6 %	4 %
Baie de Hann (exclut port)	3 %	5 %	10 %	67 %	15 %	17 %	11 %	3 %	57 %	12 %	11 %	32 %	43 %	11 %	1 %	2 %
Petite Corniche	0 %	60 %	30 %	0 %	10 %	10 %	10 %	0 %	70 %	20 %	0 %	20 %	60 %	20 %	0 %	0 %
Fann Hock	0 %	5 %	50 %	44 %	1 %	0 %	1 %	0 %	83 %	16 %	3 %	60 %	8 %	29 %	0 %	0 %
Grande Corniche	0 %	0 %	94 %	6 %	0 %	25 %	19 %	12 %	44 %	0 %	6 %	0 %	0 %	82 %	12 %	0 %
Grande Côte (Saint Louis à Malika)	0 %	33 %	34 %	33 %	0 %	34 %	0 %	0 %	33 %	33 %	0 %	0 %	33 %	67 %	0 %	0 %
Guédiawaye	6 %	12 %	70 %	6 %	6 %	52 %	24 %	0 %	24 %	0 %	0 %	29 %	12 %	59 %	0 %	0 %
Mbatal	0 %	10 %	74 %	16 %	0 %	58 %	39 %	0 %	3 %	0 %	3 %	24 %	26 %	47 %	0 %	0 %
Ouakam	0 %	0 %	75 %	25 %	0 %	0 %	12 %	0 %	88 %	0 %	0 %	12 %	25 %	63 %	0 %	0 %
Petite Côte (Bargny à Joal)	0 %	40	20 %	40 %	0 %	40 %	0 %	0 %	40 %	20 %	20 %	40 %	40 %	0 %	0 %	0 %
Pikine	0 %	21 %	46 %	33 %	0 %	45 %	45 %	0 %	10 %	0 %	0 %	16 %	2 %	82 %	0 %	0 %
Rufisque-Bargny	0 %	0 %	67 %	33 %	0 %	17 %	17 %	0 %	66 %	0 %	0 %	17 %	50 %	33 %	0 %	0 %
UCAD	6 %	19 %	31 %	38 %	6 %	0 %	6 %	0 %	75 %	19 %	7 %	19	44 %	12 %	12 %	7 %
Yoff Virage	3 %	8 %	71 %	16 %	2 %	5 %	14 %	8 %	68 %	5 %	3 %	11 %	6 %	66 %	11 %	3 %
Autres	38 %	19 %	12 %	19 %	12 %	12 %	19 %	0 %	38 %	31 %	5 %	33 %	19 %	19 %	5 %	19 %

Tableau 17 : Vision globale de la pollution marine : perception actuelle du niveau de la pollution marine, évolution du niveau de la pollution du littoral durant la dernière décennie, impact de la pollution sur santé, Implication des autorités nationales et locales et solution suggérées.

Perception actuelle du niveau de la pollution marine						
Très faible	Faible	Modéré	Elevé	Extrêmement élevé		
4%	17%	47%	28%	4%		
Evolution du niveau de la pollution du littoral durant la dernière décennie						
Restée le même	Améliorée	Beaucoup améliorée	Aggravée	Fortement aggravée		
20%	16%	2%	51%	11%		
Impact de la pollution marine sur la vie quotidienne						
Je n'utilise plus l'eau de mer, je mange plus les produits de mer ou j'évite le littoral	Cela m'inquiète mais je n'ai pas ou ne peux pas changer mes habitudes	Aucun impact		Autres		
4%	80%	12%		4%		
Impact de la pollution marine sur santé						
Toux, bronchites, maux de gorge, difficulté à respirer	Rhume, nez qui coule	Mal au yeux, conjonctivites	Fièvres	Eruptions cutanées (boutons, démangeaisons)	Aucun impact	Autres
22%	26%	6%	3%	4%	36%	3%
Implication des autorités nationales			Implications des autorités locales			
Pas du tout	Partiellement	Complètement	Pas du tout	Partiellement	Complètement	
58%	38%	4%	54%	43%	3%	
Solutions suggérées						
Traitement des eaux usées	Tests réguliers de la qualité de l'eau avec alerte	Sensibilisation, éducation, information des populations	Ramassage des ordures	Arrêt des rejets d'égout	Arrêt de la pollution industrielle	Autres
2%	16%	55%	13%	9%	4%	1%

3.2. Qualité physico-chimique des eaux marines

Les paramètres physicochimiques jouent un rôle dans le fonctionnement des écosystèmes et la vie des espèces. Une faible variation de ces paramètres peut se répercuter sur les autres paramètres (microbiologiques, chimiques) et même sur la qualité du milieu. Dans l'évaluation de la qualité des eaux de surface, parmi les paramètres physicochimiques souvent sont étudiés : la température, le pH, l'oxygène dissous, la salinité et la turbidité. Les résultats sont donnés dans le tableau 18.

Dans la presqu'île du Cap-Vert, les moyennes des températures observées sont aux alentours de 20 °C (Figure 20).

Le pH varie entre 7,85 (Soumbédioune) et 8.50 (Cambérène). Les valeurs intermédiaires du pH sont observées à Ngor (7,96), à Hann1 (7,96), à Vivier (7,96), à Ouakam (7,99), à Ile de la Madeleine (8,02), à Yoff Tonghor (8,09), à Dantec (8,11) et Hann2 (8,13) (Figure 20).

Les résultats montrent une variation des pourcentages de saturation en oxygène entre les sites, allant de 32,8 (Soumbédioune) à 51,1 (Cambérène). La majorité des sites (Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Dantec, Hann1 et Hann 2) présente des pourcentages voisins de 35. Dans le site de Yoff Tonghor, le pourcentage en O₂ obtenu est de 48,4% (Figure 20)

.Dans notre zone d'étude, les valeurs de la salinité sont comprises autour de 40 psu (practical salinity unit). Elles sont constantes pour tous les sites et cette faible variabilité correspond aux dates des différentes campagnes : une première campagne dont la salinité est au voisinage de 40 psu et une seconde et une troisième dont les valeurs tournent autour de 35 psu (Figure 20).

Les valeurs de la turbidité observées sont comprises entre 1,2 et 5,2 FNU pour la majorité des sites (Cambérène, Yoff Tonghor, Vivier, Ouakam, ile de la Madeleine et Dantec). Toutefois des valeurs plus élevées sont observées dans certains sites : Soumbédioune = 29,7 FNU ; Hann1 = 36,5 FNU ; Hann2 = 17,5 FNU (Figure 20).

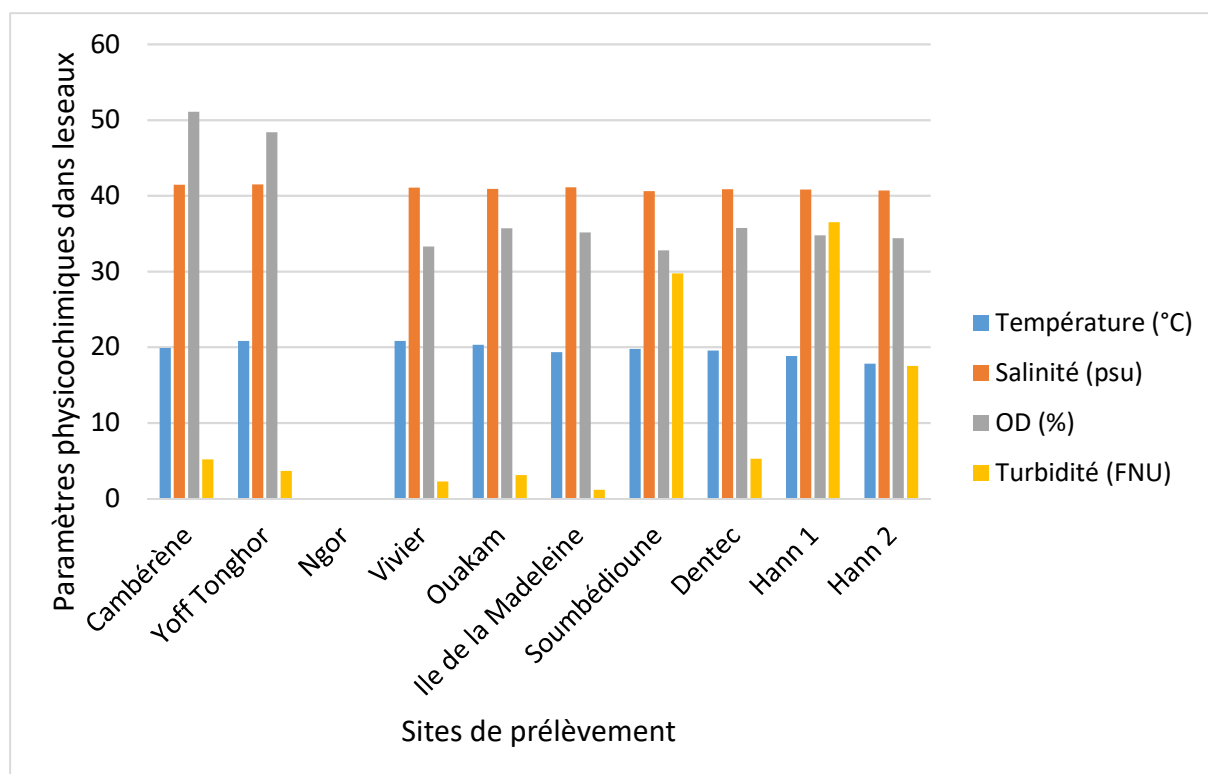


Figure 20 : Paramètres physicochimiques de la première campagne de prélèvement : température, salinité, oxygène dissout et turbidité dans les eaux de la presqu'île du Cap-Vert.

Tableau 18 : Paramètres physicochimiques des eaux marines au niveau de la presqu'île du Cap-Vert.

Sites	Moy. T (°C)	Moy. pH	Moy. S. (psu)	Moy. O.D. (%)	Moy. Turb. (FNU)
Cambérène	19,9	8,5	41,4	51,1	5,2
Yoff Tonghor	20,8	8,09	41,5	48,4	3,6
Ngor	OM	OM	OM	OM	OM
Vivier	20,8	7,96	41,1	33,3	2,2
Ouakam	20,3	7,99	40,9	35,7	3,1
Ile de la Madeleine	19,3	8,02	41,1	35,1	1,2
Soumbédioune	19,8	7,85	40,6	32,8	29,7
Dantec	19,5	8,11	40,9	35,7	5,2
Hann1	18,8	7,96	40,8	34,8	36,5
Hann2	17,8	8,13	40,7	34,4	17,5

Moy. T = température moyenne; Moy. pH = potentiel d'hydrogène moyen ; Moy. S = salinité moyenne ; Moy. O.D. = oxygène dissout moyenne ; Moy. Turb. = turbidité moyenne.

3.3. Qualité microbiologique des eaux marines

3.3.1. Campagne AWATox 1

L'ensemble des analyses microbiologiques donne les résultats ci-dessous (Tableau 19).

L'analyse de l'*E. coli* montre une forte présence de celle-ci pour l'essentiel des sites (Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor, Soumbédioune, Dantec, Hann 1 et Hann 2). Les sites comme Vivier, Ouakam et Iles de la Madeleine ont un taux très faible (< 15 UFC/100 mL) en *E. coli*. Soumbédioune et Cambérène présentent les taux d'*E. coli* les plus élevés (> 34000 et 10000 UFC/100 mL, respectifs). Les autres sites ont des taux d'*E. coli* compris entre 750 et 4500 UFC/100 mL.

Les résultats pour les entérocoques révèlent une corrélation modérée avec ceux de l'*E. coli*. Nous observons que trois sites (Ngor, Soumbédioune et Hann1) présentent les taux d'entérocoques élevés (> 400 UFC/100 mL). La majorité des sites (Yoff Tonghor, Vivier, Ouakam et Ile de la Madeleine) ont des taux d'entérocoques faibles (< 15 UFC/100 mL). Les taux moyens d'entérocoques (180 et 330 UFC/100 mL) ont été observés à Cambérène et Hann2. Le pic est observé à Soumbédioune suivi de Ngor (Figure 21)

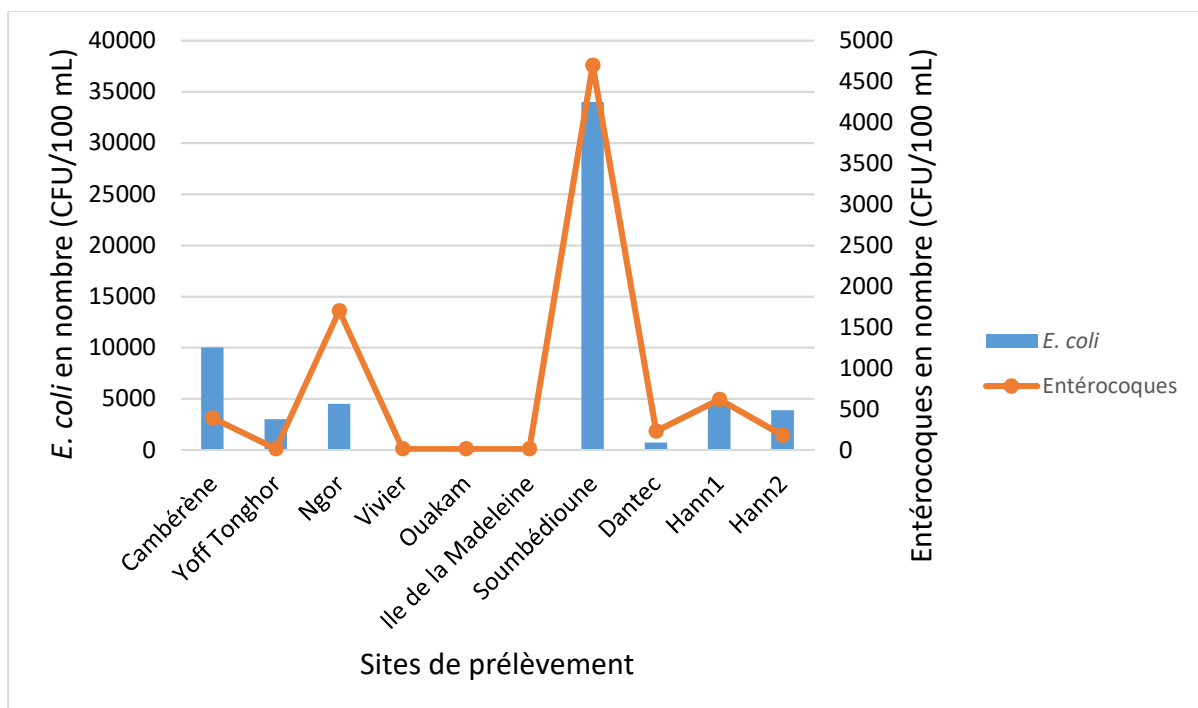


Figure 21 : Microbiologie : *Escherichia coli* et entérocoques dans les eaux au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (AWATox 1) (voir Tableau 19).

Dans la presqu'île du Cap-Vert, les résultats montrent l'absence de salmonelles dans pratiquement tous sites sauf Cambérène où nous avons observé leur présence.

Les résultats montrent la présence de *V. cholerae* à Hann1 et celle de *V. vulnificus* à Yoff Tonghor, Dantec et Hann1. Par contre *V. parahaemolyticus* est absent dans tous les sites.

Tableau 19 : Paramètres microbiologiques (*E. coli*, Entérocoques, *Salmonella*, *V. Cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus*) dans les eaux marines au niveau de la presqu'île du Cap-Vert, campagne 1^{er} juin 2016 (Awatox1).

Sites	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	Entérocoques (UFC/100mL)	<i>Salmonella</i>	<i>V. Cholerae</i>	<i>V. parahaemolyticus</i>	<i>V. vulnificus</i>	Conformité
Cambérène	10000	390	P	A	A	A	Non
Yoff Tonghor	3000	<15	A	A	A	P	Non
Ngor	4500	1700	A	A	A	A	Non
Vivier	<15	<15	A	A	A	A	Oui
Ouakam	<15	<15	A	A	A	A	Oui
Ile de la Madeleine	<15	<15	A	A	A	A	Oui
Soumbédioune	34000	4700	A	A	A	A	Non
Dantec	740	230	A	A	A	P	Non
Hann1	4500	620	A	P	A	P	Non
Hann2	3900	180	A	A	A	A	Non
Conformité	330	900	A	A	A	A	Oui

3.3.2. Campagne AWATox 2

Dans cette campagne, 13 sites ont fait l'objet de mesures microbiologiques parmi nos sites d'échantillonnage. Les résultats obtenus montrent que seuls Cambérène, Ouakam et Ile de la Madeleine correspondent à une eau de baignade de bonne qualité car conforme aux critères microbiologiques. Les nombres très élevés de *E. coli* et d'entérocoques sont observés dans les sites de l'UCAD (*E. coli* > 35000 UFC/100 mL et entérocoques > 35000 UFC/100 mL), de Soumbédioune (*E. coli* > 35000 UFC/100 mL et entérocoques = 24000 UFC/100 mL) et de Hann1 (*E. coli* > 35000 UFC/100 mL). Les quantités faibles d'*E. coli* et entérocoques sont obtenues dans les sites de Cambérène (*E. coli* < 15 UFC/100 mL et entérocoques = 30 UFC/100 mL), Ile de la Madeleine (*E. coli* < 15 UFC/100 mL et entérocoques < 15 UFC/100 mL), Ngor, Vivier et Ouakam (entérocoques < 15 UFC/100 mL), de Hann2 (entérocoques = 30 UFC/100

mL) et Rufisque2 (entérocoques = 46 UFC/100 mL). Les quantités moyennes sont notées à Ngor (*E. coli* = 140 UFC/100 mL), Vivier (*E. coli* = 160 UFC/100 mL), Ouakam (*E. coli* = 77 UFC/100 mL) et Dantec (*E. coli* = 510 UFC/100 mL et entérocoques = 130 UFC/100 mL). Les nombres d'*E. coli* et entérocoques intermédiaires/élevés sont observés à Yoff Tonghor (*E. coli* = 7100 UFC/100 mL et entérocoques = 930 UFC/100 mL), Hann1 (*E. coli* = 4500 UFC/100 mL), Hann2 (*E. coli* = 1300 UFC/100 mL), Rufisque1 (entérocoques = 7100 UFC/100 mL) et Rufisque2 (*E. coli* = 1700 UFC/100 mL). Les salmonelles sont présentes à Soubédioune, Hann1 et Rufisque2. *V. cholerea* et *V. vulnificus* sont absents dans tous les sites. Par contre *V. parahaemolyticus* sont présents dans tous les sites sauf Yoff Tonghor (Figure 22 et Tableau 20).

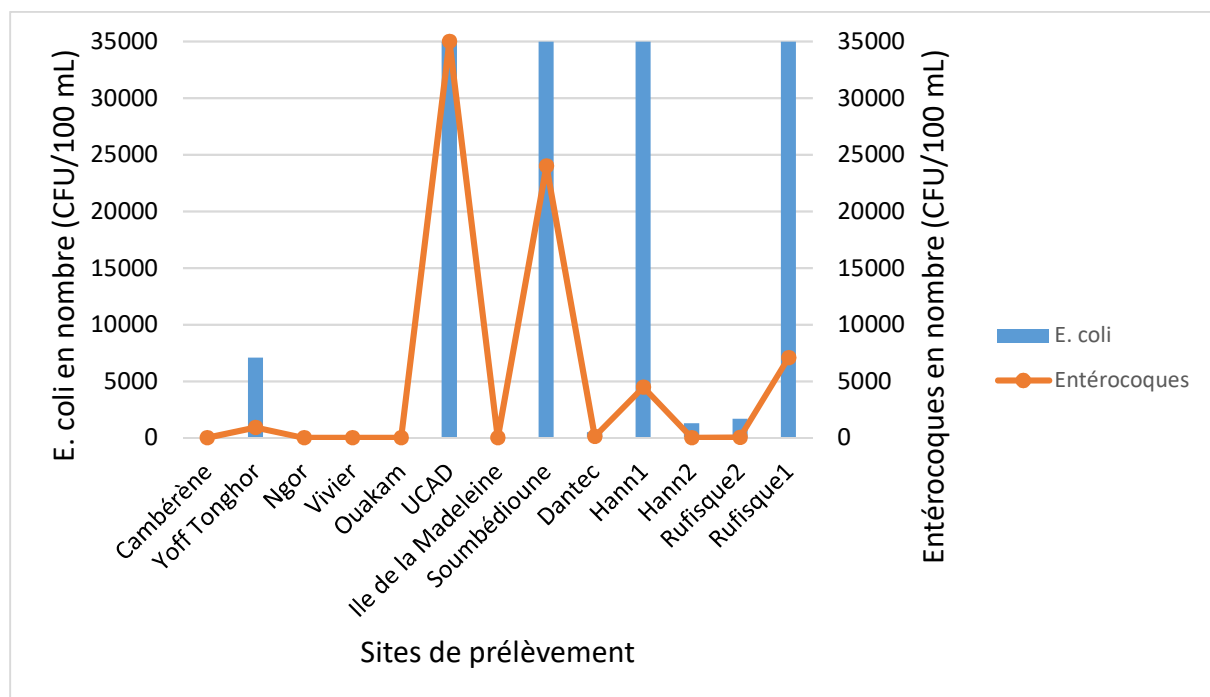


Figure 22 : Microbiologie : *Escherichia coli* et entérocoques dans les eaux au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (AWATox 2) (voir Tableau 20).

Tableau 20 : Paramètres microbiologiques (*E. coli*, entérocoques, salmonelles et Vibrions) des eaux marines de la presqu'île du Cap-Vertcap-vert (campagne AWATtox 2). A : absence ; P : présence. Conformité vs microbiologie.

Sites	E. coli (UFC/100mL)	Entérocoques (UFC/100mL)	Salmonella	V. cholerae	V. parahaemolyticus	V. vulnificus	Conformité
Cambérène	<15	30	A	A	P	A	Oui
Yoff Tonghor	7100	930	A	A	A	A	Non
Ngor	140	<15	A	A	P	A	Non
Vivier	160	<15	A	A	P	A	Non
Ouakam	77	<15	A	A	P	A	Oui
UCAD	>35000	>35000	A	A	P	A	Non
Ile de la Madeleine	<15	<15	A	A	P	A	Oui
Soumbédioune	>35000	24000	P	A	P	A	Non
Dantec	510	130	A	A	P	A	Non
Hann1	> 35000	4500	P	A	P	A	Non
Hann2	1300	30	A	A	P	A	Non
Rufisque2	1700	46	P	A	P	A	Non
Rufisque1	35000	7100	A	A	P	A	Non
Conformité	330	900	A	A	A	A	Oui

3.4. Quantité des microplastiques et macroplastiques dans les eaux marines de surface

Sept échantillons ont été prélevés (Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor, Ouakam, Ile de la madeleine, Hann1 et Hann2). Un n'a pas pu être analysé (Yoff Tonghor) parce qu'il était trop chargé en matières en suspension. L'analyse de ces échantillons révèle des concentrations et densités très fortes de microplastiques à Cambérène (945 607 mpts km⁻² et 159 g km⁻²), à Ngor (106203 mps km⁻² et 11 g km⁻²), à Hann1 (303 059 mps km⁻² et 60 g km⁻²) et à Hann2 (152038 mps km⁻² et 15 g km⁻²). Les concentrations et les densités faibles de microplastiques ont été observées à Ouakam (34 236 mps km⁻² et 6 g km⁻²) et Ile de la Madeleine (12641 mps km⁻² et 2 g km⁻²). Les concentrations obtenues de macroplastiques sont très fortes à Cambérène (189 995 MPs km⁻²) et à Hann1 (31302 MPs km⁻²) et faibles à Ngor (3354 MPs km⁻²). Les densités correspondantes sont élevées à Cambérène (328 g km⁻²) et à Hann1 (250 g km⁻²) et faibles Ngor (6 g km⁻²). Le calcul de la moyenne donne les valeurs suivantes : 258964 mps km⁻² et 42 g km⁻² pour les microplastiques et 37441,83 MPs km⁻² et 97,33 g km⁻² pour les macroplastiques (Tableau 21).

Tableau 21 : Quantité et poids des microplastiques et macroplastiques dans les eaux marines au niveau de la presqu'île du Cap-Vert.

Site	Microplastiques		Macroplastiques	
	mps km ⁻²	g km ⁻²	MPs km ⁻²	g km ⁻²
Cambérène	945607	159	189995	328
Yoff Tonghor	0	0	0	0
Ngor	106203	11	3354	6
Ouakam	34236	6	0	0
Ile de la Madeleine	12641	2	0	0
Hann1	303059	60	31302	250
Hann2	152038	15	0	0

3.5. Paramètres physico géochimiques dans les sédiments

Les paramètres physicochimiques ont été analysés aux laboratoires LBCM à l'Université de Bretagne Sud (pH, conductivité électrique, humidité) et IMAGO/IRD au Sénégal (COT, argiles, limons fins, limons grossiers, sables fins et sables grossiers). Les résultats obtenus révèlent que le pH des 21 sites étudiés est légèrement basique, en moyenne de $8,4 \pm 0,2$ et varie très peu d'un site à l'autre (Figure 23). Hann2 présente le pH le plus élevé (8,90), tandis que la valeur la plus basse (8,03) est mesurée à Saly.

L'analyse granulométrique des sédiments montre une prédominance de sables fins ou de sables grossiers dans tous les sites échantillonnés. Les fractions fines, les argiles, les limons fins et les limons grossiers sont peu représentés sur l'ensemble des sites. Les taux d'argiles les plus élevés sont observés à Anse Bernard (6,30 %), Toubab Dialaw (5,00 %) et Saly (4,00 %). Dans la zone de Hann, la granulométrie n'est pas homogène. A Hann1 par exemple, les sables fins (89,60 %) prédominent suivis des limons fins (3,90 %) et des argiles (2,80 %). Sur le site Hann1', les sables fins (62,80 %) prédominent mais sont suivis des sables grossiers (31,50 %) et des argiles (2,90 %). En revanche, sur le site Hann2, la répartition est majoritairement constituée de sables grossiers (88,90 %), puis de sables fins (7,70 %) et de limons grossiers (1,70 %) (Figure 23)

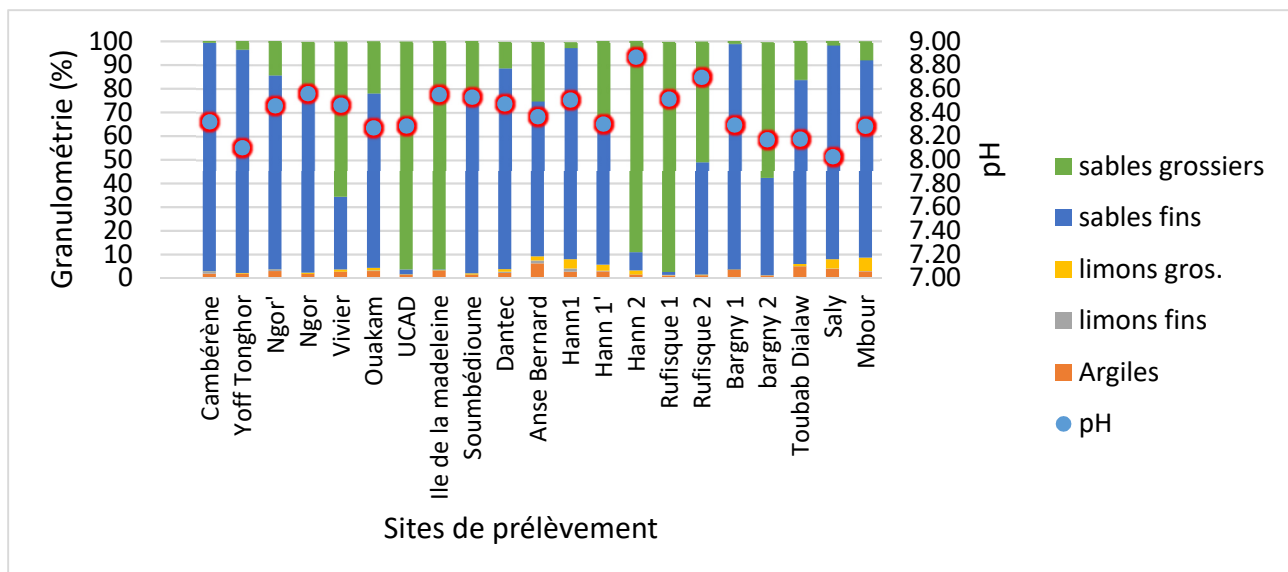


Figure 23 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la presqu'île de Dakar : potentiel d'hydrogène et granulométrie.

Le rapport carbone/azote (C/N) est très élevé dans les sites de Rufisque1 (291,83), Vivier (247,47), Hann2 (239,50), Yoff Tonghor (231,40), Anse Bernard (210,84), UCAD (141,06), Bargny1 (139,00), Ngor (133, 19), Bargny2 (120,50), Ngor' (117,22) et Ile de la Madeleine (110,44). Les valeurs moyennement élevées, comprises entre 50 et 100 sont observées dans les sites de Ouakam, Rufisque2, Toubab Dialaw, Saly et Mbour. Ce rapport est faible dans les sites de Soubédioune et Hann1'. Les sites de Cambérène et Dantec sont caractérisés par l'absence d'azote. Le site de Hann1 a été omis dans l'analyse du rapport C/N car les échantillons ont été perdu (Figure 24).

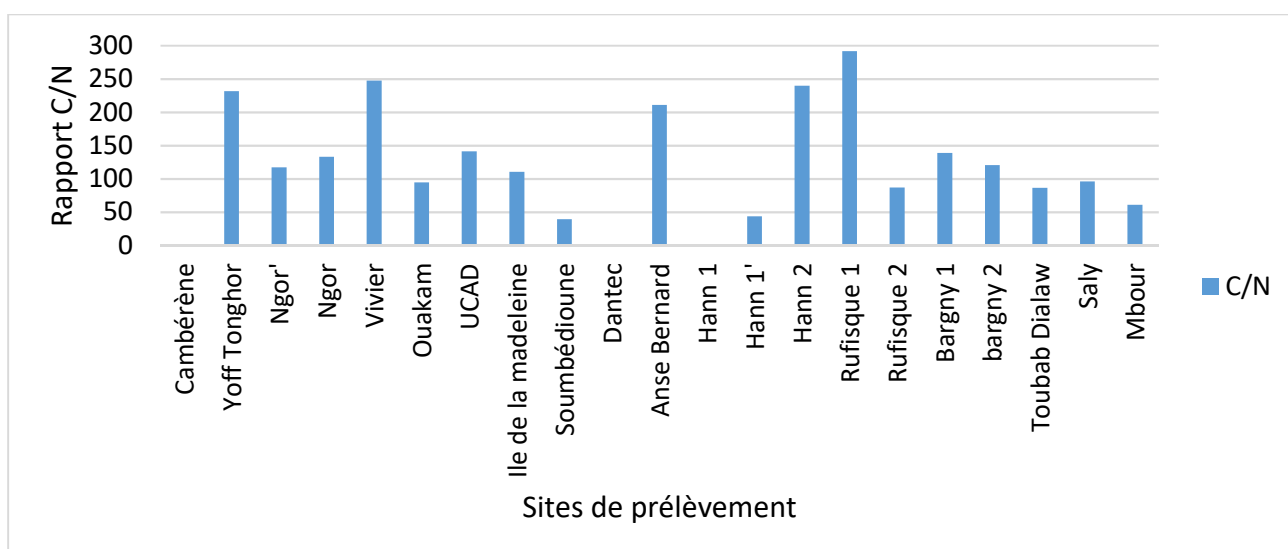


Figure 24 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la presqu'île de Dakar : rapport C/N.

Les analyses portées sur la conductivité électrique (EC) et l'humidité des échantillons de sédiments révèlent une certaine corrélation entre ces deux paramètres et une légère variabilité entre les sites avec un maximum à Hann1 (EC = 13,16 mS cm⁻¹ et Humidité = 44,57 %) et un minimum à Rufisque1 (EC = 2,45 mS/cm et Humidité = 12,30 %). Les valeurs de ces paramètres, pour la majorité des sites, avoisinent à 20 % pour l'humidité et 5 mS cm⁻¹ pour l'EC qui s'avère élevée (Figure 255).

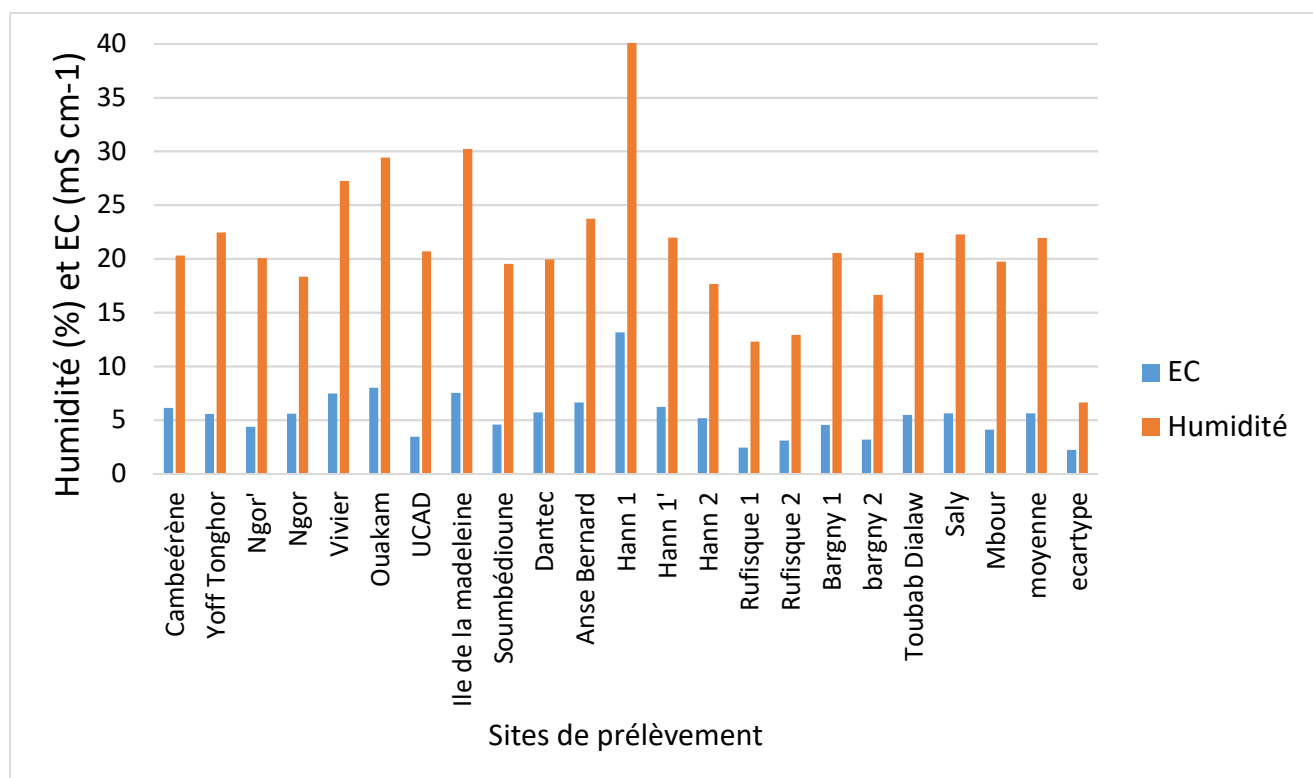


Figure 25 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la presqu'île de Dakar : conductivité électrique (CE) et humidité.

Tableau 22 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments marins autour de la péninsule de Dakar et la Petite côte: Potentiel d'hydrogène (pH), conductivité électrique (EC), humidité, C/N et granulométrie (en %), OM = Omission, Nd = non déterminé.

Unités	pH	EC	Humidité	Azote	Carbone	C/N	Argiles	Limons fins	Limons grossiers	S
	-	mS cm ⁻¹	%	%	%	-	%	%	%	%
<i>Cambérène</i>	8,32	6,13	20,30	OM	OM	OM	2,00	0,70	0,20	
<i>Yoff Tonghor</i>	8,10	5,56	22,44	0,005	1,157	231,40	1,90	0,01	0,30	
<i>Ngor'</i>	8,46	4,37	20,07	0,018	2,11	117,22	3,00	0,60	0,10	
<i>Ngor</i>	8,56	5,58	18,35	0,027	3,596	133,19	1,80	0,00	0,50	
<i>Vivier</i>	8,46	7,48	27,26	0,043	10,641	247,47	2,70	0,00	1,00	
<i>Ouakam</i>	8,27	8,01	29,41	0,036	3,408	94,67	3,00	0,30	1,10	
<i>UCAD</i>	8,29	3,44	20,70	0,018	2,539	141,06	1,50	0,01	0,20	
<i>Ile de la madeleine</i>	8,55	7,53	30,23	0,108	11,927	110,44	3,30	0,00	0,10	
<i>Soumbédioune</i>	8,53	4,59	19,52	0,035	1,381	39,46	1,50	0,01	0,60	
<i>Dantec</i>	8,47	5,71	19,96	0,00	0,882	Nd	2,20	0,50	1,10	
<i>Anse Bernard</i>	8,37	6,65	23,74	0,019	4,006	210,84	6,30	1,20	1,80	
<i>Hann 1</i>	8,51	13,16	44,57	OM	OM	OM	2,80	1,30	3,90	
<i>Hann 1'</i>	8,30	6,23	21,97	0,028	1,229	43,89	2,90	0,20	2,60	
<i>Hann 2</i>	8,87	5,19	17,65	0,012	2,878	239,83	1,60	0,00	1,70	
<i>Rufisque 1</i>	8,52	2,45	12,30	0,018	5,247	291,50	1,20	0,10	0,10	
<i>Rufisque 2</i>	8,70	3,08	12,91	0,009	0,783	87,00	1,30	0,01	0,20	
<i>Bargny 1</i>	8,30	4,56	20,55	0,009	1,251	139,00	3,70	0,01	0,01	
<i>Bargny 2</i>	8,17	3,18	16,64	0,006	0,723	120,50	1,20	0,10	0,01	
<i>Toubab Dialaw</i>	8,18	5,47	20,58	0,011	0,951	86,45	5,00	0,01	1,00	
<i>Saly</i>	8,03	5,62	22,26	0,016	1,535	95,94	4,00	0,10	3,90	
<i>Mbour</i>	8,29	4,12	19,73	0,012	0,732	61,00	2,90	0,10	5,70	

3.6. Eléments traces métalliques

3.6.1. Dans la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$ des sédiments

L'analyse des ETM sur cette fraction montre une variabilité importante des teneurs de certains métaux (Al, Cu, Cr, Ni, Mn) entre les sites, avec des valeurs minimales de $936,31 \text{ mg kg}^{-1}$ (Al/Cambérène) ; $2,10 \text{ mg kg}^{-1}$ (Cu/Yoff Tonghor) ; $31,51 \text{ mg kg}^{-1}$ (Cr/Hann2) ; $2,89 \text{ mg kg}^{-1}$ (Ni/Hann2) ; $21,95 \text{ mg kg}^{-1}$ (Mn/Hann1') et maximales de $16701,28 \text{ mg kg}^{-1}$ (Al/Dantec) ; $59,96 \text{ mg kg}^{-1}$ (Cu/Soumbédioune) ; $348,84 \text{ mg kg}^{-1}$ (Cr/Dantec), $112,32 \text{ mg kg}^{-1}$ (Ni/Dantec) ; $370,41 \text{ mg kg}^{-1}$ (Mn/Dantec) (Tableau 23). Les ETM comme Cd, Co et Fer sont inférieurs à la limite de détection de l'appareil de mesure. Le site de Dantec enregistre les teneurs les plus élevées en Al ; Cr, Ni, Zn ($93,85 \text{ mg kg}^{-1}$) et Mn (Figure 266 ; Figure 288). Le Cu ($59,96 \text{ mg kg}^{-1}$) et le Pb ($70,90 \text{ mg kg}^{-1}$) sont plus concentrés à Soumbédioune (Figure 288). Seules les teneurs en Cr (Cambérène, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1) et Ni (Vivier, Ile de la Madeleine, Dantec) dépassent la CEP (concentration sans effet probable). Tous les autres métaux ont des teneurs inférieures au CEP. Par rapport aux critères d'immersion des sédiments issus de dragage, établis par GEODE, seul le Cr (Soumbédioune, Dantec, Hann1) dépasse le Niveau2 au-delà duquel l'immersion est interdite.

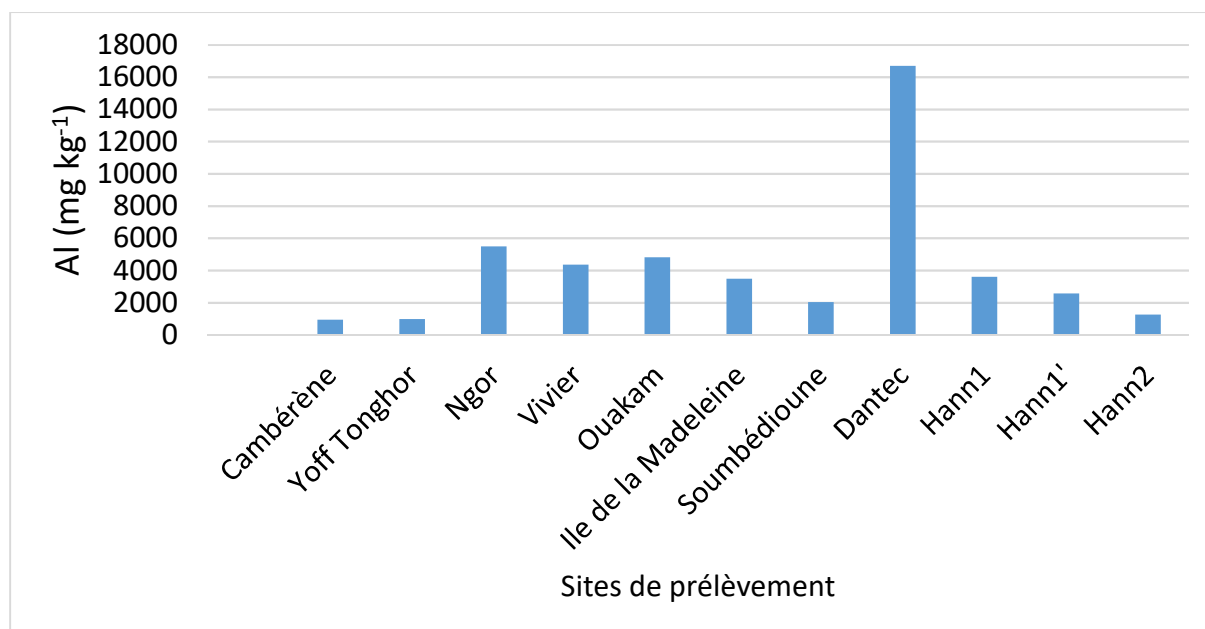


Figure 26 : Teneur en ETM (Al) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 100 \mu\text{m}$) de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

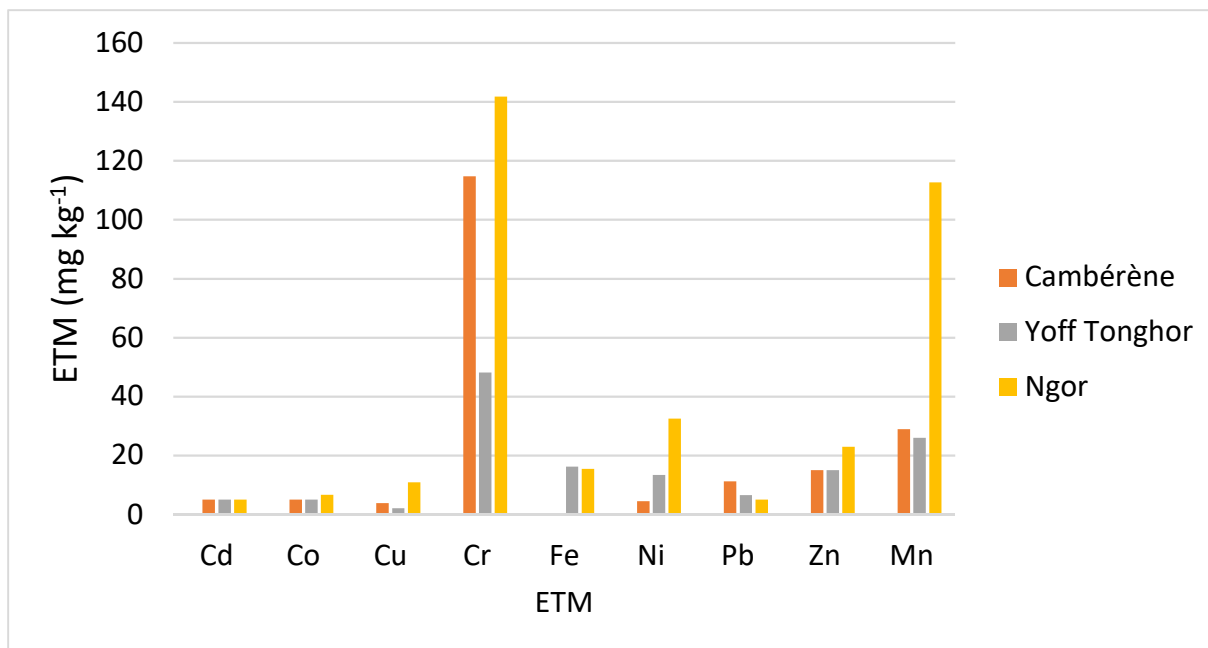


Figure 27 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 100 \mu\text{m}$) du côté nord de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

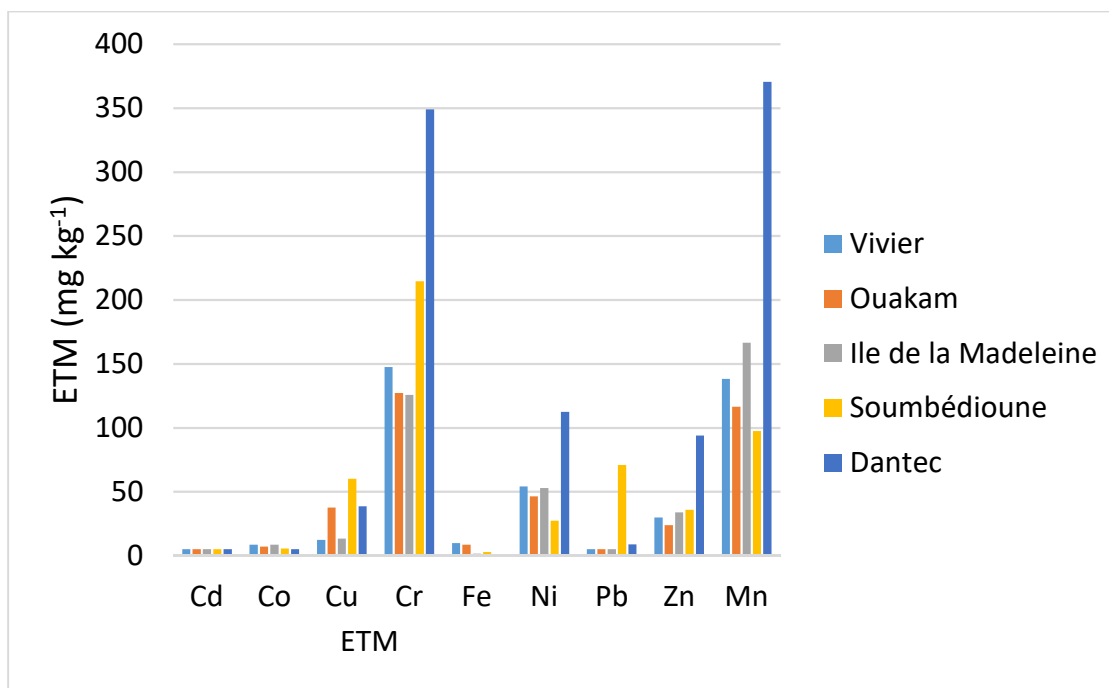


Figure 28 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 100 \mu\text{m}$) du côté ouest de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

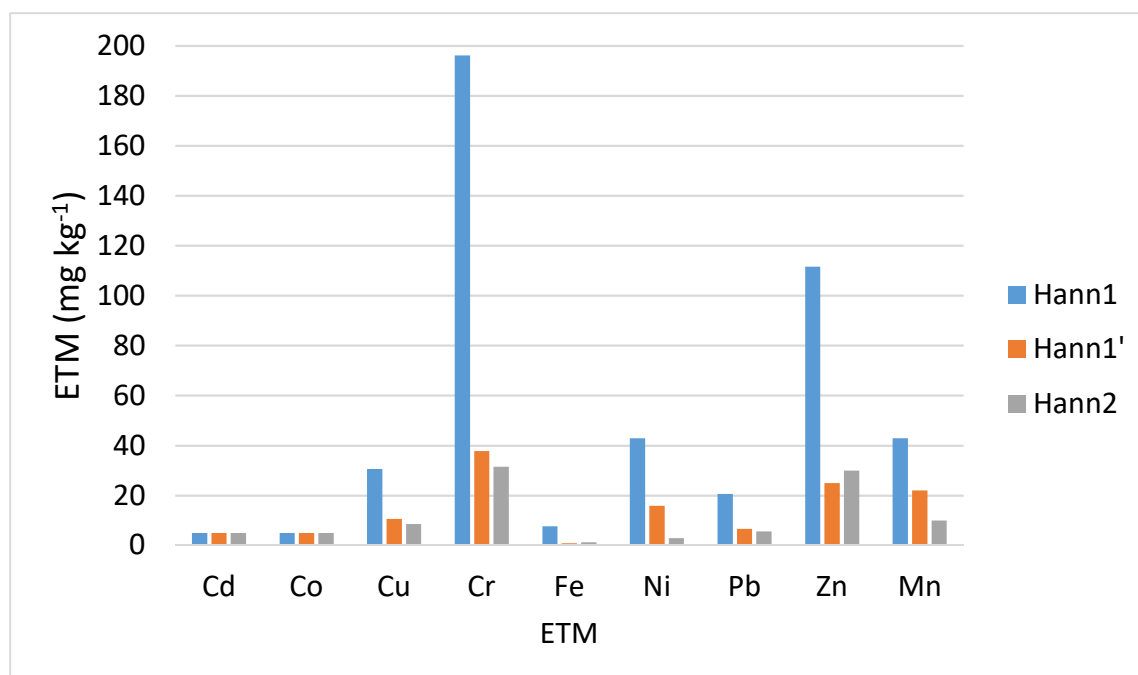


Figure 29 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 100 \mu\text{m}$) du côté sud de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

Tableau 23 : Teneur en ETM dans les fractions $\leq 100 \mu\text{m}$ des sédiments marins au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (Dakar) et de la Petite Côte.

	Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Ni	Pb	Zn	Mn
	Mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
<i>Cambéréne</i>	936,31	5,00	5,00	3,79	114,69	0,40	4,49	11,18	15,00	28,95
<i>Yoff Tonghor</i>	985,73	5,00	5,00	2,10	48,09	16,18	13,37	6,49	15,00	25,94
<i>Ngor</i>	5498,15	5,00	6,68	10,87	141,82	15,48	32,51	5,00	22,94	112,70
<i>Vivier</i>	4362,08	5,00	8,45	12,22	147,56	9,76	53,95	5,00	29,81	138,12
<i>Ouakam</i>	4824,81	5,00	6,97	37,53	127,12	8,58	46,29	5,00	23,89	116,46
<i>Ile de la Madeleine</i>	3479,91	5,00	8,48	13,16	125,64	1,62	52,75	5,00	33,90	166,52
<i>Soumbédioune</i>	2025,66	5,00	5,57	59,96	214,50	2,68	27,35	70,90	35,80	97,45
<i>Dantec</i>	16701,28	5,00	4,99	38,44	348,84	0,62	112,32	8,89	93,85	370,41
<i>Hann1</i>	3612,00	5,00	5,00	30,59	196,19	7,69	42,85	20,63	111,60	42,85
<i>Hann1'</i>	2570,35	5,00	5,00	10,58	37,82	0,80	15,87	6,59	24,95	21,95
<i>Hann2</i>	1256,48	5,00	5,00	8,58	31,51	1,27	2,89	5,58	29,92	9,97
<i>CEP</i> (concentration sans effet probable)	ND	4,98	ND	149,00	111,00	ND	48,60	128,00	459,00	ND
<i>Niveau 2</i> (quadruple de la médiane du fond de bruit) (GEODE)	ND	2,40	ND	90,00	180,00	ND	74,00	200,00	552,00	ND

3.6.2. Dans la fraction ≤ 2 mm des sédiments

Dans la fraction brute des sédiments marins, la variabilité inter-site des teneurs en ETM a été observée essentiellement pour l'Al (max = 13000 mg kg⁻¹/Anse Bernard et Min = 320 mg kg⁻¹/Ile de la Madeleine), le Cr (max = 191,34 mg kg⁻¹/Anse Bernard et min = 3,96 mg kg⁻¹/Ngor'), le Pb (max = 7,95 mg kg⁻¹/Soumbédioune et min = 1 mg kg⁻¹/Vivier), le Zn (max = 82,28 mg kg⁻¹/Anse Bernard et min = 10,93 mg kg⁻¹/Saly) et le Mn (max = 267,67 mg kg⁻¹/Anse Bernard et min = 10,95 mg kg⁻¹/Yoff Tonghor). Les critères tels que la CEP et le niveau2 sont supérieurs aux teneurs des ETM analysés sauf le Cr qui dépasse ces critères à Anse Bernard (CEP et Niveau2) et Hann1' (CEP). Le site de Anse Bernard contient les teneurs les plus élevées en ETM et le site d'Ile de la Madeleine, à l'inverse, les teneurs les plus faibles en ETM.

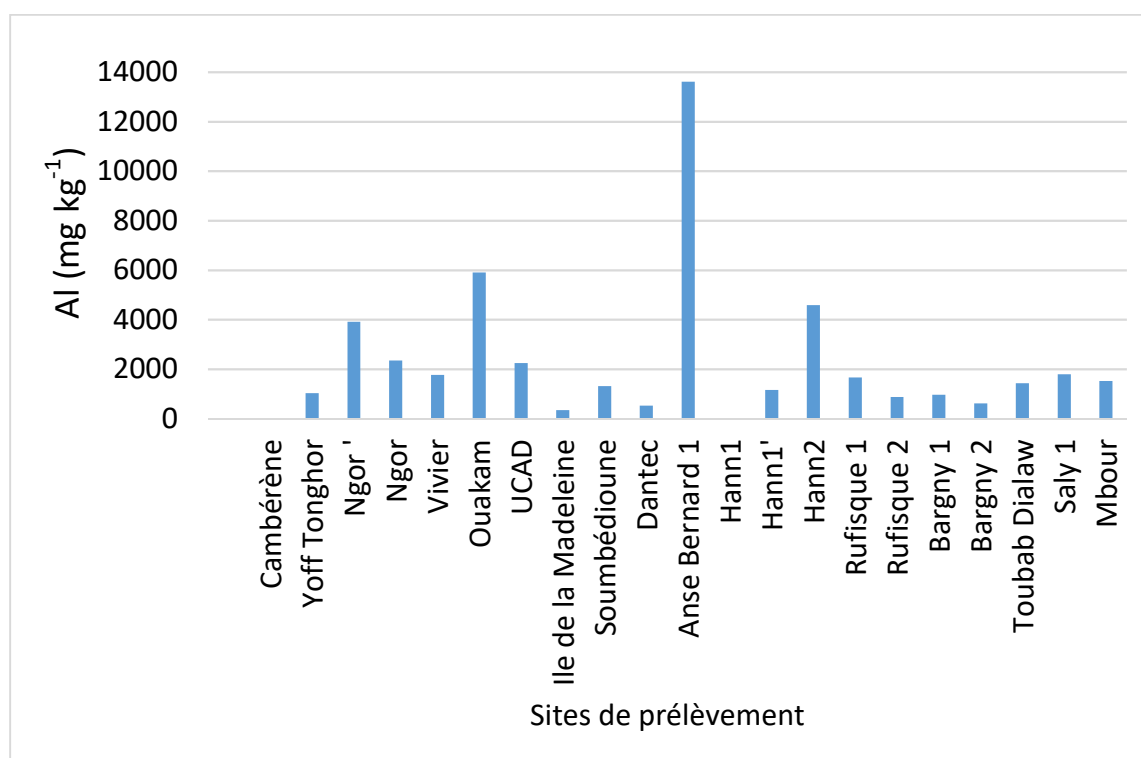


Figure 30 : Teneur en ETM (Al) mesurée dans les sédiments marins (fraction ≤ 2 mm) de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

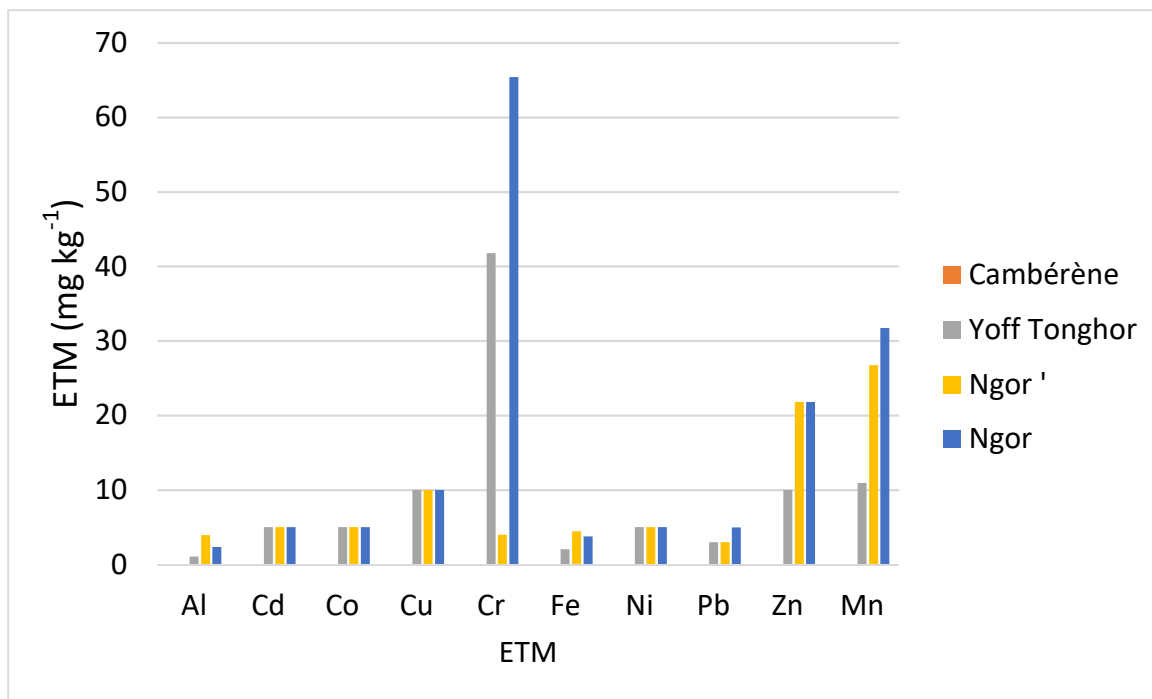


Figure 31 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{mm}$) du côté nord de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

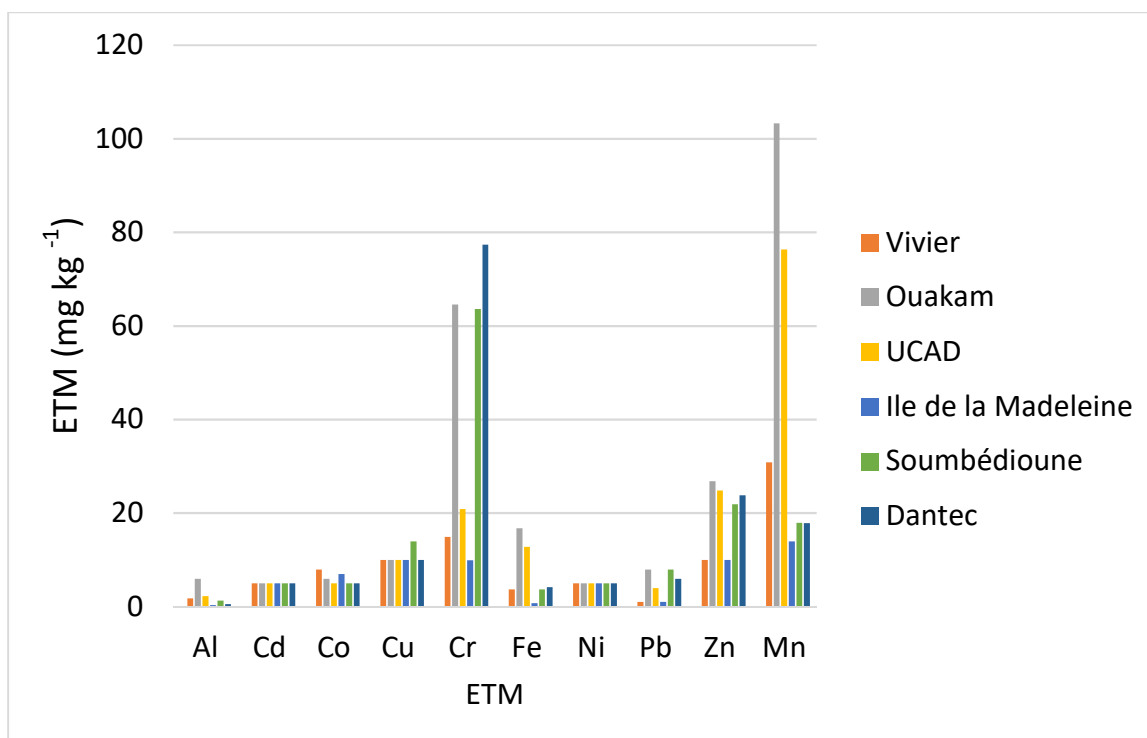


Figure 32 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{mm}$) du côté Ouest de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

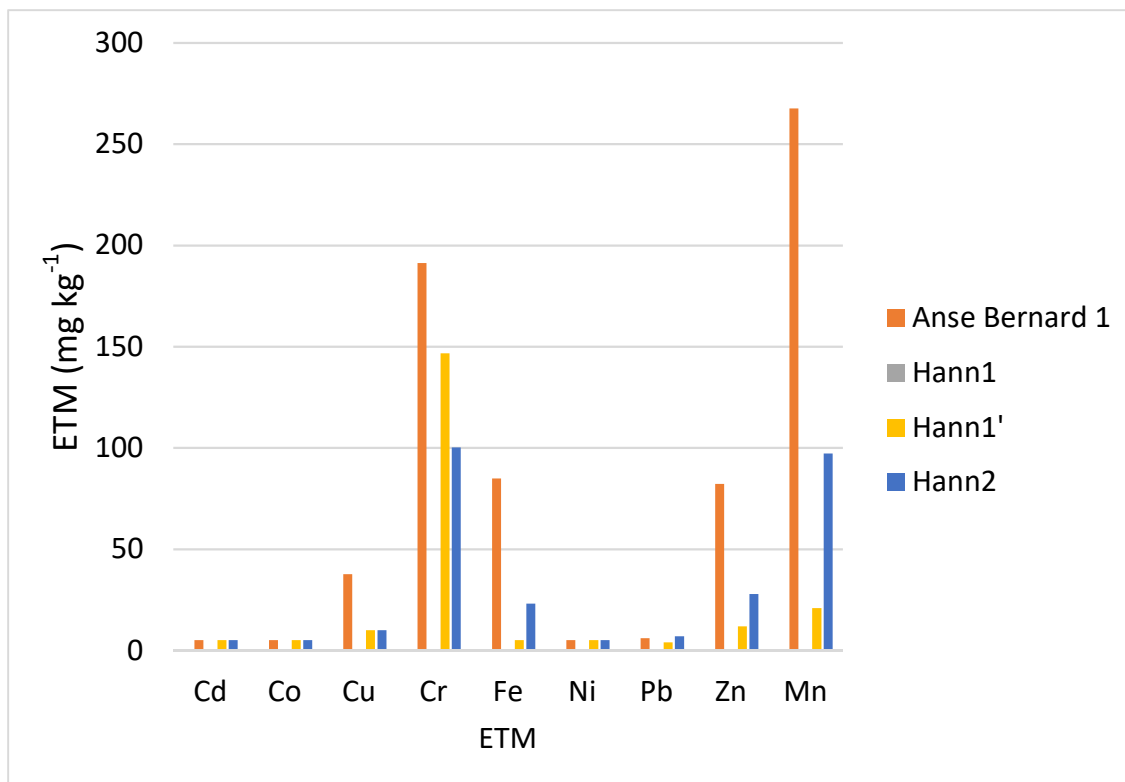


Figure 33 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{mm}$) du côté sud de la péninsule du Cap-Vert (Dakar).

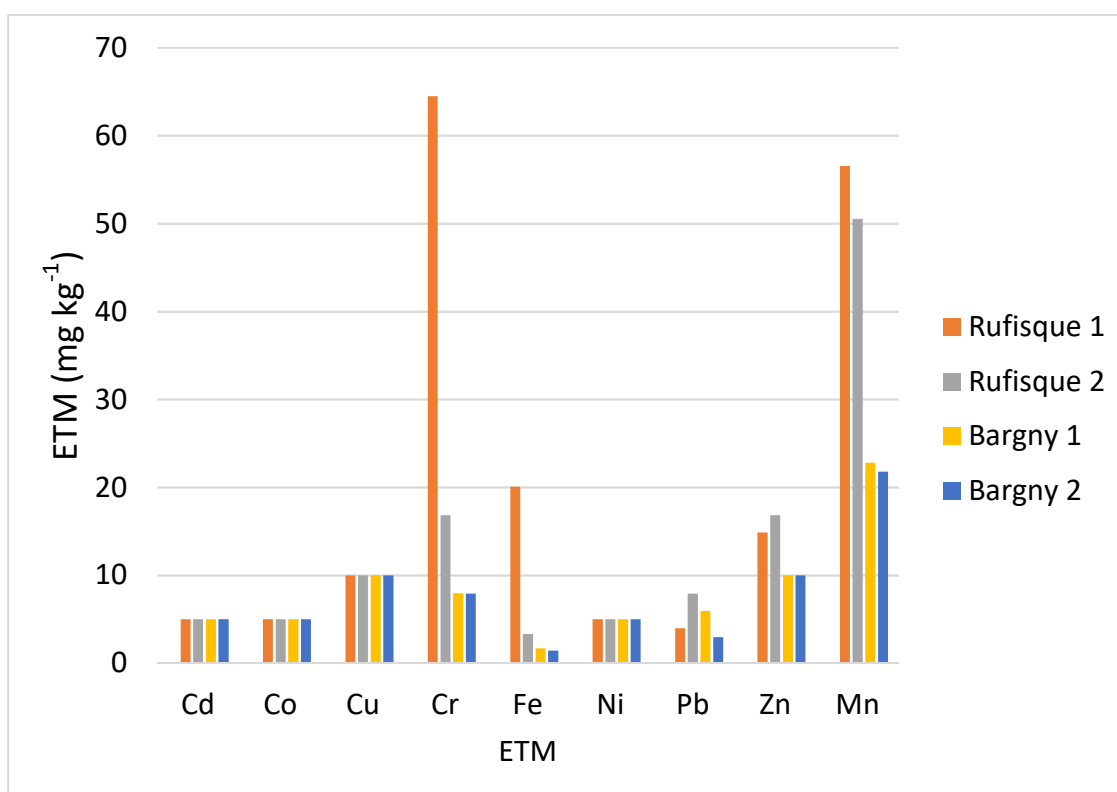


Figure 34 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction $\leq 2\text{ mm}$) dans les sites de Rufisque1, Rufisque2, BArgny1 et Bargny2.

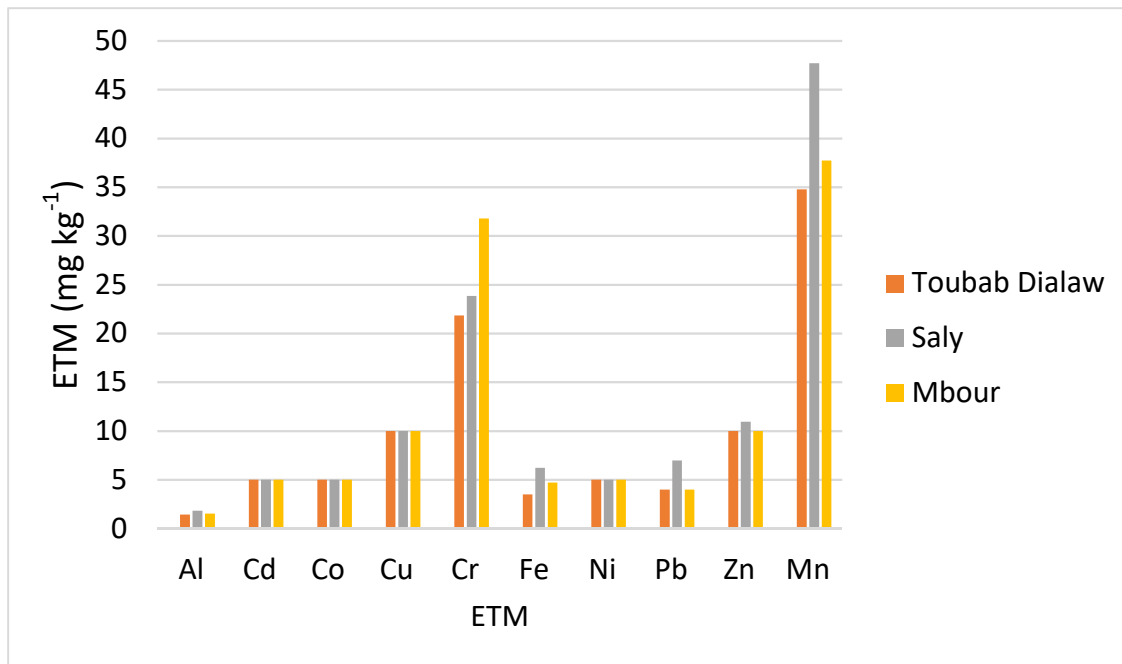


Figure 35 : Teneur en ETM (Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn et Mn) mesurée dans les sédiments marins (fraction ≤ 2 mm) de la Petite Côte.

Tableau 24 : Teneur en ETM dans la fraction brute ≤ 2 mm des sédiments marins au niveau de la presqu'île du Cap-Vert (Dakar) et de la Petite Côte et de la Petite Côte.

Sites	Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Ni	Pb	Zn
	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
<i>Cambérène</i>	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM
<i>Yoff Tonghor</i>	1,03	5,00	5,00	10,00	41,79	2,04	5,00	2,99	10,00
<i>Ngor'</i>	3,91	5,00	5,00	10,00	3,96	4,43	5,00	2,97	21,78
<i>Ngor</i>	2,34	5,00	5,00	10,00	65,39	3,73	5,00	4,95	21,80
<i>Vivier</i>	1,76	5,00	7,95	10,00	14,91	3,69	5,00	1,00	10,00
<i>Ouakam</i>	5,90	5,00	5,96	10,00	64,53	16,75	5,00	7,94	26,80
<i>UCAD</i>	2,24	5,00	5,00	10,00	20,83	12,77	5,00	3,97	24,79
<i>Ile de la Madeleine</i>	0,35	5,00	6,95	10,00	9,93	0,71	5,00	1,00	10,00
<i>Soumbédioune</i>	1,32	5,00	5,00	13,91	63,58	3,65	5,00	7,95	21,86
<i>Dantec</i>	0,52	5,00	5,00	10,00	77,33	4,17	5,00	5,95	23,79
<i>Anse Bernard 1</i>	13,61	5,00	5,00	37,67	191,34	84,94	5,00	5,95	82,28
<i>Hann1</i>	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM	OM
<i>Hann1'</i>	1,15	5,00	5,00	10,00	146,68	5,02	5,00	3,96	11,89
<i>Hann2</i>	4,58	5,00	5,00	10,00	100,23	23,02	5,00	6,95	27,79
<i>Rufisque 1</i>	1,67	5,00	5,00	10,00	64,50	20,06	5,00	3,97	14,88
<i>Rufisque 2</i>	0,87	5,00	5,00	10,00	16,85	3,35	5,00	7,93	16,85
<i>Bargny 1</i>	0,96	5,00	5,00	10,00	7,93	1,70	5,00	5,95	10,00
<i>Bargny 2</i>	0,61	5,00	5,00	10,00	7,93	1,44	5,00	2,97	10,00
<i>Toubab Dialaw</i>	1,43	5,00	5,00	10,00	21,85	3,48	5,00	3,97	10,00
<i>Saly</i>	1,79	5,00	5,00	10,00	23,85	6,21	5,00	6,96	10,93
<i>Mbour</i>	1,51	5,00	5,00	10,00	31,78	4,69	5,00	3,97	10,00

3.7. Bioessais sur les quatre niveaux trophiques du milieu marin

3.7.1. Bioessais, niveau d'inhibition des échantillons sur la croissance cellulaire de *Phaeodactylum tricornutum*

Le test sur *P. tricornutum* est validé puisqu'il remplit les critères de validation de la norme AFNOR ISO 10253 : 2006(F) : i) la densité cellulaire à la fin du test (*i.e.* après 72 h d'incubation) est 54 fois (≥ 16 fois) plus élevée qu'à la densité avant incubation (*i.e.* à 0 h d'incubation) ; ii) la variation spécifique de la croissance cellulaire dans les triplicatas du témoin négatif est de 0,03 ($\leq 0,07$) et iii) l'augmentation du pH, entre le début et la fin de l'incubation, est inférieure à 1, validant ainsi le test (Tableau 25). La CE₅₀ de K₂Cr₂O₇ a été déterminée sur une large gamme de concentrations du témoin positif (K₂Cr₂O₇). Le pourcentage d'inhibition de la croissance cellulaire (% I_{µi}) de *P. tricornutum* a été représenté sous forme de graphique, permettant ainsi de déterminer la CE₅₀. Le résultat obtenu a montré que la CE₅₀ de K₂Cr₂O₇ est de 17 mg L⁻¹ (Figure 36). L'inhibition de la croissance cellulaire observée est inférieure au seuil de 20 % fixé par His *et al.* (1996) sauf pour le site Hann1' où elle est très élevée, jusqu'à 85,4 % avec une CE₅₀ comprise entre D3 et D5. L'inhibition est quasi nulle à la dilution D1,25 pour les sites de Cambérène (3,2 %), Ouakam (2,7 %), Soumbédioune (0,0 %), Hann2 (4,1 %), Rufisque1 (4,1 %), Rufisque2 (0,0 %), Bargny1 (0,0 %), Bargny2 (0,0 %), Toubab Dialaw (0,0 %), Saly (0,0 %) et Mbour (0,0 %). Il est en baisse pour les sites de Ngor (12,9 % D1,25 à 2,6 % D5), Vivier (13,2 % D1,25 à 1,1 % D8), Ile de la Madeleine (8,3 % D1,25 à 0,6 % D3) et Hann1 (14,9 % D1,25 à 0,0 % D3). Sur le site de Yoff Tonghor, l'inhibition de la croissance cellulaire est constante et proche de 20 % pour toutes les dilutions (Figure 366 et Tableau 26).

Tableau 25 : Critères de validation des normes AFNOR ISO 10253:2006(F) pour *Phaeodactylum tricornerutum* (augmentation de la croissance cellulaire après 72 heures d'incubation = 909722 (≥ 16) ; la variation de la croissance spécifique du témoin négatif = 0,03 ($\leq 0,07$) ; augmentation du pH du témoin négatif = 0,87 (≤ 1) ; ISO 14669 – 2003) pour *Artemia salina* (oxygène dissous du témoin négatif = 8,38 mg L⁻¹ (≥ 4 mg L⁻¹) ; mortalité du témoin négatif = 5 % (≤ 20 %) et CL₅₀ témoin positif (CuSO₄) = 3,60 mg L⁻¹) ; XP T 90-382 -2009 pour *Magallana gigas* (Rendement de fécondation = 95 % (> 90 %) ; Anomalie de développement embryolaire dans le témoin négatif = 10,36 (< 20) et CE₅₀ contrôle positif (CuSO₄) = 11 µg L⁻¹ et OCDE 203 pour *Dicentrarchus labrax* (taux d'O₂ = 8,69 mg L⁻¹ (> 4 mg L⁻¹) et la mortalité du témoin négatif = 12,5 % (< 20 %).

	AFNOR ISO 10253: 2006(F) : <i>Phaeodactylum tricornerutum</i>		ISO 14669 – 2003 : <i>Artemia salina</i>		AFNOR XP T90 382 <i>Magallana gigas</i>	OCDE 203: <i>Dicentrarchus labrax</i>
Temps d'incubation en h	T ₀	72	24	48	33	72
Densité cellulaire (n=3)	16749	909722,75 (>16)	-	-		
µ témoin négatif 1	-	1,36	-	-		
µ témoin négatif 2	-	1,37	-	-		
µ témoin négatif 3	-	1,42	-	-		
µ moyenne témoin négatif	-	1,38	-	-		
Variation de la croissance spécifique témoin négatif	-	0,03 (< 7)	-	-		
Augmentation pH témoin négatif	-	0,87 (< 1)	-	-		
O ₂ témoin négatif	-	-	-	8,38 mg L⁻¹ (> 4 mg L⁻¹)		
Mortalité témoin négatif	-	-	-	5 % (< 20 %)		
LC ₅₀ témoin positif (CuSO ₄)	-	-	-	3,60 mg L⁻¹		
Taux fécondation					95 % (> 90 %)	
NPA témoin négatif					10,36 % (< 20 %)	
CE ₅₀ témoin positif (CuSO ₄)					11 µg L⁻¹	
O ₂ échantillon						8,69 mg L⁻¹ (> 4 mg L⁻¹)
Mortalité témoin négatif						12,5 % (< 20 %)

Fig. I: CE₅₀ de K₂Cr₂O₇ à 72 h

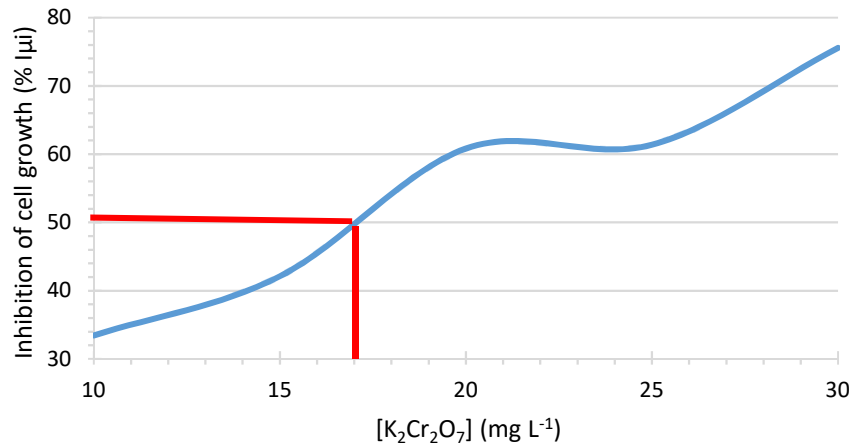


Fig. II: Cambérène

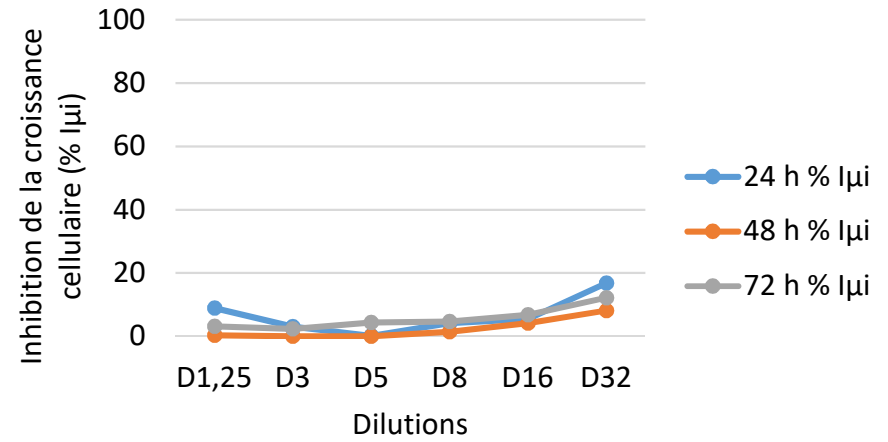


Fig. III: Yoff Tonghor

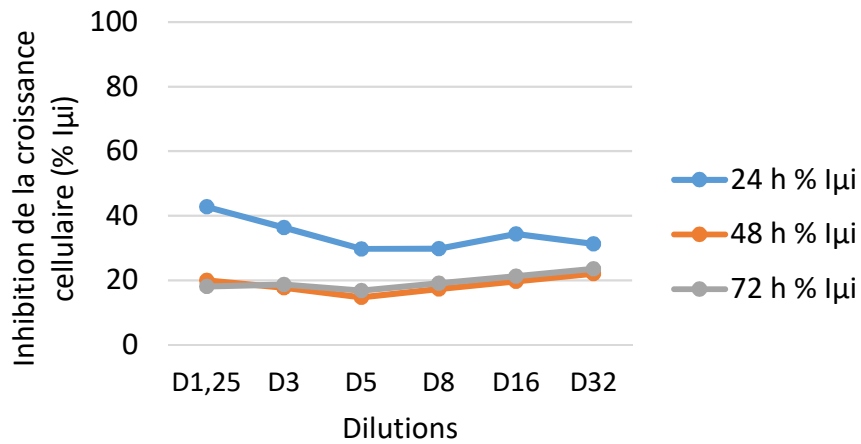


Fig. IV: Ngor'

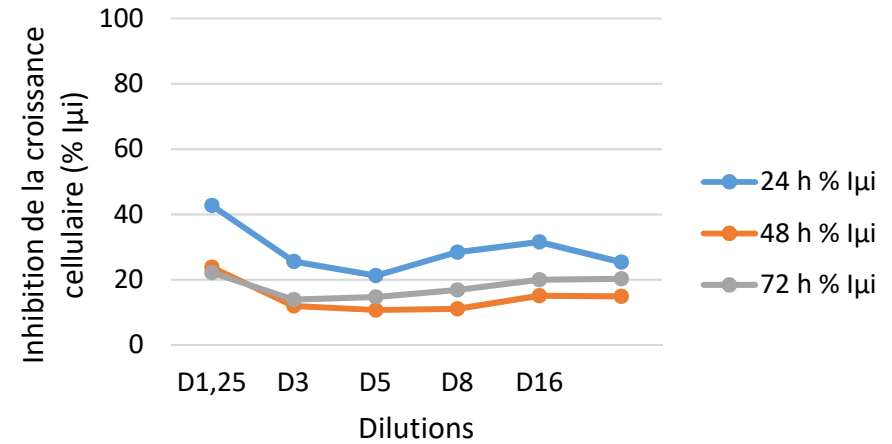


Fig. V: Ngor

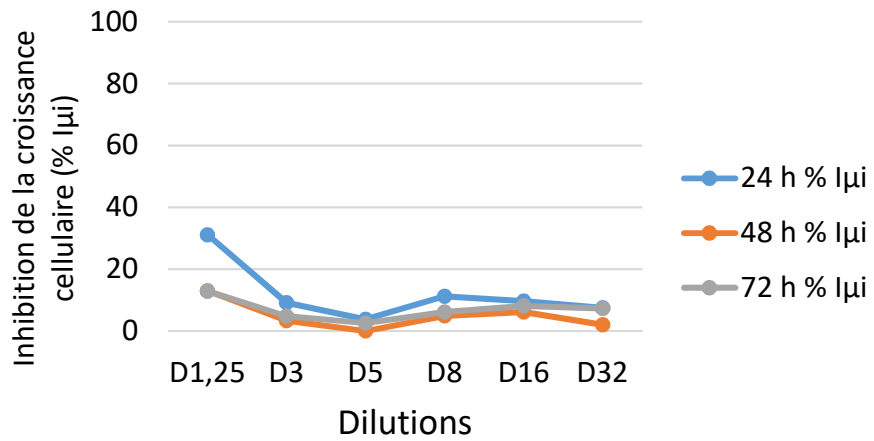


Fig. VI: Vivier

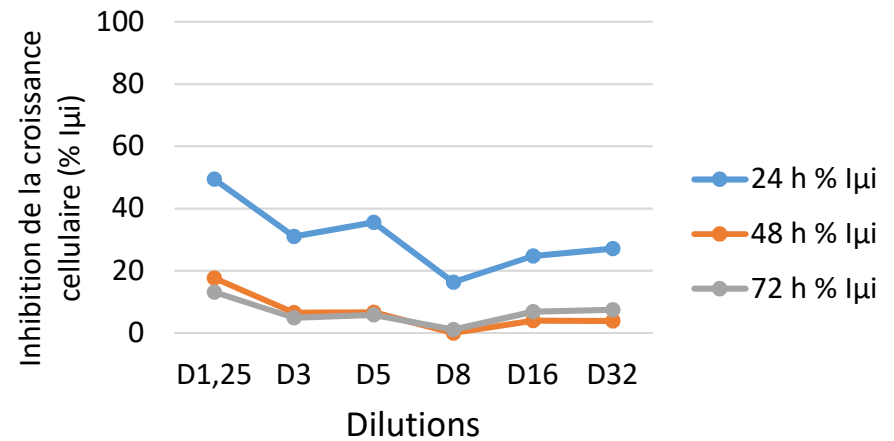


Fig. VII: Ouakam

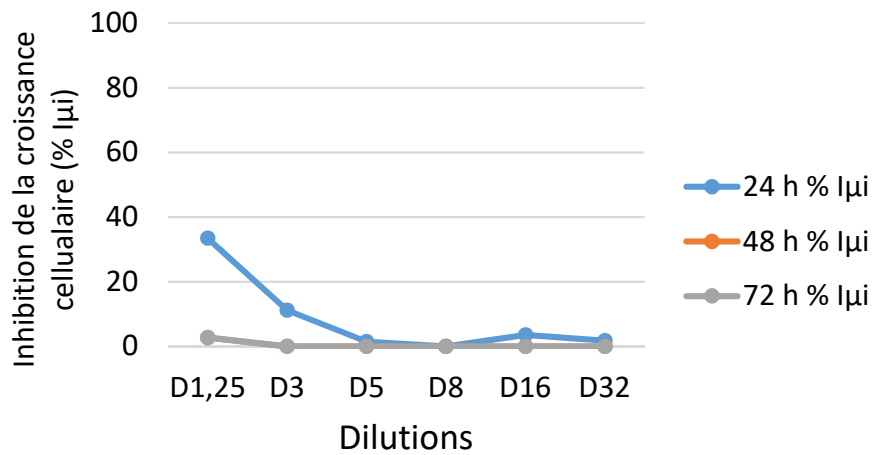


Fig. VIII: UCAD

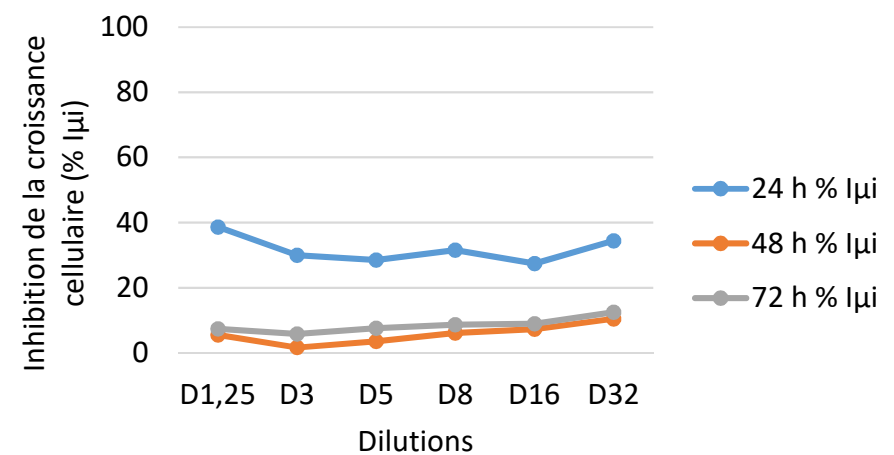


Fig. IX: Ile de la Madeleine

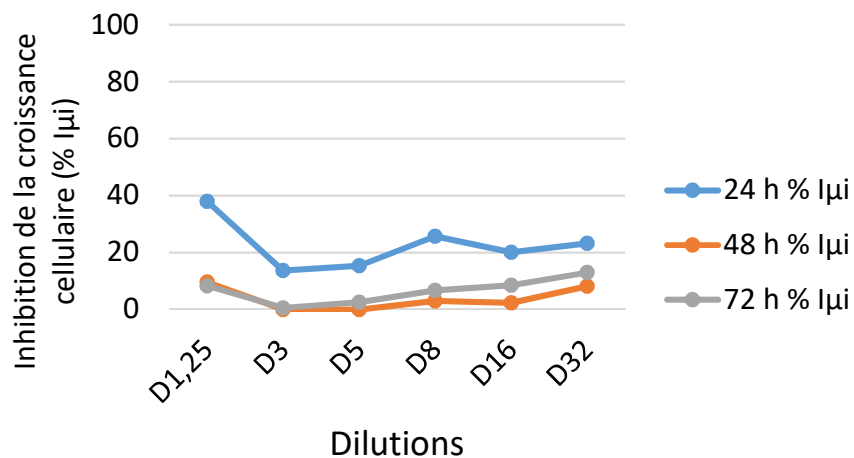


Fig. X: Soumbédioune

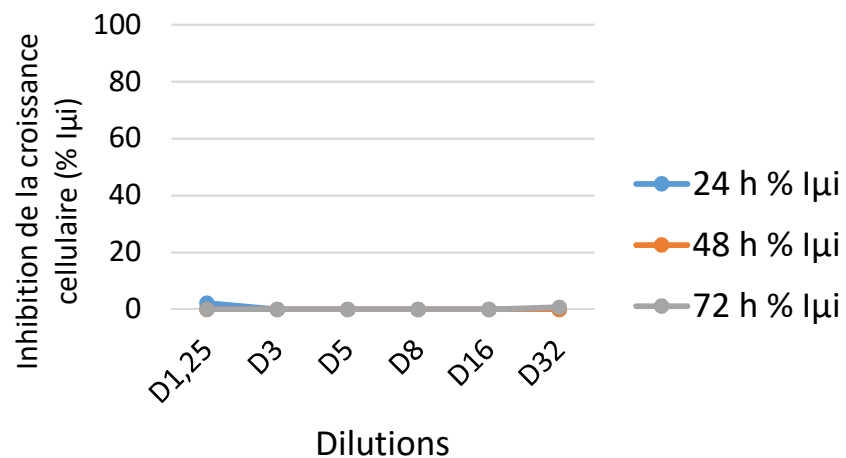


Fig. XI: Dantec

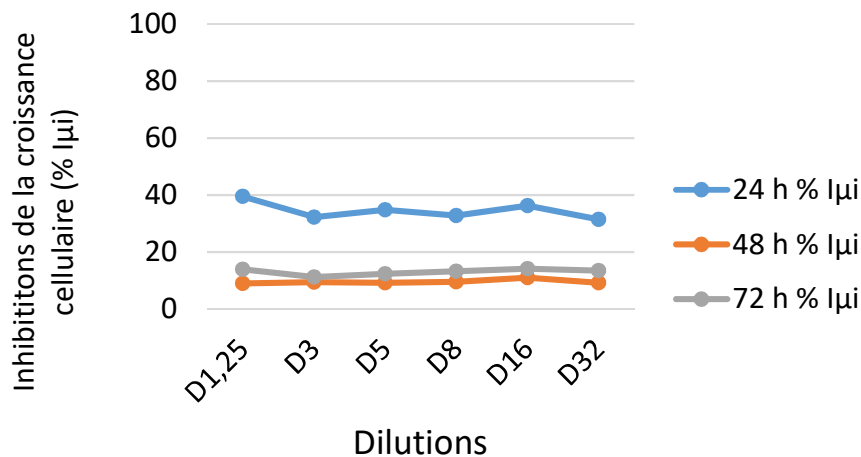


Fig. XII: Anse-Bernard

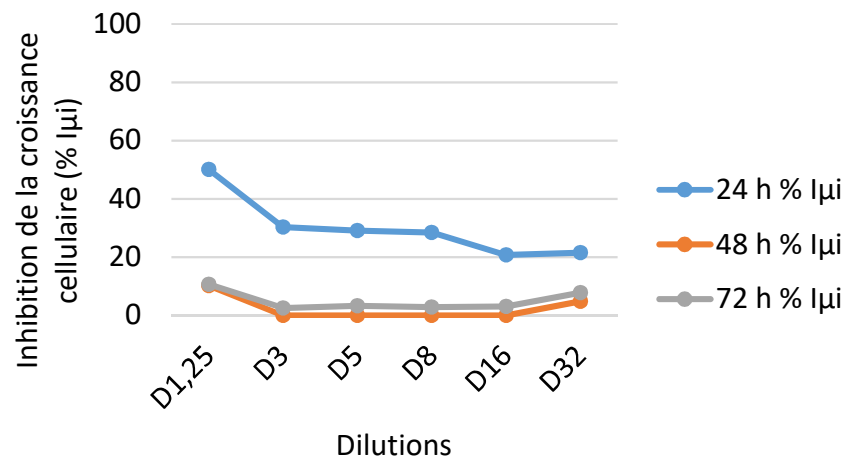


Fig. XIII: Hann1

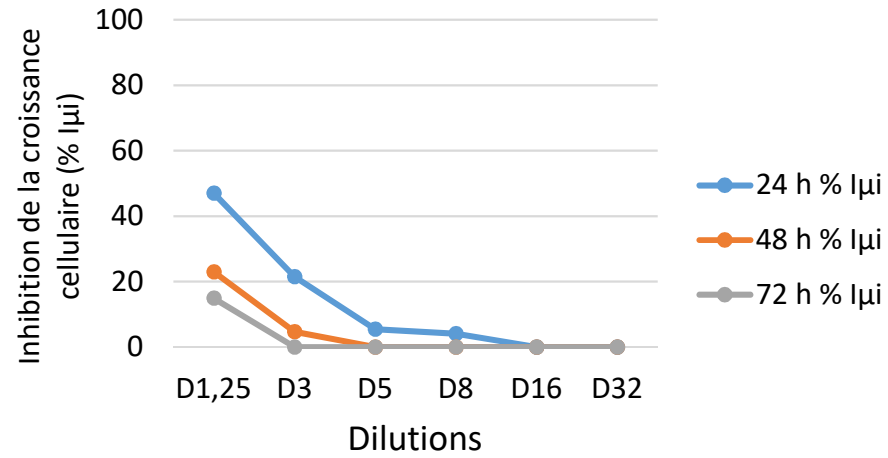


Fig. XIV: Hann1'

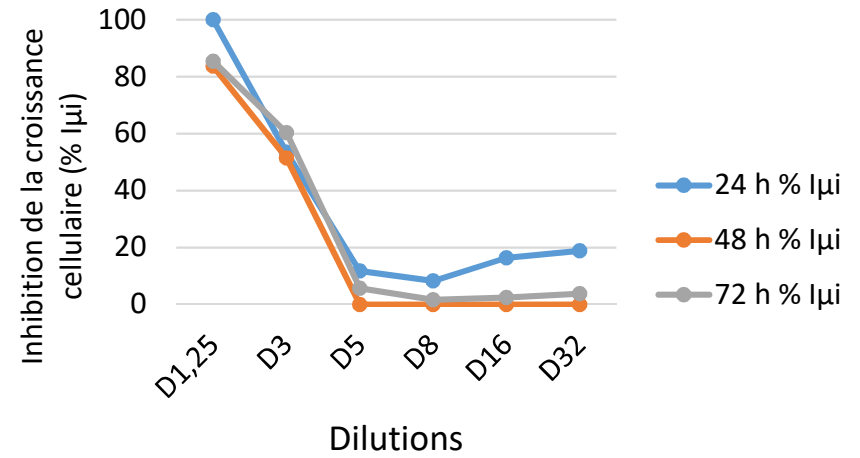


Fig. XV: Hann2

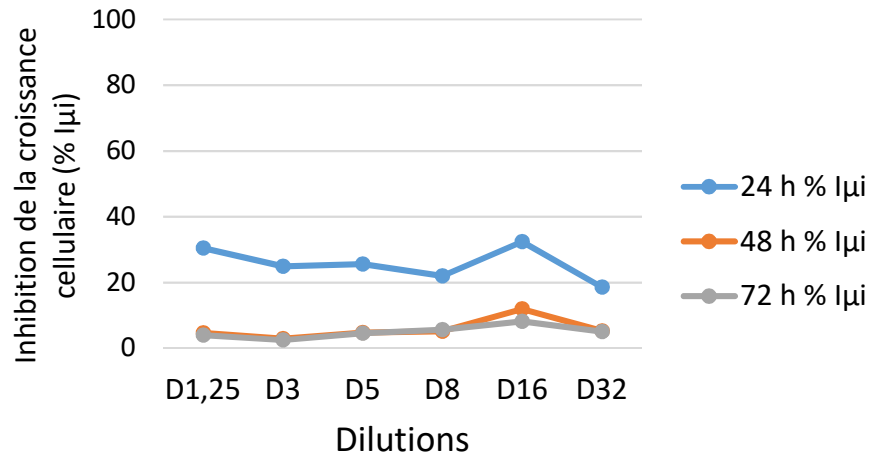


Fig. XVI: Rufisque1

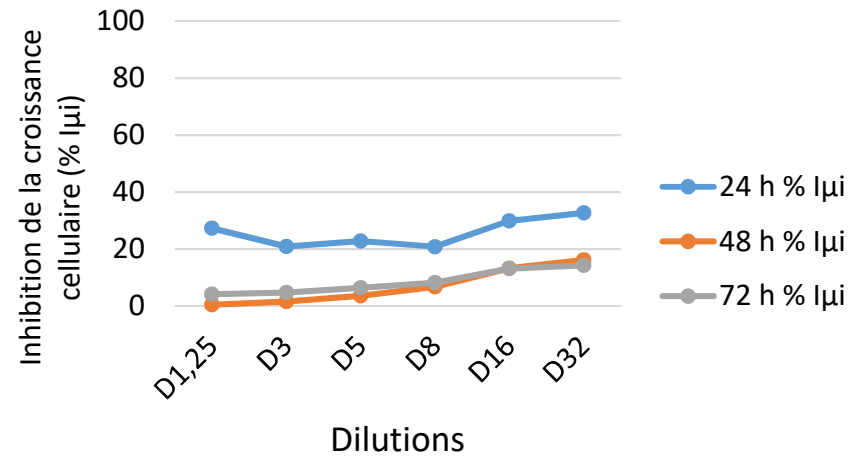


Fig. XVII: Rufisque2

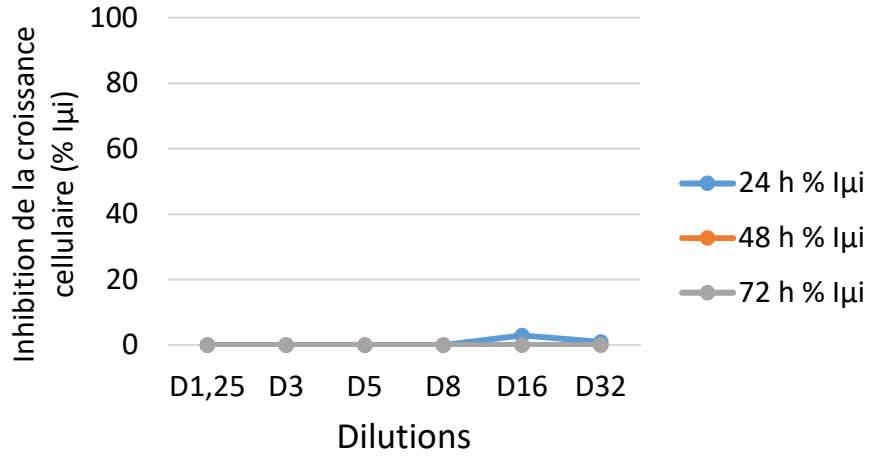


Fig. XVIII: Bargny1

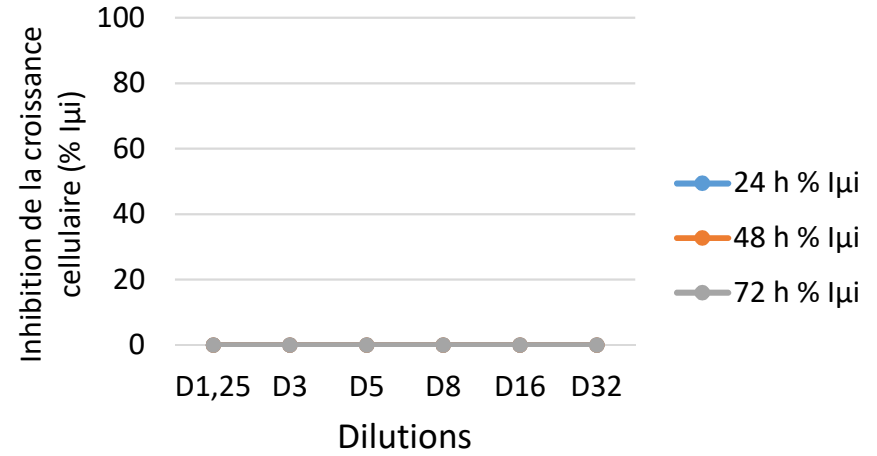


Fig. XIX: Bargny2

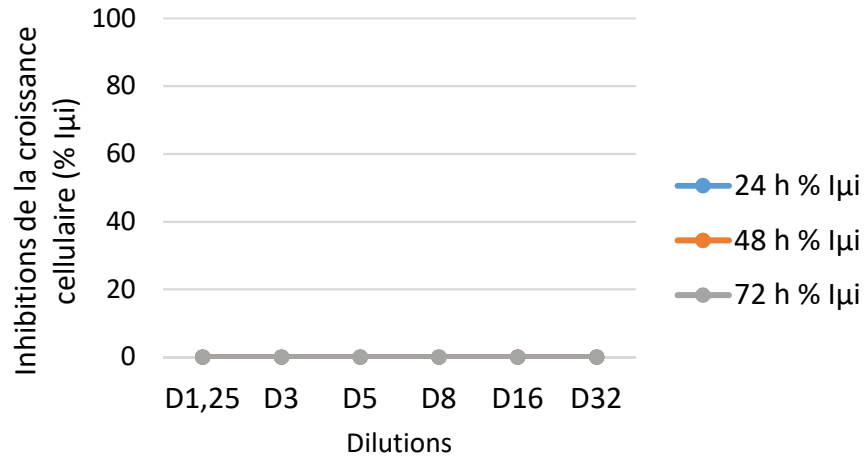
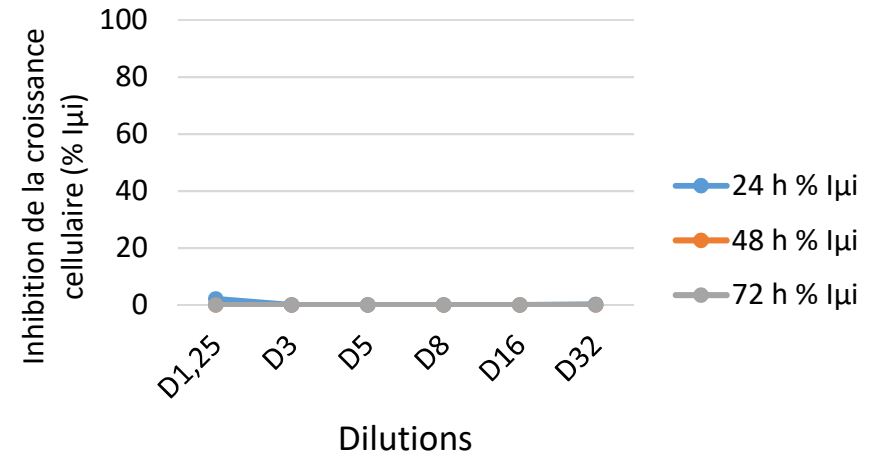


Fig. XX: Toubab-Dialaw



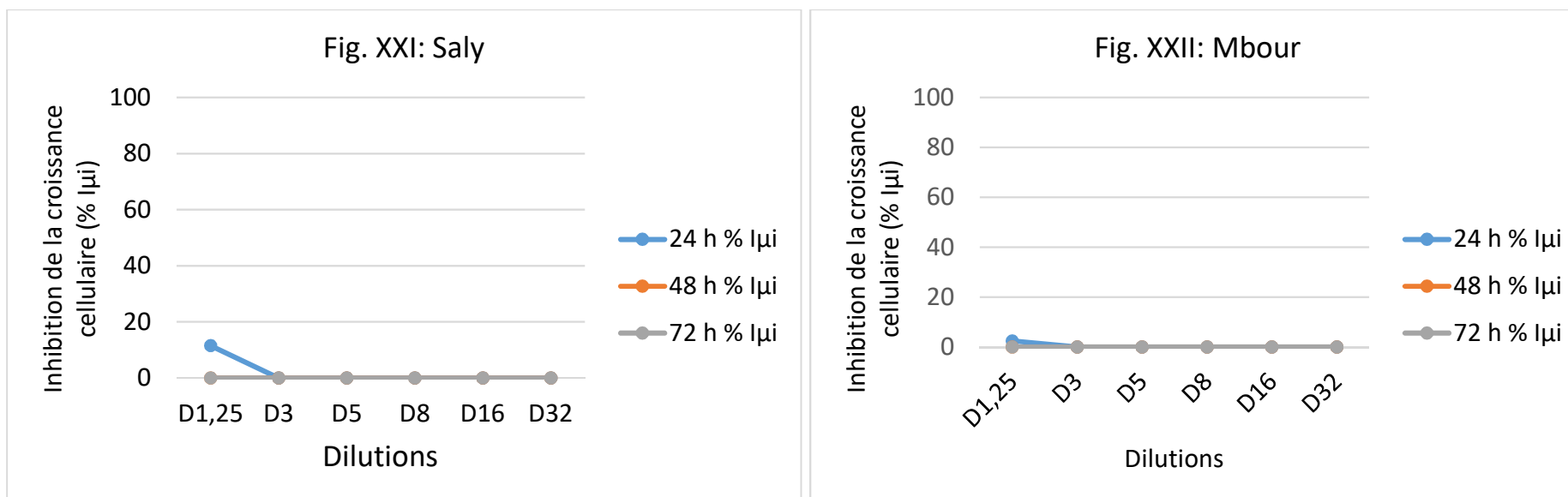


Figure 36 : Fig. I) Détermination de la concentration efficace (CE_{50}) de la substance de référence (témoin positif = $K_2Cr_2O_7$) donnant une inhibition de 50% de la croissance cellulaire de *Phaeodactylum tricornerutum* après 72 h d'incubation ; Fig. II - Fig. XXII) Pourcentages d'inhibition (% Iµi) de la croissance cellulaire de *Phaeodactylum tricornerutum* en fonction des différentes dilutions de l'échantillon, D1.25, D3, D5, D8, D16 et D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor' et Ngor (côte Nord) ; pour les sites de Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soumbédioune et Dantec (côte Ouest) ; pour les sites de Anse Bernard, Hann1, Hann1', et Hann2 (côte Sud : baie de Hann), pour les sites de Rufisque1, Rufisque2, Bargny1 et pour les sites de Toubab Dialaw, Saly et Saly (Petite Côte).

3.7.2. Bioessais, taux de mortalité des larves d'*Artemia salina*

Les résultats obtenus sur le test écotoxicologique portant sur *A. salina* sont conformes aux critères de validation de la norme ISO 14669 - 2003 et AFNOR XP T90 382 : le pourcentage de Mortalité Nette (% MN) du témoin négatif est inférieur à 20 % (His *et al.*, 1996), l'oxygène dissous dans le témoin négatif à la fin du test (c'est-à-dire 48 h d'incubation) est supérieur à 4 mg L⁻¹ et le % MN sur le témoin positif (CuSO₄) est égal à 3,60 mg L⁻¹ (Tableau 25). La CL₅₀ de CuSO₄ a été déterminée avec une large gamme de concentrations. Le pourcentage de mortalité de *A. salina* a été représenté sous forme de graphique, permettant ainsi de déterminer la CL₅₀. Les résultats obtenus montrent que la CL₅₀ CuSO₄ est égale à 3,6 mg L⁻¹ (Figure 377). Les résultats obtenus montrent que les taux de mortalité larvaire sont très faibles (UCAD = 9,7 % à D0 et 0,0 % à D1,25 ; Hann1' = 11,4 % à D0 et 0,0 % à D2 ; Bargny1 = 8,3 % à D0 et 0,0 % à D3 et Saly = 9,0 % à D0 et 0,0 à D3), voire nuls (Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor', Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Anse Barnard, Hann1, Hann2, Rufisque1, Rufisque2, Bargny2, Toubab Dialaw et Mbour) même avec la plus forte concentration de polluants dans l'extrait. La CL₅₀ n'a jamais été atteinte. Les taux de mortalité aberrants et certaines incohérences observées sur la gamme de dilutions d'un échantillon s'expliquent principalement par la mortalité naturelle des larves, des erreurs de manipulation et d'autres paramètres environnementaux de la salle de manipulation (Figure 377, Tableau 27).

Fig. I: CL₅₀ de CuSO₄ à 48 h

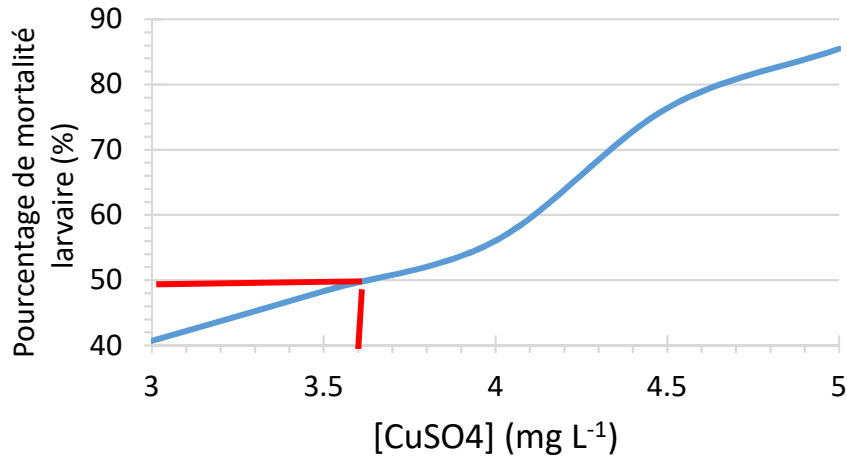


Fig. II: Cambérène

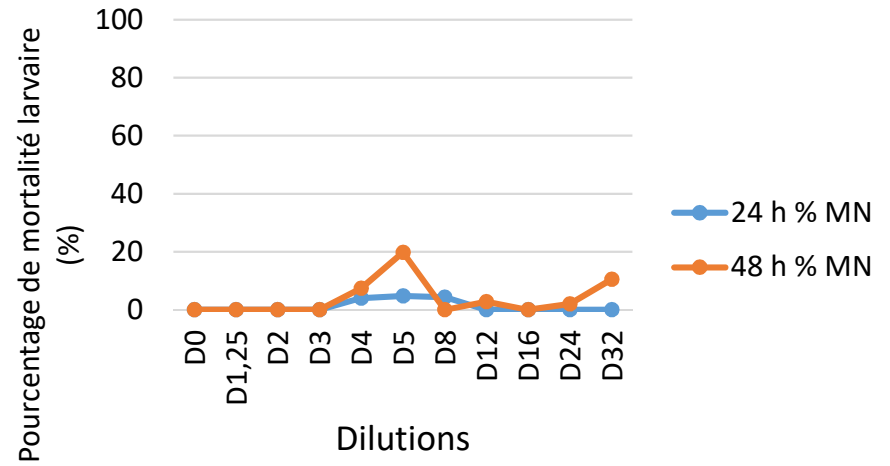


Fig. III: Yoff tonghor

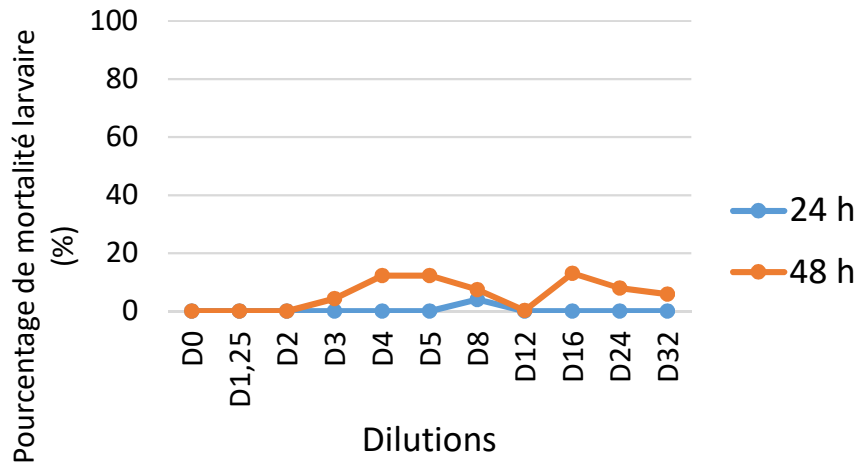
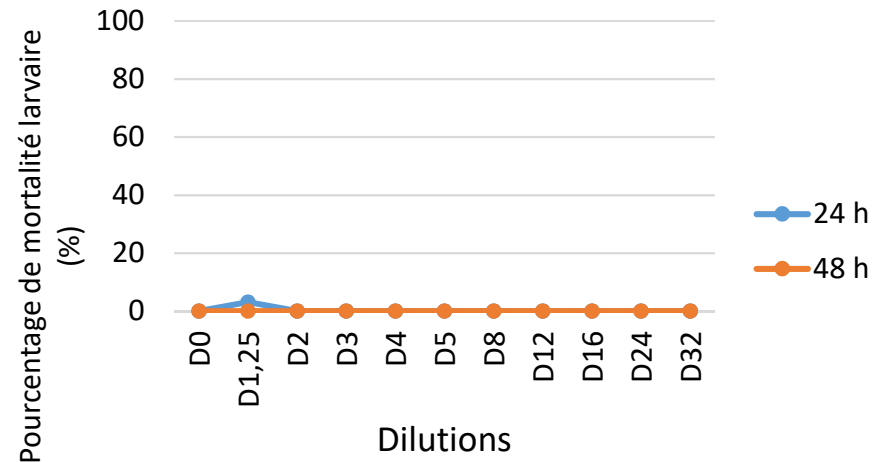
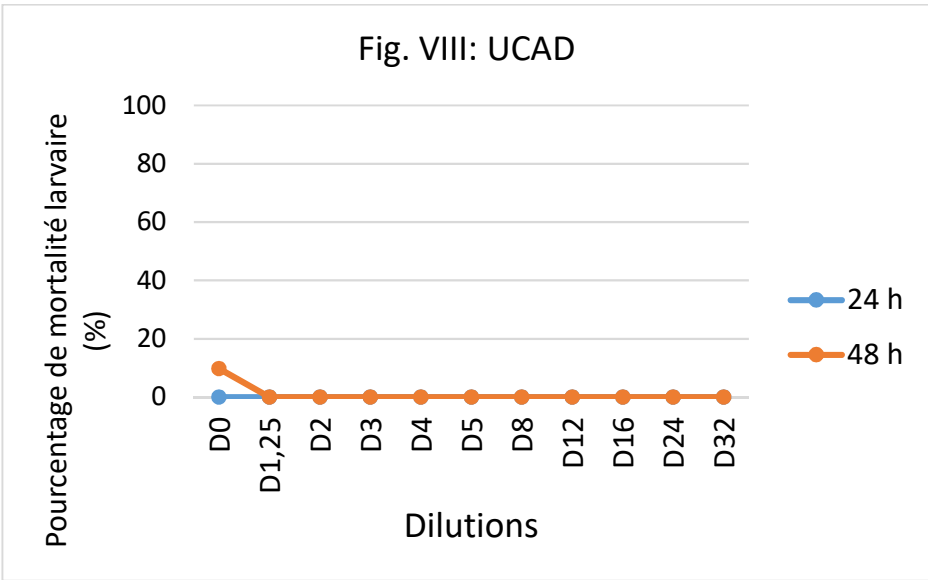
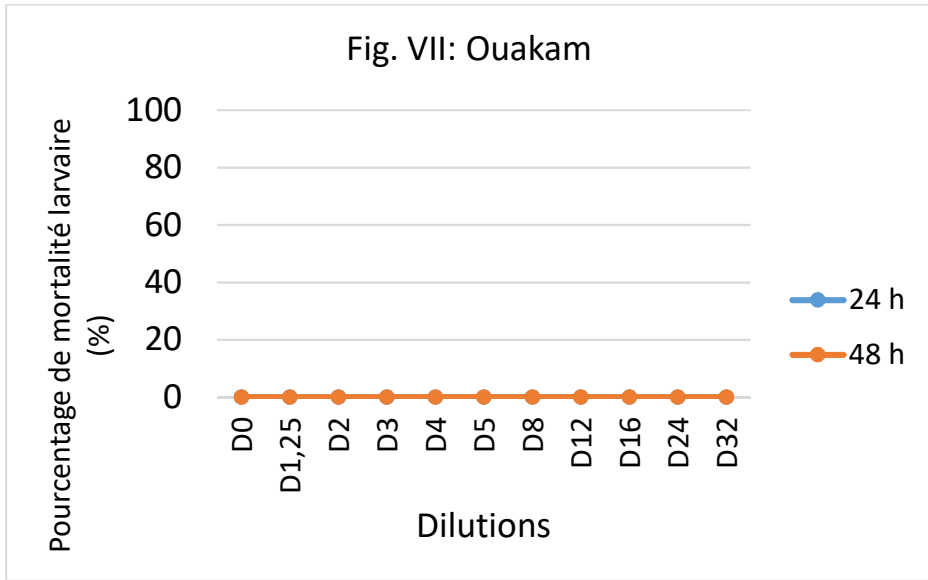
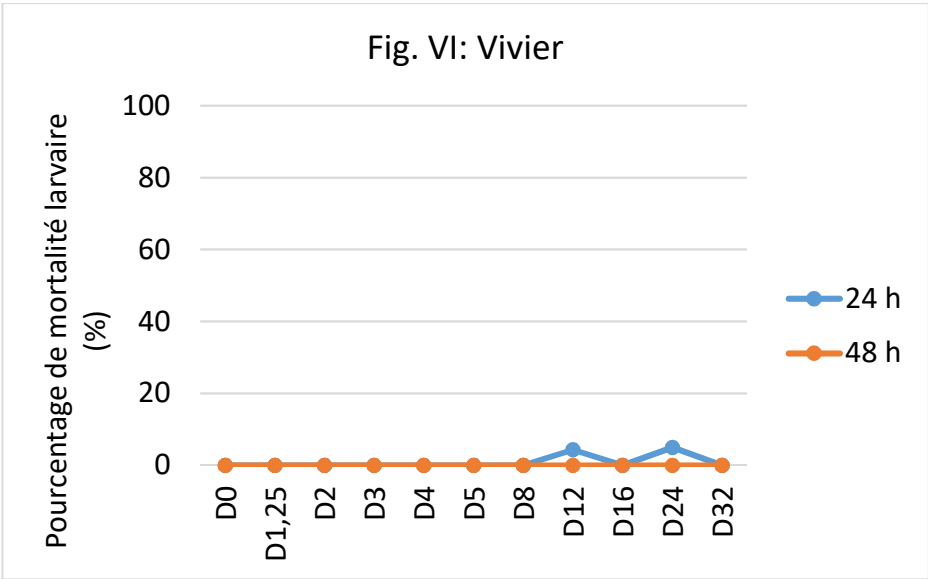
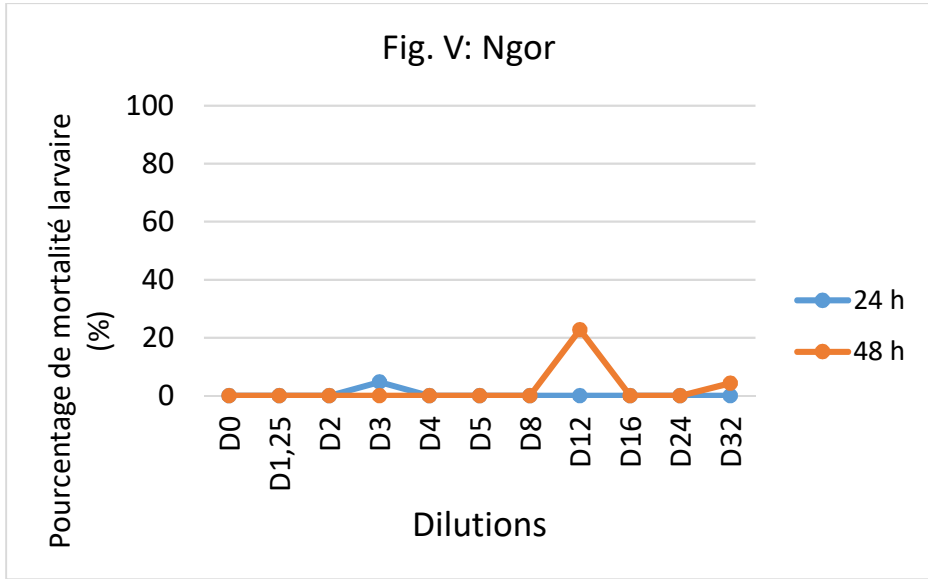
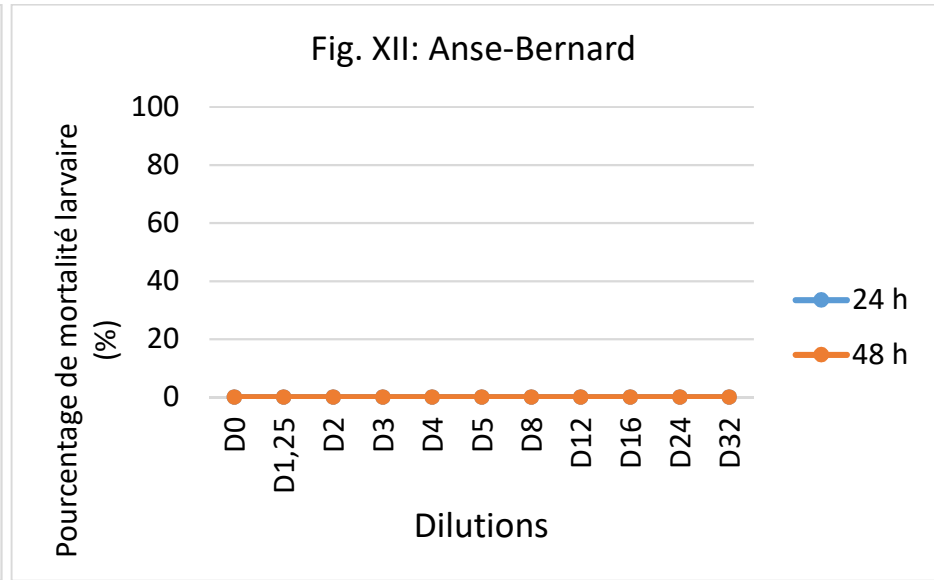
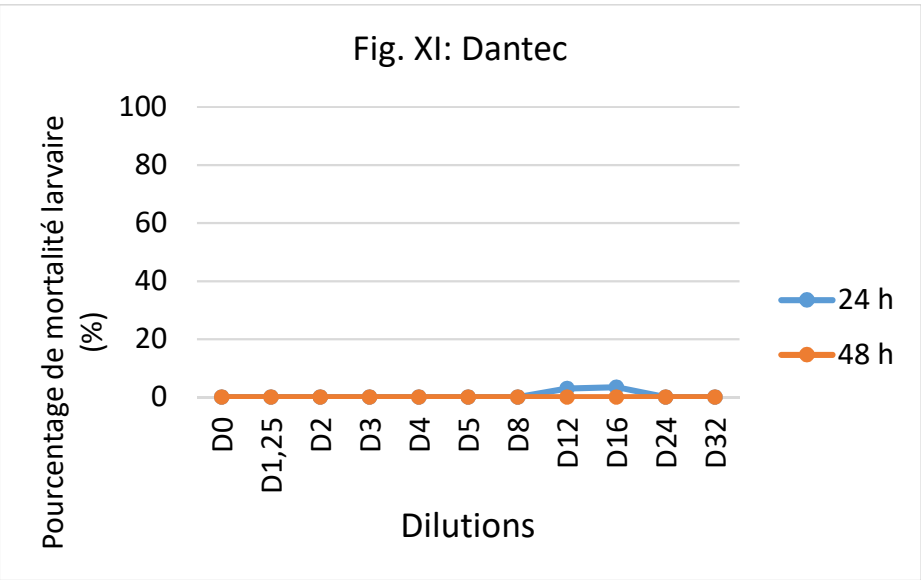
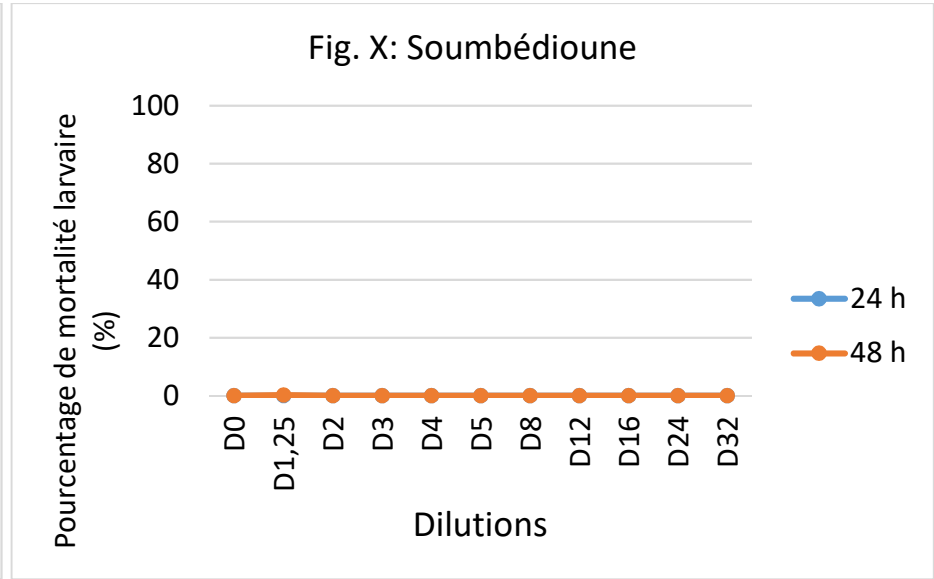
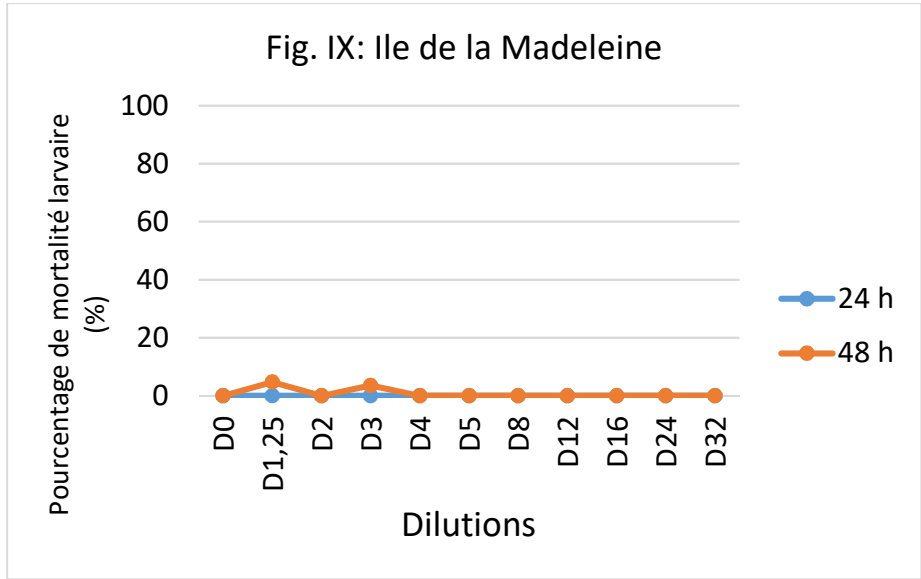


Fig. IV: Ngor'







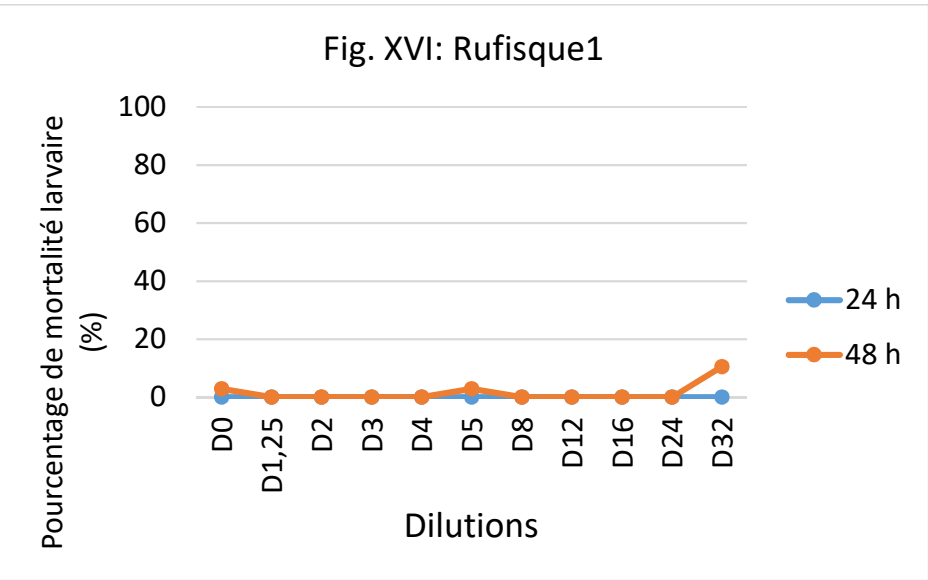
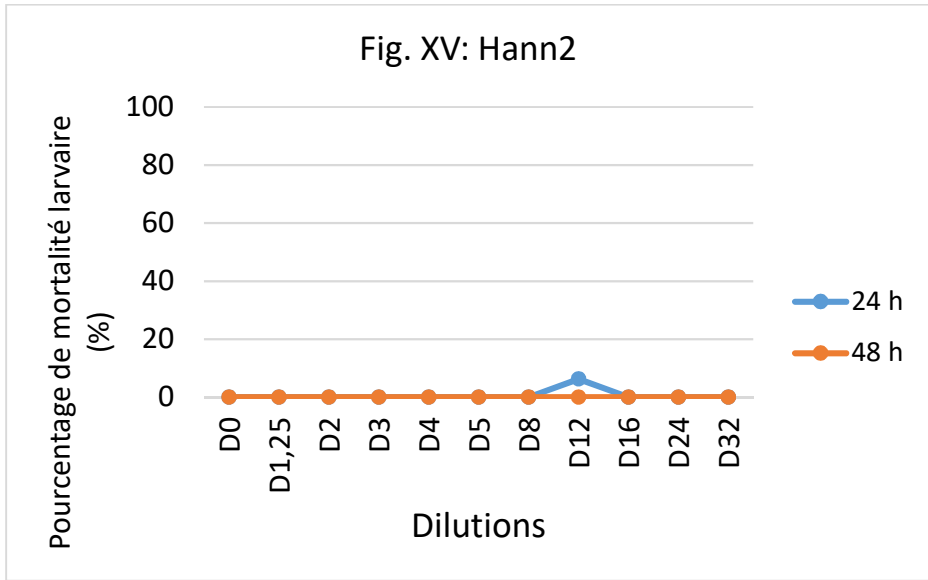
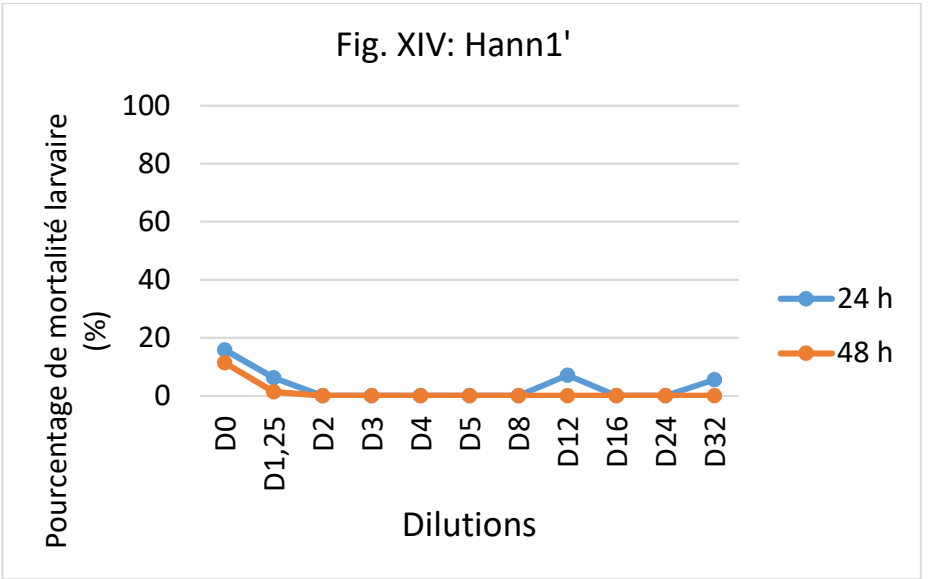
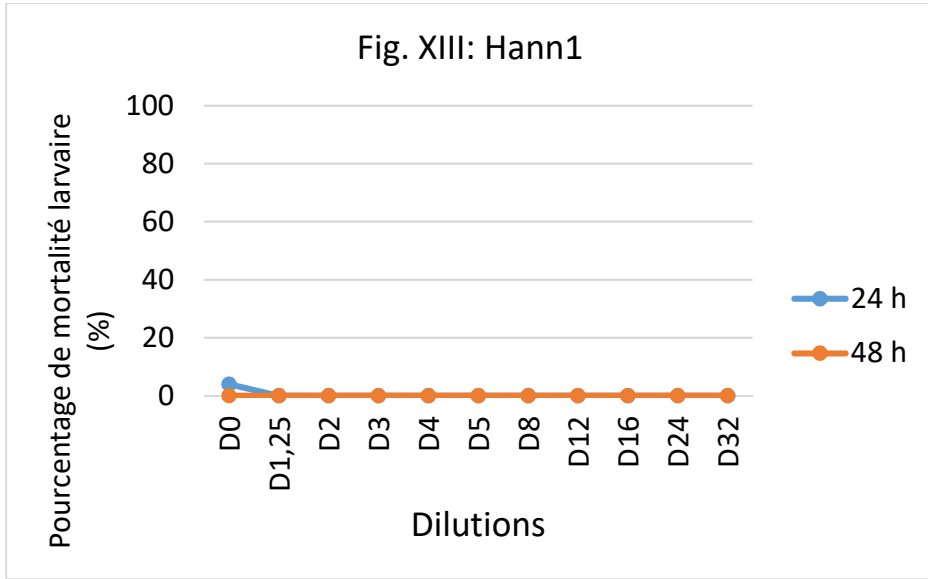


Fig. XVII: Rufisque2

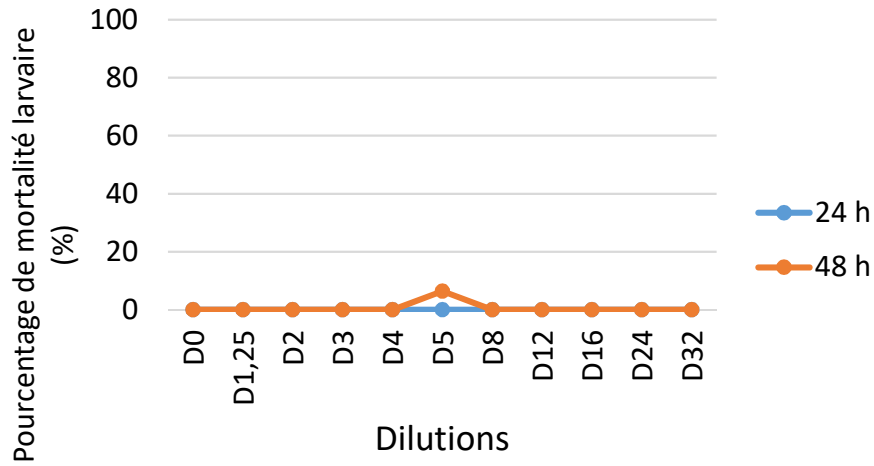


Fig. XVIII: Bargny1

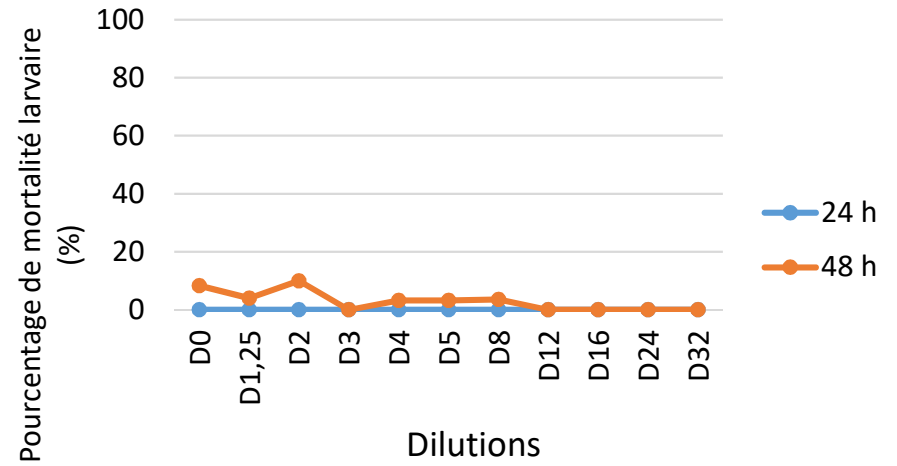


Fig. XIX: Bargny2

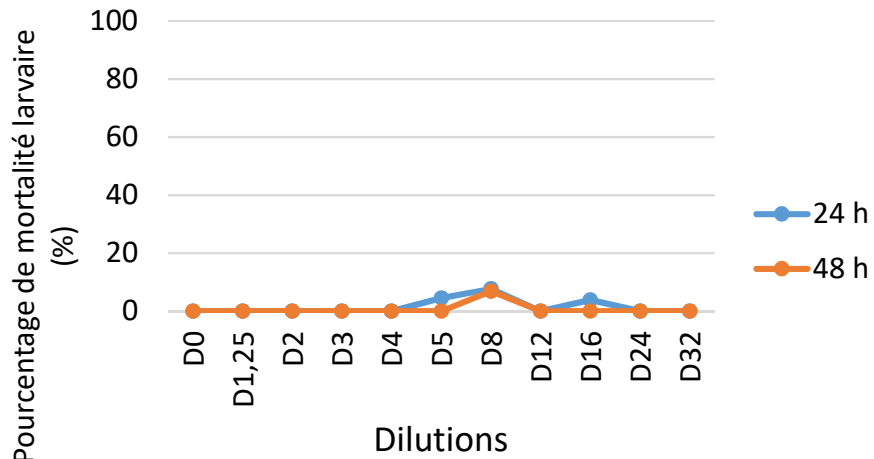
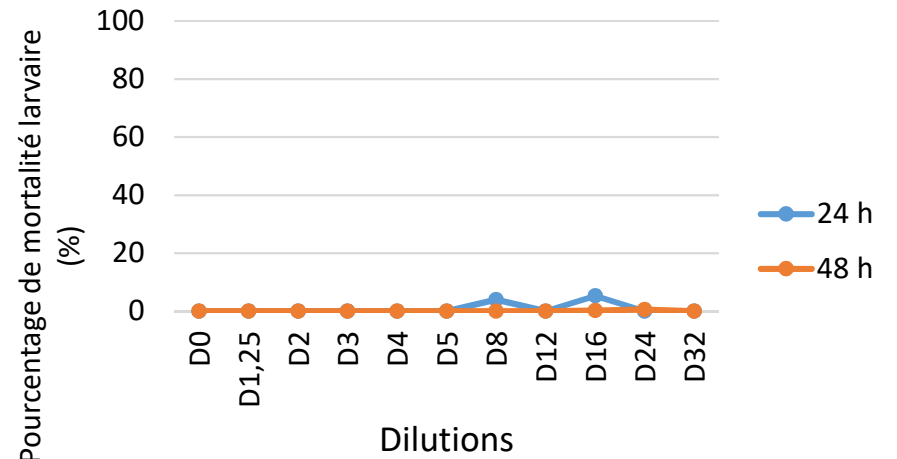


Fig. XX: Toubab-Dialaw



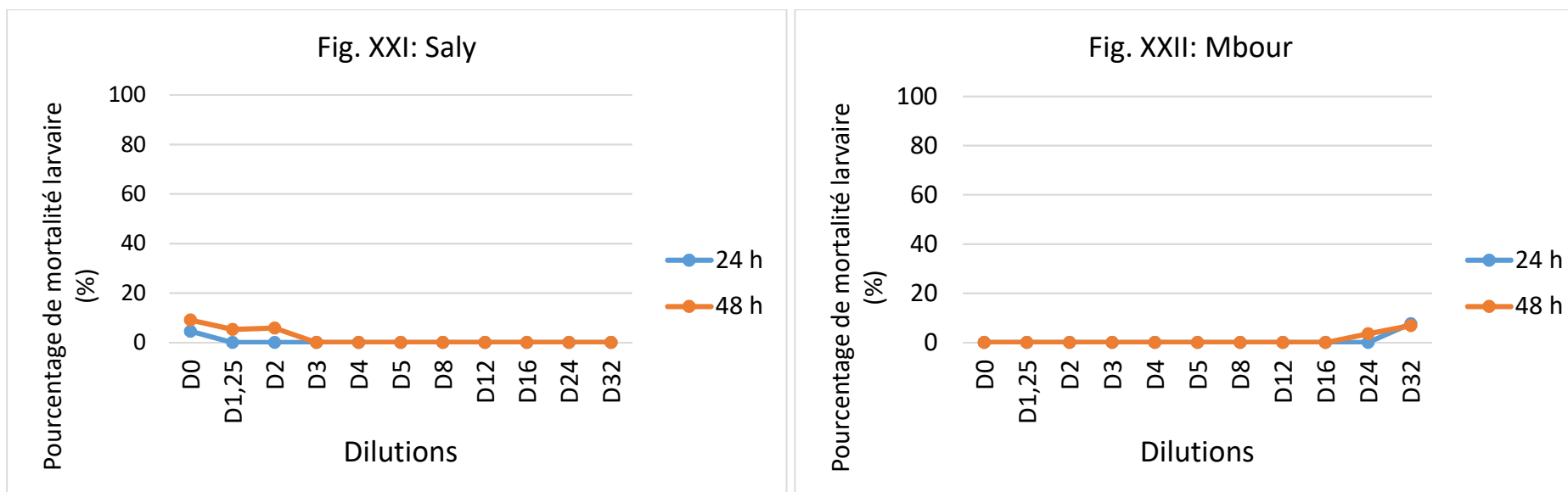


Figure 37 : Fig. I) Détermination de la concentration létale (CL_{50}) de la substance de référence (témoin positif = $CuSO_4$) donnant une mortalité de 50% des larves d'*A. salina* après 48 h d'incubation. Fig. II – Fig. XXII) Pourcentages net de mortalité des larves d'*A. salina* en fonction des différentes dilutions : D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 ; D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor' et Ngor (côte Nord), pour les sites de Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, et Dantec (côte Ouest), pour les sites de Anse Bernard, Hann1, Hann1', et Hann2 (côte Sud : Baie de Hann), pour les sites de Rufisque1, Rufisque2, Bargny1 et Bargny2 et pour les sites Toubab Dialaw, Saly et Mbour (Petite Côte). Pour tous : 48 heures d'incubation et contrôle négatif fixé à 5%.

Tableau 27 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur *Artemia salina*, obtenus avec différentes dilutions (D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32) de chaque échantillon. % M = Pourcentage de mortalité larvaire de *Artemia salina*.

	Cambrère	Yoff Tonghor	Ngor'	Ngor	Vivier	Ouakam	UCAD	Ile de la Madeleine	Soumbédioune	Dantec	Anse_Bernard	Hann1	Hann1'	Hann2	Rufisque1	Rufisque2	Bargny1	Bargny2	Toubab Dialaw	Saly	Mbour
	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M	% M
Dilutions	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h
D0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	15,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,55	0,00
D1.25	0,00	0,00	3,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D3	0,00	0,00	0,00	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D4	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D5	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,55	0,00	0,00	0,00
D8	4,35	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,69	4,00	0,00	0,00
D12	0,00	0,00	0,00	0,00	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	3,03	0,00	0,00	7,14	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,85	5,26	0,00	0,00
D24	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,69
Dilutions	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h
D0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,36	0,00	2,83	0,00	8,33	0,00	0,00	9,09	0,00
D1.25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,76	0,28	0,00	0,00	0,00	1,32	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	5,26	0,00
D2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	5,82	0,00
D3	0,00	4,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D4	7,37	12,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00
D5	19,80	12,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,83	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00
D8	0,00	7,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,57	6,88	0,00	0,00	0,00
D12	2,83	0,28	0,00	22,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D16	0,00	13,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00
D24	2,00	7,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00	3,51
D32	10,53	5,82	0,00	4,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,88

3.7.3. Bioessais, Pourcentage Net d'Anomalies de développement embryolaire (PNA) de *Magallana gigas*

Le test réalisé en fonction de la norme AFNOR XP T90 382 est conforme aux critères de validation (Tableau 25) : le rendement de fertilisation des gamètes est égal à 95 % (> 90 %), le pourcentage d'anomalies embryolaire dans le témoin négatif est de 10,36 % (< 20 %) et la CE₅₀ de CuSO₄, déterminée à l'aide d'un graphique, est égale à 11 µg L⁻¹ (entre 6 et 16 µg L⁻¹) (Figure 388). Les résultats du test sur *M. gigas* révèlent que les sites de Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Soumbédioune, Dantec, Hann1, Hann1', Hann2 et Rufisque2 présentent une très forte toxicité dépassant la CE₅₀ et allant jusqu'à 100 PNA avec un maximum à Hann1 et Hann1' à la dilution D1.25. La toxicité moyenne, entre 20 et 50 PNA, est observée sur les sites de Cambéréne, Ouakam, UCAD, Anse Bernard, Rufisque1, Bargny1, Bargny2 et Mbour. Dans les sites de Ngor', Ile de la Madeleine, Toubab Dialaw et Saly, la toxicité obtenue est inférieure à 20 PNA. Par rapport aux CE₅₀, les sites de Hann1 et Hann1' sont plus toxiques (CE₅₀ entre D5 et D8), suivis par les sites de Ngor (CE₅₀ entre D4 et D5), Yoff Tonghor, Vivier, Soumbédioune (CE₅₀ entre D1,25 et D2) et Dantec (CE₅₀ entre D0 et D1,25) (Figure 39).

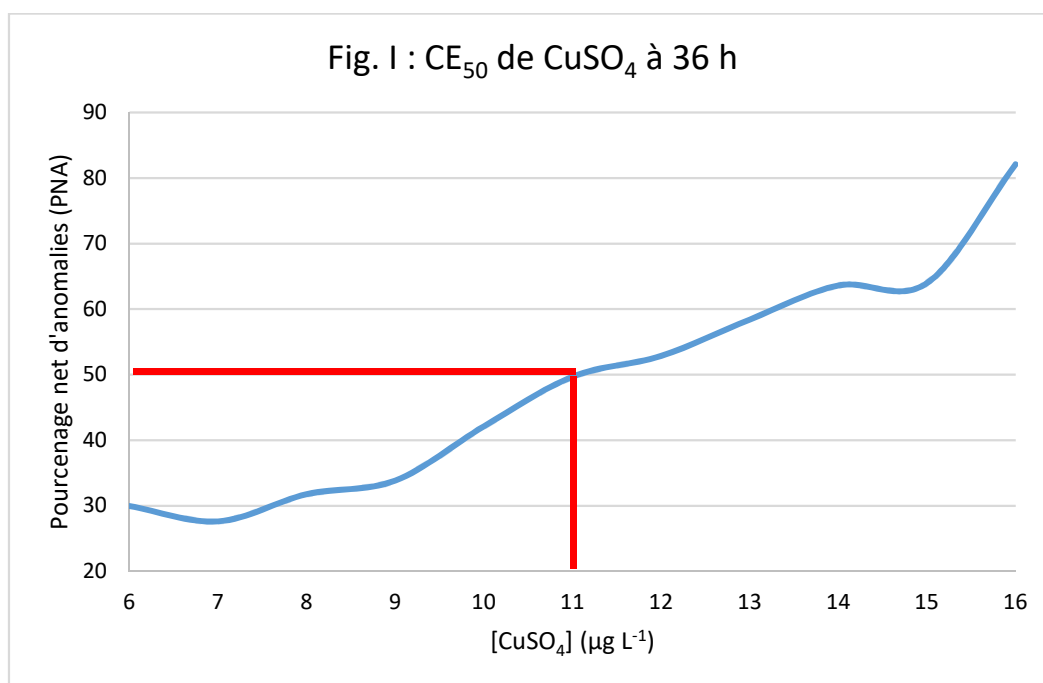


Figure 38 : Détermination de la concentration Efficace (CE₅₀) de la substance de référence (témoin positif = CuSO₄) donnant 50 de PNA du développement embryolaire de *Magallana gigas* après 24 h d'incubation.

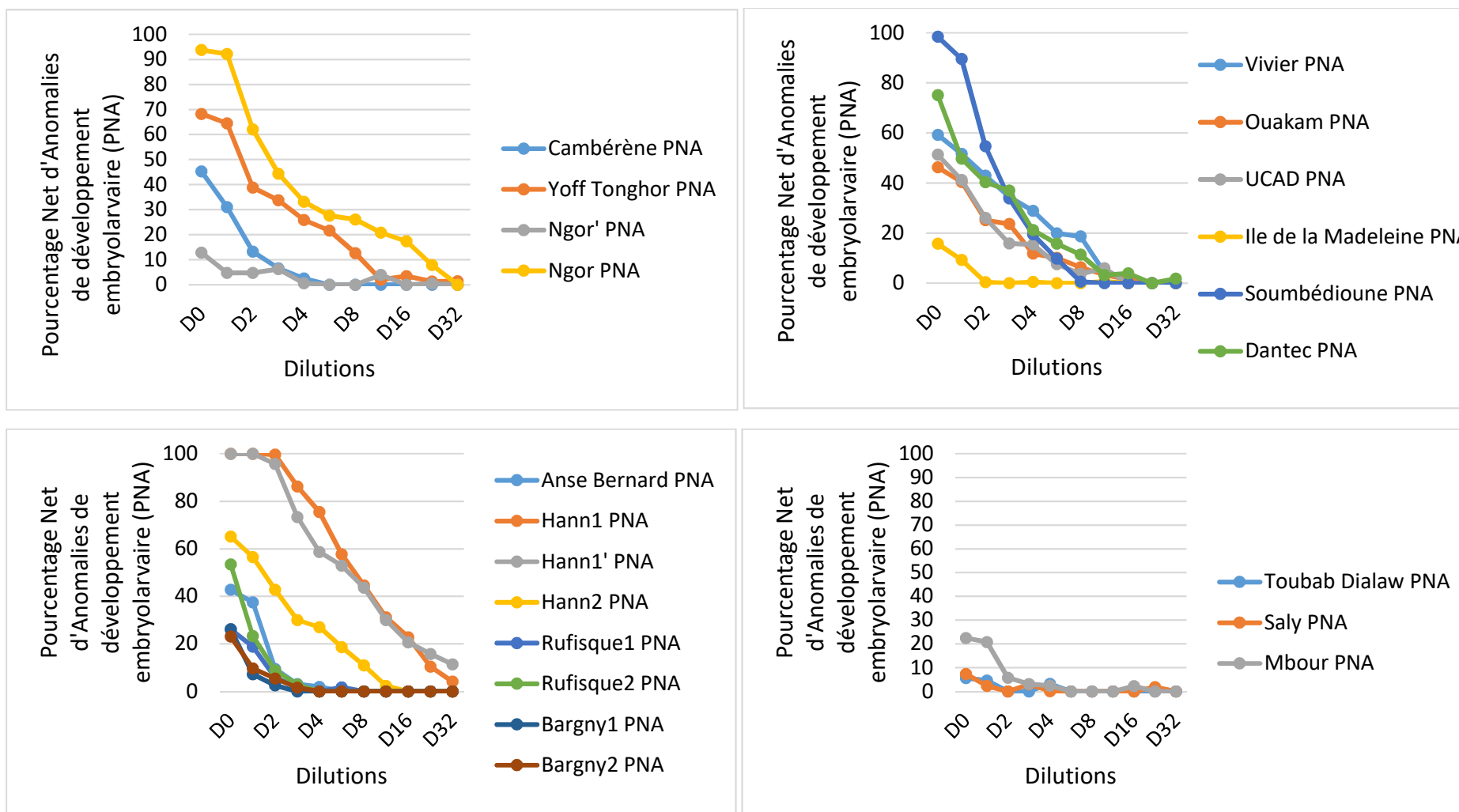


Figure 39 : PNA des larves de *M. gigas* en fonction des différentes dilutions : D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et ; D32, pour les sites de Cambérène, Yoff Tonghor, Ngor 'et Ngor (côte Nord), pour les sites de Vivier, Ouakam, UCAD, Ile de la Madeleine, Soubédioune, et Dantec (côte Ouest), pour les sites de Anse Bernard, Hann1, Hann1', et Hann2 (côte Sud : Baie de Hann), pour les sites de Rufisque1 et 2, Rufisque2, Bargny1 et Bargny2 et pour les sites Toubab Dialaw, Saly et Mbour (Petite Côte).

Tableau 28 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur *M. gigas* obtenus avec différentes dilutions (D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32) de chaque échantillon. PNA = Pourcentage Net d'Anomalie de développement embryolaire de *M. gigas*.

Sites	Cambéréne	Yoff Tonghor	Ngor'	Ngor	Vivier	Ouakam	UCAD	Ile de la Madeleine	Soumbédioune	Dantec	Anse Bernard	Hann1	Hann1'	Hann2	Rufisque1	Rufisque2	Bargny1	Bargny2	Toubab Dialaw	Saly	Mbour
Dilutions	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA	PNA
D0	45,27	68,28	12,81	93,76	59,22	46,25	51,28	15,73	98,40	75,10	42,79	100,00	100,00	65,16	26,11	53,46	26,23	23,09	5,69	7,39	22,50
D1,25	31,02	64,47	4,77	92,23	51,66	40,43	41,23	9,31	89,51	49,70	37,44	100,00	100,00	56,52	18,83	23,28	7,21	9,66	4,63	2,34	20,76
D2	13,27	38,80	4,73	62,02	42,93	25,15	26,09	0,43	54,66	40,34	9,47	99,68	95,68	42,79	5,91	8,85	2,56	5,47	0,00	0,00	5,80
D3	6,58	33,74	6,33	44,38	34,46	23,67	15,82	0,00	33,85	36,99	3,13	86,24	73,34	30,05	1,71	2,92	0,00	1,57	0,00	2,98	3,10
D4	2,58	25,86	0,62	33,20	28,92	11,86	15,41	0,46	19,45	21,17	1,91	75,52	58,71	27,02	0,00	0,00	0,00	0,00	3,18	0,13	2,48
D5	0,00	21,60	0,00	27,60	19,87	10,13	7,55	0,00	9,79	15,73	0,00	57,73	52,88	18,65	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D8	0,00	12,65	0,00	26,05	18,71	6,36	3,70	0,00	0,56	11,36	0,00	44,58	43,71	10,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D12	0,00	2,03	3,95	20,85	4,29	3,28	5,90	0,72	0,00	3,22	0,00	31,17	30,01	2,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D16	0,00	3,43	0,00	17,44	1,20	1,47	0,00	0,00	0,00	3,94	0,00	22,85	20,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30
D24	0,00	1,38	0,55	7,92	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	10,48	15,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,79	0,00
D32	0,00	1,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,78	0,00	4,14	11,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

3.7.4. Bioessais, pourcentage de mortalité des larves de *Dicentrarchus labrax*

Les critères, permettant de valider le test sur le *D. labrax*, sont conformes jusqu'à 72 h d'incubation à la recommandation de la ligne directrice de l'OCDE-203 1992) sur le : pourcentage de mortalité larvaire dans le témoin négatif est égal à 12,5 % ($< 10\%$) et la concentration de O₂ dans le témoin négatif est égal à 8,69 mg L⁻¹ ($> 4\text{ mg L}^{-1}$) (Tableau 29). Au-delà de 72 h, le % mortalité larvaire dépasse 20 % (His *et al.*, 1996) et le test devient invalide.

Les résultats révèlent que le % de mortalité larvaire de *D. labrax* est faible ($< 20\%$) pour 50 % des sites (Cambérène = 3,76 %, Yoff Tonghor = 0,00 %, Vivier = 2,04 %, Ile de la Madeleine = 12,09 % et Dantec = 0,00 %). La mortalité moyenne, variant entre 20 et 50 % est notée dans les sites de Ngor = 42,86 % et Ouakam = 25,71 %. La mortalité très élevée est obtenue à Soumbédioune = 89,12 % (CL₅₀ entre D1,25 et D2), Hann1 = 71,43 % (CL₅₀ entre D1,25 et D2) et Hann1' = 86,29 % (CL₅₀ entre D4 et D5) (Figure 40).

Fig. I: CL₅₀ de CuSO₄ à 72 h

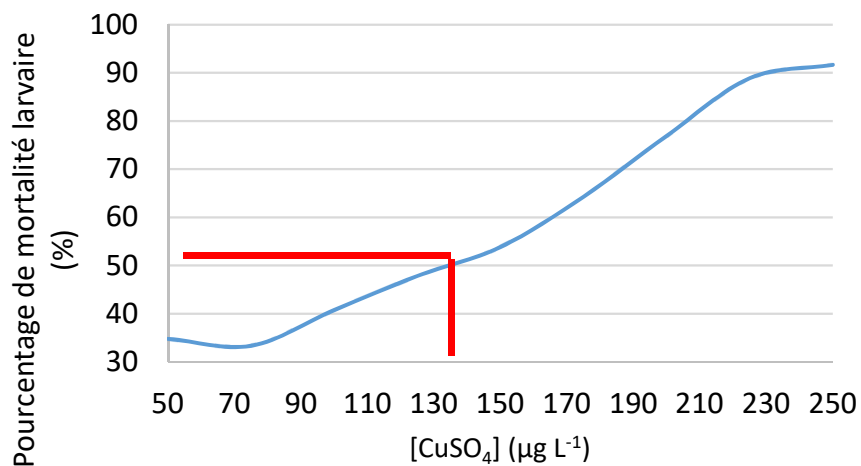


Fig. II: Cambérène



Fig. III: Yoff Tonghor

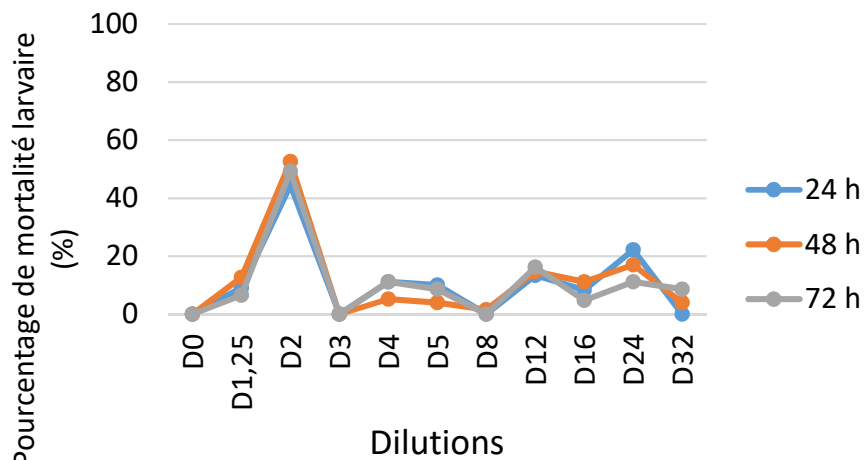
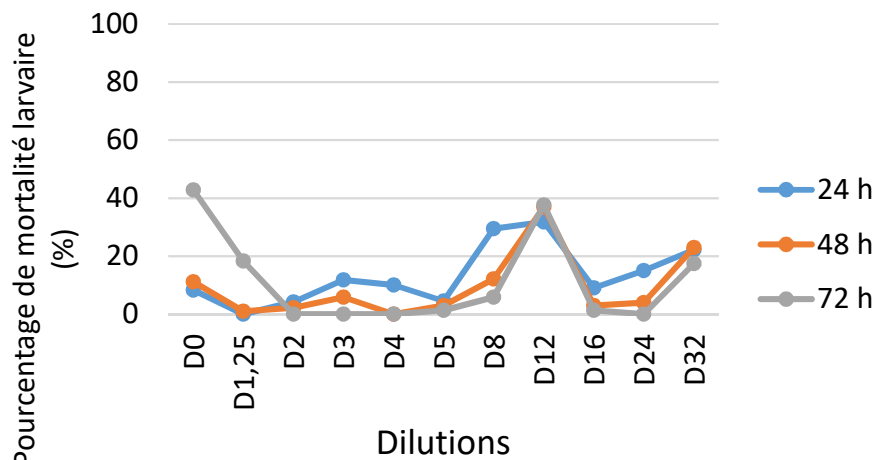
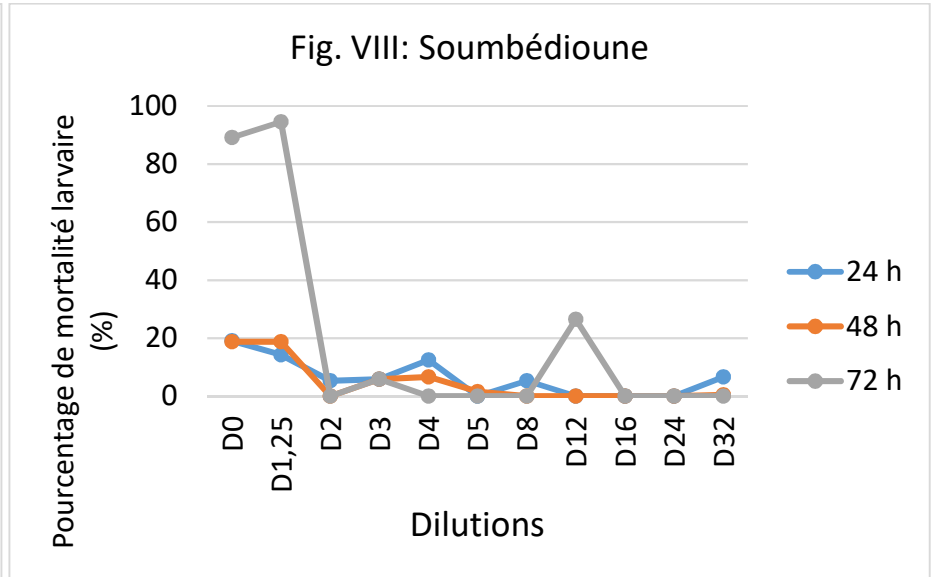
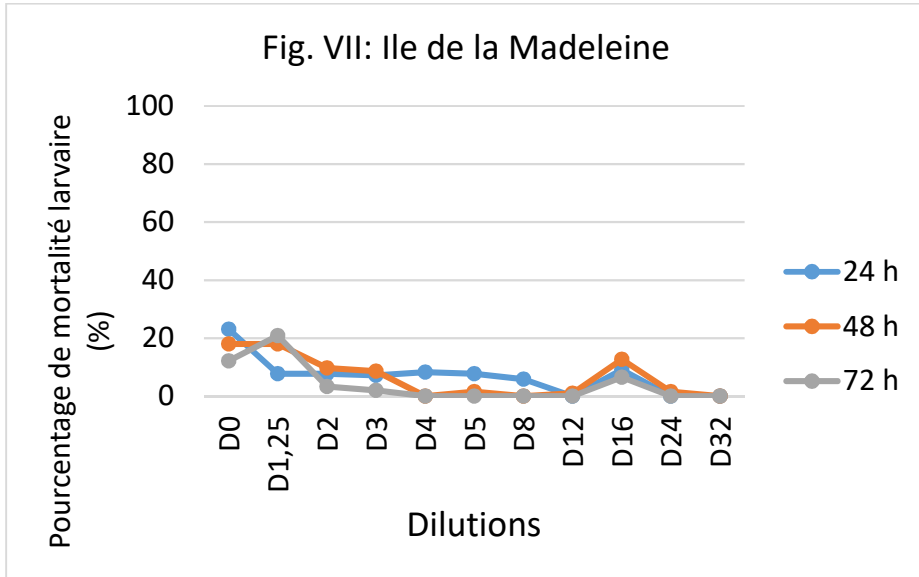
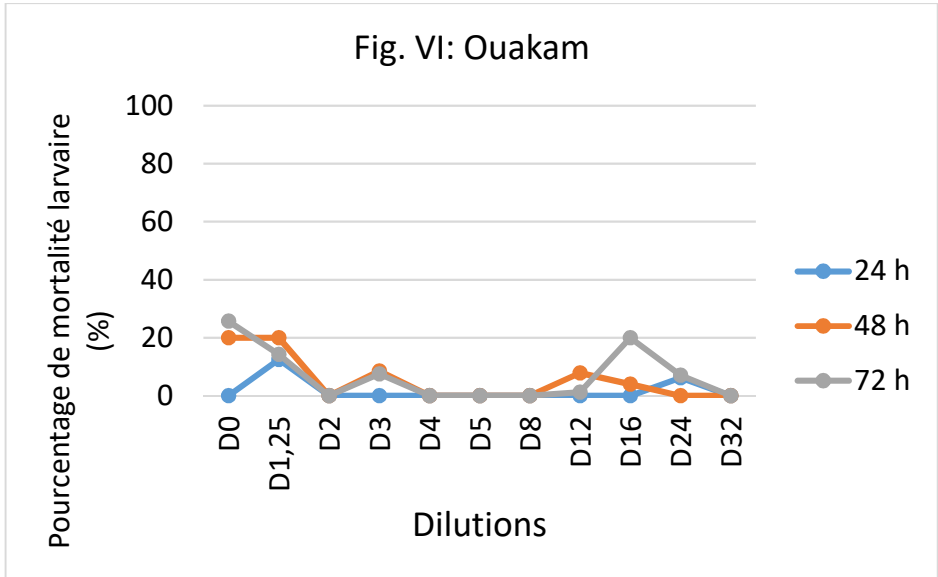
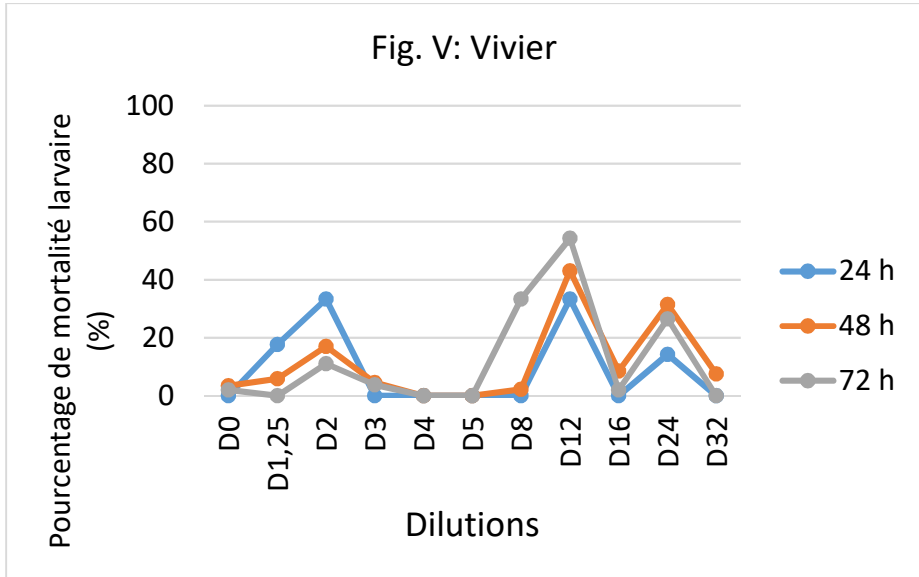


Fig. IV: Ngor





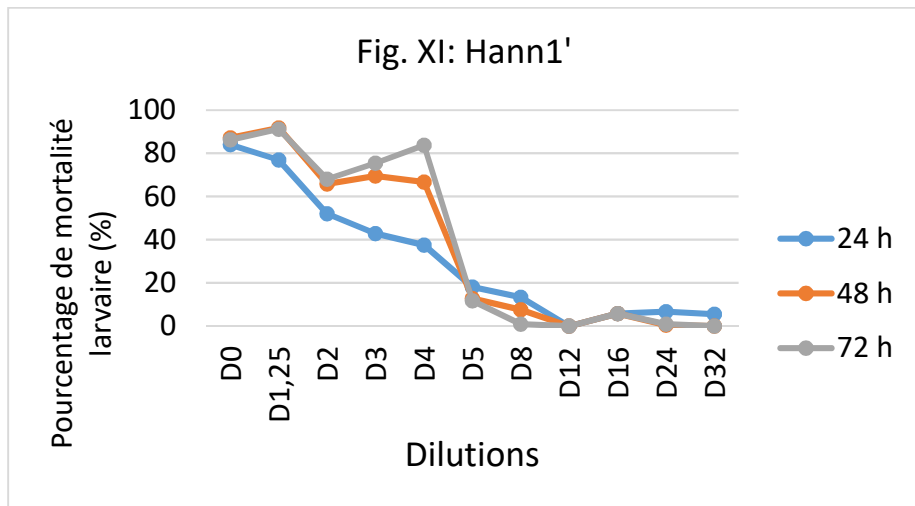
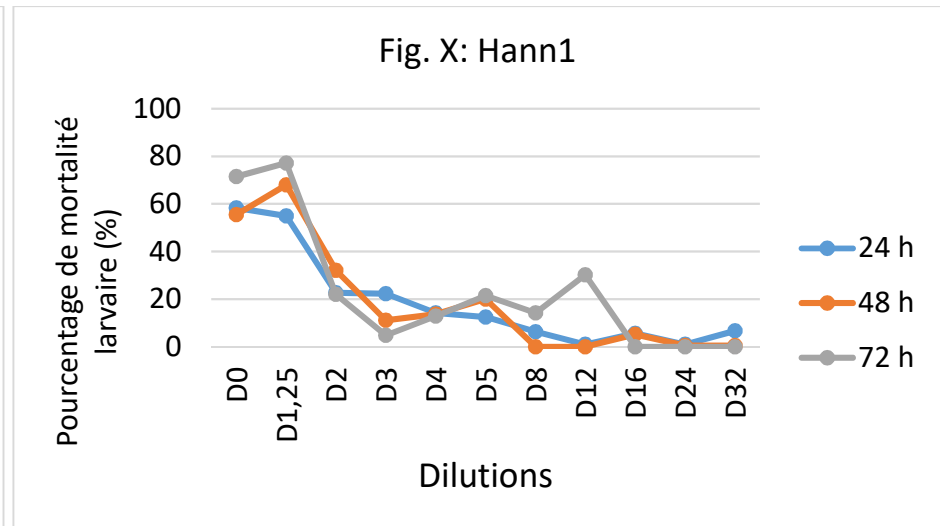
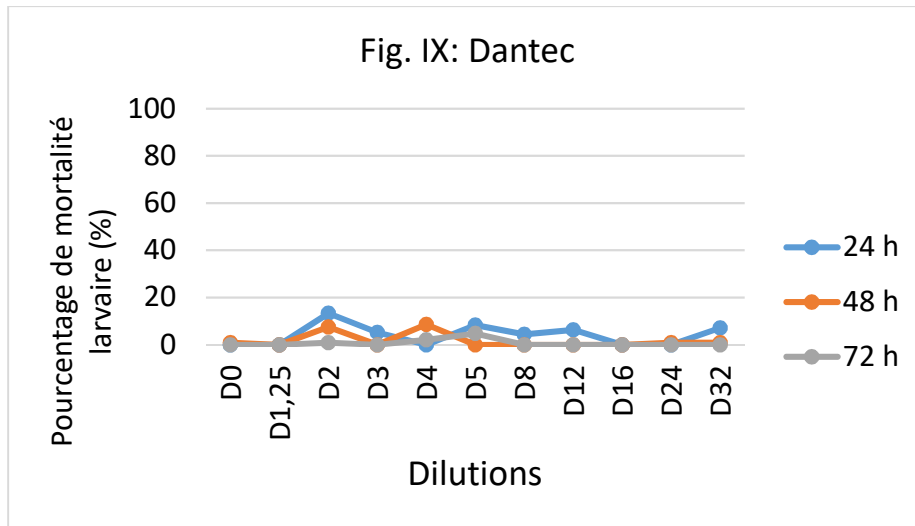


Figure 40 : Pourcentages MN des larves de *D. labrax* en fonction des différentes dilutions : D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et ; D32, pour les sites de Cambéréne, Yoff Tonghor, et Ngor (côte Nord), pour les sites de Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soubédioune, et Dantec (côte Ouest), pour les sites de Hann1', et Hann'1 (côte Sud : Baie de Hann).

Tableau 29 : Résumé des résultats du test écotoxicologique sur *D. labrax* obtenus avec différentes dilutions (D0 ; D1,25 ; D2 ; D3 ; D4 ; D5 ; D8 ; D12 ; D16 ; D24 et; D32) de chaque échantillon. % MN = Pourcentage Net de mortalité larvaire de *D. labrax*.

Heure		24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h	24 h
Sites	Dilution	D0	D1,25	D2	D3	D4	D5	D8	D12	D16	D24	D32
Cambérène	% MN	5,26	11,11	6,25	0,00	0,00	5,88	15,38	0,00	0,00	0,00	0,00
Yoff Tonghor	% MN	0,00	9,09	44,44	0,00	11,11	10,00	0,00	13,33	8,33	22,22	0,00
Ngor	% MN	8,33	0,00	4,17	11,76	10,00	4,55	29,41	31,82	9,09	15,00	22,22
Vivier	% MN	0,00	17,65	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	14,29	0,00
Ouakam	% MN	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,25	0,00
Ile de la Madeleine	% MN	23,08	7,69	7,69	7,14	8,33	7,69	5,88	0,00	9,09	0,00	0,00
Soumbédioune	% MN	19,05	14,29	5,26	5,88	12,50	0,00	5,26	0,00	0,00	0,00	6,67
Dantec	% MN	0,00	0,00	13,33	5,26	0,00	8,33	4,35	6,25	0,00	0,00	7,14
Hann1	% MN	58,33	55,00	22,73	22,22	14,29	12,50	6,25	1,00	5,56	1,00	6,67
Hann1'	% MN	84,00	76,92	52,00	42,86	37,50	18,18	13,33	0,00	5,88	6,67	5,56
Heure		48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h	48 h
Sites	Dilution	D0	D1,25	D2	D3	D4	D5	D8	D12	D16	D24	D32
Cambérène	% MN	4,56	5,19	6,67	5,88	3,03	0,00	9,74	0,44	0,00	0,00	5,88
Yoff Tonghor	% MN	0,00	12,73	52,59	0,00	5,19	4,00	1,54	14,67	11,11	17,04	4,00
Ngor	% MN	11,11	0,95	2,22	5,88	0,00	3,03	12,16	36,97	3,03	4,00	22,96
Vivier	% MN	3,49	5,88	17,04	4,56	0,00	0,00	2,22	43,11	8,57	31,43	7,56
Ouakam	% MN	20,00	20,00	0,00	8,57	0,00	0,00	0,00	7,88	4,00	0,00	0,00
Ile de la Madeleine	% MN	17,95	17,95	9,74	8,57	0,00	1,54	0,00	0,95	12,73	1,54	0,00
Soumbédioune	% MN	18,73	18,73	0,00	5,88	6,67	1,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44
Dantec	% MN	0,95	0,00	7,56	0,00	8,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,95
Hann1	% MN	55,56	68,00	32,12	11,11	13,65	20,00	0,00	0,00	5,19	0,44	0,44
Hann1'	% MN	87,20	91,79	65,87	69,52	66,67	12,73	7,56	0,00	5,88	0,44	0,00
Heure		72 h	72 h	72 h	72 h	72 h	72 h	72 h	72 h	72 h	72 h	72 h
Sites	Dilution	D0	D1,25	D2	D3	D4	D5	D8	D12	D16	D24	D32
Cambérène	% MN	3,76	4,76	0,00	0,00	6,49	0,00	20,88	0,00	0,00	2,04	5,88
Yoff Tonghor	% MN	0,00	6,49	49,21	0,00	11,11	8,57	0,00	16,19	4,76	11,11	8,57
Ngor	% MN	4,86	18,37	0,00	0,00	0,00	1,30	5,88	37,66	1,30	0,00	17,46
Vivier	% MN	2,04	0,00	11,11	3,76	0,00	0,00	33,33	54,29	2,04	26,53	0,00
Ouakam	% MN	25,71	14,29	0,00	7,48	0,00	0,00	0,00	1,30	20,00	7,14	0,00
Ile de la Madeleine	% MN	12,09	20,88	3,30	2,04	0,00	0,00	0,00	0,00	6,49	0,00	0,00
Soumbédioune	% MN	89,12	94,56	0,00	5,88	0,00	0,00	0,00	26,53	0,00	0,00	0,00
Dantec	% MN	0,00	0,00	0,95	0,00	2,04	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hann1	% MN	71,43	77,14	22,08	4,76	12,93	21,43	14,29	30,16	0,00	0,00	0,00
Hann1'	% MN	86,29	91,21	68,00	75,51	83,67	11,69	0,95	0,00	5,88	0,95	0,00

CHAPITRE 4 : DISCUSSION DES RESULTATS OBTENUS

4.1. Enquête sociologique sur la perception de la pollution marine par les populations littorales

Les personnes touchées par la pollution marine, objet de notre étude, *i.e.* qui résident ou travaillent au bord de la mer, la ressentent certes différemment les uns des autres mais plus que le reste de la population n'ayant pas de lien avec le littoral. Certaines zones comme la baie de Hann, selon Ndao (2013) étaient somptueuses il y a une trentaine d'années et comparables à la baie de Rio de Janeiro au Brésil. Le niveau de pollution dans cet endroit est majoritairement perçu non seulement comme élevé mais comme s'étant même aggravé durant ces dix dernières années. Il existe une certaine convergence entre les perceptions sociales de la pollution marine et les données scientifiques sur le site de la baie de Hann car les analyses microbiologiques et écotoxicologiques ont montré que la baie est très polluée par *e.g.* PNA sur le *M. gigas*, en bactéries pathogènes (présence de salmonelles). Cela a tendance à indiquer qu'il y'avait eu évolution temporelle de la pollution au niveau de la baie, mais sans tenir compte de la variabilité journalière ou saisonnière qui ont un impact non estimé dans ce travail. Concernant Soumbédioune et Ngor, même si le niveau de pollution est considéré majoritairement comme modéré, nos résultats scientifiques montrent que ces deux sites sont fortement pollués tant sur le plan microbiologique que écotoxicologique. Par ailleurs, aux Almadies et à Ouakam, le niveau de pollution est modéré par rapports aux autres sites. Nous notons une convergence entre les perceptions de la population et nos données. Nos résultats montrent que pour la population considérée (n = 524), la pollution s'est globalement aggravée durant ces dix dernières années mais rapportent aussi une tendance à la baisse (pollution modérée) pour les zones telles que Almadies-Ngor, Fann Hock, Grande Corniche, Ouakam, Rufisque, Yoff-Virage, voir même faible pour la petite Corniche. Ceci peut nous amener à penser que cette atténuation est due à des facteurs explicatifs qui méritent d'être étudiés. Cela suppose également qu'avant ces dix dernières années la pollution n'était pas perceptible ou bien qu'elle était faible. Ces résultats peuvent montrer également une méconnaissance des populations sur la typologie des différentes pollutions *e.g.* Fann Hock qui correspond à Soumbédioune site éminemment pollué depuis plus de 20 ans. En effet, la pollution d'ordre chimique n'est pas ou difficilement perceptible par les usagers. Sur le littoral, nous notons au niveau de la baie de Hann une diversité des types de pollution. Des déchets industriels sont rejetés sans traitement au niveau de la mer, la pollution est non seulement chimique mais également physique car certaines industries rejettent des eaux

chaudes. 66 % des rejets liquides des industries sénégalaises sont déversés dans la mer (Faye 2010). Aux Almadies-Ngor, nous avons des rejets d'eaux usées domestiques (canal de Ngor). Yoff-Virage est caractérisé par une forte urbanisation de son bassin versant. Au niveau de Fann Hock (*i.e.* Soumbédioune), nous avons une importante décharge d'eaux usées urbaines non traitées (Sané 2014). A l'UCAD la présence de forte décharge d'eaux usées domestiques est notée. Concernant Rufisque nous avons de fortes activités de pêche et industrielles (Diop *et al.*, 2014) mais aussi de rejet domestique. En tout état de cause, il est important de noter une méconnaissance de la pollution marine et de l'impact sur la santé par des populations, y compris les autorités, puisque cette pollution n'a pratiquement aucun effet sur leurs vies quotidiennes (utilisation de l'eau de mer : baignade-surf, maraichage, usage rituel, linge, lavage d'aliments, lavage d'animaux) malgré l'observation de certains symptômes (rhume, maux de gorge, toux, conjonctivite, bronchites, difficultés à respirer). Un cas particulier de maladie dermatologique a été observé ces deux dernières années sur Thiaroye sur mer. Des pêcheurs qui ont présenté des symptômes dermatologiques après un séjour en mer se manifestent par l'apparition des boutons se propagent sur toute la peau. D'après une enquête menée par IRD/ISRA au Sénégal sous la direction du Pr. Mamadou Fall au Sénégal et Dr. BREHMER, cette maladie est due à une toxine libérée par une algue marine présente sur les côtes sénégalaises (*Comm. Pers.* Patrice Brehmer, IRD).

4.2. Eaux marines

4.2.1. Qualité des eaux marines

La qualité des eaux marines se distingue par la mesure de paramètres physicochimiques et de paramètres microbiologiques présentés ci-dessous.

❖ Paramètres physicochimiques

✓ Température de l'eau

C'est un paramètre majeur dans l'équilibre des écosystèmes aquatiques (une augmentation de la température de 10 °C peut entraîner des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3) (De Villers 2005 ; Makhoukh *et al.*, 2010 ; Reggam, Bouchelaghem et Houhamdi 2015). Dans le cas de notre étude, nous ne pouvons pas évoquer la variabilité temporelle puisque que nous n'avons pas fait un suivi temporel. Cette température de l'eau est également influencée par la température aérienne et les eaux résiduaires chaudes (De Villers 2005). Ainsi, les résultats

obtenus montrent que les températures observées pour la majorité des sites correspondent plutôt à la température aérienne avec une différence environ de 1 °C entre la température de surface et celle du fond sauf les sites de Soumbédioune et Hann1 où les différences sont environ à 2 °C. Cette variabilité de température (2 °C) faible profondeur peut faire penser à l'influence des rejets sur la température des eaux de surface dans ces derniers sites. La variabilité observée entre les sites correspond aux climats des différentes dates de campagnes.

✓ Le pH

Il est admis que le développement des espèces est optimal lorsque le pH est entre 6,5 et 8,5 (De Villers 2005). Les valeurs du pH observées dans les sites indiquent qu'au niveau de la presqu'île du Cap-Vert, la qualité des eaux pour la vie des espèces aquatiques est bonne.

✓ Turbidité

C'est une mesure de la limpidité ou l'opacité relative de l'eau. Elle n'est pas une mesure directe des matières en suspension dans l'eau, mais plutôt une mesure générale de leur effet de diffusion et d'absorption de la lumière (Santé Canada 2012. Elle est liée à la présence des MESs et présente les mêmes conséquences que ces MES ; Hannouche *et al.*, 2011). La relation MES vs /Turbidité dépend de plusieurs paramètres : les caractéristiques géométriques et optiques des MES qui peuvent varier en fonction des heures, des jours et des événements pluviaux (Hannouche *et al.*, 2011) . Les zones turbides ($T > 8$ FNU) sont enregistrées à Soumbédioune = 29,7 ; Hann1 = 36,5 et Hann2 = 17,5. Ceci pourrait s'expliquer par la nature et la quantité élevée des effluents au niveaux de ces deux sites qui augmenteraient la turbulence du milieu.

✓ Oxygène dissous

Ces résultats ne correspondent pas à ceux de (Diop *et al.*, 2014) qui avaient trouvé des concentrations d'oxygène beaucoup plus élevées. C'est un paramètre instable qui est fonction de plusieurs paramètres, : *e.g.* la pression partielle de l'atmosphère, la température, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau, la disponibilité en nutriments, la vitesse d'appauvrissement en oxygène (due aux activités des organismes aquatiques et aux processus d'oxydation), la décomposition de la matière organique. Ceci pourrait expliquer la non concordance observée entre nos résultats et ceux de Diop *et al.* (2014) et la faible augmentation de l'oxygène dans le site Cambérène et Yoff Tonghor (forte agitation de l'eau). C'est un paramètre important car il intervient dans la majorité des réactions chimiques et biochimiques du milieu et un bon indicateur de pollution parce qu'il renseigne sur l'autoépuration du milieu.

Un milieu aquatique de bonne qualité est caractérisé par un taux d'oxygène compris entre 4 et 6 mg L⁻¹ soit 53,77 et 80,65 % de saturation, à T° = 20 °C et Salinité = 34 psu (c'est le cas de la majorité de nos résultats). Les taux d'oxygène inférieurs à 1 mg L⁻¹ (soit 13,44 % de saturation) s'expliquent par plus de consommation de l'oxygène disponible dans le milieu (oxydation des déchets minéraux, organiques et des nutriments) entraînant ainsi l'augmentation de la solubilité des toxiques. Lorsque les teneurs en oxygène sont comprises entre 1 et 2 mg L⁻¹ (soient 13,44 et 26,88 % de saturation), le milieu est fortement pollué mais de manière réversible. Les teneurs élevées en oxygène d'un milieu sont caractérisées par des activités photosynthétiques intenses (De Villers 2005 ; Makhoukh *et al.*, 2010).

✓ Salinité

Ces résultats sont supérieurs à ceux de Diop *et al.* (2014) qui ont obtenu une conductivité électrique maximale de 48,9 mS cm⁻¹ qui correspondrait à une salinité de 32. Dans les eaux côtières, la salinité varie en fonction de plusieurs paramètres : *e.g.* les apports fluviaux, les eaux souterraines, la vitesse d'évaporation, des courants périodiques et océaniques (Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999). Ces paramètres influençant la salinité, surtout la vitesse d'évaporation, pourraient expliquer la différence observée entre nos résultats et ceux de Diop *et al.* (2014). Les résultats obtenus dépassent un peu la limite supérieure de la salinité des océans (38 psu) pour la majorité des sites. La variabilité observée entre les différentes dates de campagne fait penser à l'influence d'un paramètre généralisé tel que la vitesse d'évaporation.

❖ Paramètres microbiologiques

Lors de la campagne AWATOX 1, tout comme lors de la campagne AWATOX 2, et selon les normes françaises (NF EN ISO 9308-1, NF EN ISO 7899-2, NF EN ISO 19250, XP ISO/TS 21872-1 :2007) appliquées pour l'analyse des paramètres microbiologiques, la majorité des sites (70 % pour AWATOX 1 et 77 % pour AWATOX 2) est fortement polluée et le reste se trouve en qualité acceptable. Ceci nous permet de faire le classement des sites les plus pollués en fonction de la présence d'*E. coli* et des entérocoques intestinaux : AWATOX 1 : 1^{er} (Soumbédioune), 2^e (Cambérène), 3^e (Ngor), 4^e (Hann1), 5^e (Hann2), 6^e (Dantec), 7^e (Yoff Tonghor) et 8^e (Vivier ; Ouakam et Ile de la Madeleine) et AWATOX 2 : 1^{er} (Soumbédioune), 2^e (Hann1), 3^e (Yoff Tonghor), 4^e (Hann2), 5^e (Dantec), 6^e (Vivier), 7^e (Ngor), 8^e (Ouakam), 9^e (Cambérène), et 10^e (Ile de la Madeleine) (Tableau 30). Ce classement, différent entre les deux campagnes, montre une forte pollution fécale par les égouts au niveau des sept premiers sites

avec une variabilité temporelle. Les entérocoques sont pathogènes et les teneurs élevées d'*E. coli* témoigneraient la présence d'autres bactéries dangereuses (e.g. streptocoques) dans le milieu (Brisou 1968 ; Legiot *et al.*, 1993 ; Chevalier 2002 ; GIP Loire Estuaire 2005 ; Rodier *et al.*, 2009 ; Servais *et al.*, 2009 ; Peirache 2016). En 1996, Seck a classé les sites les plus pollués en fonction des entérocoques (Ngor, Ile de la Madeleine et Soumbédioune) ; un classement qui ne correspond pas bien à nos résultats surtout pour le site de l'Ile de la Madeleine. La pollution moyenne d'*E. coli* fécaux à Cambérène (2,108 UFC/100 mL) est également inférieure à la teneur d'*E. coli* obtenue dans le cadre de notre étude (Niang 2000). Une étude menée au Maroc sur la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles a montré la présence de salmonelles dans deux stations en 2010, 2011 et 2013 (El Ouali *et al.*, 2013). Les variabilités observées dans le cadre de notre étude sont surtout dues aux caractéristiques des sites (Tableau 11). Soumbédioune et Ngor reçoivent des effluents urbains non traités à haut débit, entraînant ainsi la forte présence d'*E. coli* et des entérocoques intestinaux. Les eaux épurées contiennent plusieurs milliers de microorganismes par litre dont certains d'entre eux sont pathogènes alors que la réduction des microorganismes dans les stations d'épuration est un traitement facultatif. Ceci peut expliquer les valeurs élevées d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux et occasionner la présence de salmonelles observées à Cambérène (site proche de la station d'épuration). La zone de Hann est caractérisée par des effluents mixtes (urbains et industriels) non traités qui sont à l'origine de la forte présence des indicateurs de contamination fécale (*E. coli* et entérocoques) et *V. cholerae* qui regagnent le milieu marin par les égouts. Les déchets domestiques et biomédicaux donnent la forte pollution fécale à Dantec. Les petits effluents domestiques observés à Yoff Tonghor concentrent les d'*E. coli* dans cette zone. Les grandes canalisations de Ngor, Soumbédioune et Hann rassemblent peut-être les villes de Almadies-Vivier, Ouakam (BRGM 1994) qui diminuent fortement les rejets d'eaux usées dans ces zones. La faible pollution d'origine fécale à l'Ile de la Madeleine s'explique par l'absence d'effluents domestiques.

Tableau 30 : Comparaison des résultats microbiologiques entre les campagnes AWATOX 1 (01/06/2016) et 2 (21/06/2016). Les valeurs en gras correspondent aux plus élevées, par comparaison entre AWATox 1 et 2, pour chaque site et pour chaque espèce

	Sites	E. coli (UFC/100mL)	Entérocoques (UFC/100mL)	Salmonella	V. Cholerae	V. parahaemolyticus	V. vulnificus	Conformité
AWATOX 1	Cambérène	10000	390	P	A	A	A	Non
	Yoff Tonghor	3000	<15	A	A	A	A	Non
	Ngor	4500	1700	A	A	A	P	Non
	Vivier	<15	<15	A	A	A	A	Oui
	Ouakam	<15	<15	A	A	A	A	Oui
	Ile de la Madeleine	<15	<15	A	A	A	A	Oui
	Soumbédioune	34000	4700	A	A	A	A	Non
	Dantec	740	230	A	A	A	P	Non
	Hann1	4500	620	A	P	A	P	Non
	Hann2	3900	180	A	A	A	A	Non
	Conformité	330	900	A	A	A	A	Oui
AWATOX 2	Cambérène	<15	30	A	A	P	A	Oui
	Yoff Tonghor	7100	930	A	A	A	A	Non
	Ngor	140	<15	A	A	P	A	Non
	Vivier	160	<15	A	A	P	A	Non
	Ouakam	77	<15	A	A	P	A	Oui
	Ile de la Madeleine	<15	<15	A	A	P	A	Oui
	Soumbédioune	>35000	24000	P	A	P	A	Non
	Dantec	510	130	A	A	P	A	Non
	Hann1	> 35000	4500	P	A	P	A	Non
	Hann2	1300	30	A	A	P	A	Non
	Conformité	330	900	A	A	A	A	Oui

4.2.2. Microplastiques et macroplastiques

La présence de microplastiques sur la presqu'île du Cap-Vert est due aux rejets d'eaux usées domestiques et industrielles et la variabilité observée s'explique par la nature et le débit des effluents mais également par le comportement des populations. Dans les stations d'épuration, les microplastiques échappent aux pièges du système des stations et la majorité de ces microplastiques finit dans le milieu marin (Cas de Cambérène). La baie de Hann est un milieu peu renouvelé et caractérisé par une forte industrialisation. Les déchets liquides et solides y compris les plastiques y sont déversés directement. C'est le même phénomène qu'observé à Ngor où les objets de plastiques sont jetés partout à la sortie de l'effluent qui se trouve très chargé en plastiques. Par contre, à Ouakam, nous n'observons moins de matières en plastiques sur la côte, et l'Ile de la Madeleine est très loin des effluents. La moyenne des valeurs obtenues

est supérieure à celles normalisées en 2013 et 2014 en Espagne (NW Iberian upwelling system et Cantabrian Sea) (Gago, Henry et Galgani 2015). Elle est également supérieure aux résultats de Nel et Froneman (2015) en Afrique du Sud, d'Eriksen *et al.* (2013) à Laurentia, de Gago, Henry et Galgani (2015) au nord Espagne et même aux résultats obtenus en Méditerranée qui concentrent en moyenne 116 000 mp km² avec un maximum de 360 000 mp km² (Collignon *et al.*, 2012).

4.3. Dans les sédiments marins

4.3.1. Paramètres physicochimiques dans les sédiments

L'importance de la détermination des paramètres physicochimiques (granulométrie, pH, carbone organique total, rapport carbone/azote, conductivité électrique/ou salinité, teneur en eau, ...) dans l'évaluation de la qualité des sédiments a été largement étudiée ces dernières décennies (Cazalet 2012). Ces paramètres apportent des avantages à la compréhension et à l'interprétation des résultats.

La granulométrie, paramètre influant dans la distribution, la mobilité et la biodisponibilité des polluants sédimentaires, constitue une information essentielle dans l'étude de pollution de cette matrice du milieu marin. Différentes études montrent que les polluants tels que les ETM et les HAP peu hydrosolubles (poids moléculaire élevé), en comparaison des HAP plus hydrosolubles, ont tendance à se fixer préférentiellement dans les particules fines des sédiments. La mobilité et la biodisponibilité de ces polluants diminuent avec l'augmentation de cette fraction fine des sédiments (Raoux et Garrigues 1993). Les particules grossières (sables fins et grossiers) sont moins cohésives, présentent de faible surface de contact avec les polluants ce qui réduirait la fixation de ces polluants (*e.g.* ETM) dans les sédiments (Geffard 2001 ; Le Hir 2008). Les fortes activités hydrodynamiques dues aux vents (upwelling) et courants (présents entre décembre et mai) et aux houles Nord-Ouest (NO) (toute l'année au Sud en hivernage) peuvent expliquer la prédominance des fractions grossières (sables fins et grossiers) observée dans cette étude de la granulométrie. Les résultats de la granulométrie confirment les travaux de Domain (1977) qui a montré qu'au niveau de la presqu'île du Cap-Vert, les plages sont constituées de sables grossiers biogènes. Cependant ces résultats ne correspondent pas à ceux de Diop *et al.* (2012) qui a observé une prédominance de la fraction fine (argiles). Ceci peut s'expliquer par la différence du niveau de prélèvement des échantillons puisqu'ils ont

effectué leurs échantillonnages sur la côte auprès des effluents (distance à la côte : 5 à 10 m et profondeur très faibles : 0,5 m) alors que nos prélèvements ont été effectués plus au large beaucoup plus loin des effluents (60 à 400 m de la côte avec des profondeurs allant de 2 à 20 m).

Élément essentiel dans l'étude de la qualité des sédiments marins, le pH varie en fonction des activités biologiques, du pouvoir tampon du système (notamment des carbonates), des ions échangeables, des argiles ou encore des (oxy)hydroxydes. L'oxydation des sulfures en sulfates et la dénitrification, à titre d'exemple, entraînent une diminution du pH (solubilisation de Fe, Mn, Al et des ETM) contrairement à l'hydrolyse des minéraux altérables qui occasionne l'augmentation du pH et qui entraîne une adsorption métallique sur la fraction réductible des sédiments) (Burgess et Scott 1992 ; Serpaud *et al.*, 1994; Quantin 2001 ; Kribi 2005 ; Environnement Canada et Ministère du développement durable 2008). Ainsi, le pH peut influencer la nature de la phase minérale de certains polluants et les phénomènes de précipitation, agglomération ou de désorption (Coulon 2014). Les valeurs du pH obtenues dans les échantillons de cette étude montrent que le milieu est légèrement basique (entre 8,03 et 8,87). Un pH légèrement basique serait donc bien adapté pour favoriser l'adsorption des ETM et pourrait réduire la disponibilité des ETM présents dans les échantillons des sédiments marins de la presqu'île de Dakar et de la Petite Côte. Dans la même zone de la presqu'île de Dakar, Diop *et al.* (2012) ont obtenu des valeurs de pH plus élevées que celles de nos échantillons ($9,02 < \text{pH} < 9,66$ avec une moyenne de 9,2). Ces auteurs ont mesuré le pH de l'eau *in situ* par potentiométrie. Cette méthodologie pourrait expliquer les différences entre les études. Par ailleurs, les sédiments de la péninsule de Dakar étaient légèrement plus basiques que ceux du port de Barcelone ($7,17 < \text{pH} < 8,30$) (Guevara-Riba *et al.*, 2004). Cependant, cette légère basicité de l'eau de mer interstitielle retrouvée dans les sédiments marins de Dakar reste très proche de celle du pH moyen des eaux marines de surface des océans (8,1 - 8,2) (Royal Society 2005).

Le rapport C/N donne des informations intéressantes sur l'origine et l'éventuelle transformation de la matière organique des sédiments marins. Un rapport C/N supérieur à 12, comme c'est le cas de la totalité de sites étudiés dans la thèse, indique une influence des apports de matières organiques d'origine terrigène. A l'inverse, un rapport C/N inférieur à 12, montre une origine biogène/autochtone de la matière organique due à la dégradation du phytoplancton riche en azote (Diop *et al.*, 2012; Diop 2014; Geffard 2001 ; Léauté 2008 ; MDDEP 2009). La différence notable du rapport C/N observée entre les sites peut être attribuée à celle des apports en matières

organiques (Ile de la Madeleine 11,927 %, Vivier 10,641 %, Rufisque1 5,247 %, Anse Bernard 4,006 %, Ngor 3,596 % et Ouakam 3,408 %) et de la dégradation de ces matières due à l'activité phytoplanctonique. Comme cette étude est côtière (mélange d'apports de matières organiques marines et terrestres), la diagenèse précoce augmenterait le rapport C/N (forte labilité de composés azotés, comme les protéines), et induirait des erreurs d'interprétation (Dantec 0 %, Yoff Tonghor 0,005 %, Rufisque2 0,009 %, Bargny1 0,009 % et Bargny2 0,006 %) (Treignier 2005). Les résultats sont comparativement plus élevés que ceux de Diop *et al.* (2012) qui a travaillé dans la presqu'île de Dakar et dont le rapport C/N variait entre 12,6 et 33,2 %. De la même façon, ces résultats sont en désaccord avec les travaux de Rauch (2007) et Léauté (2008) menés en France qui ont trouvé, dans les sédiments de surface, des rapports C/N inférieurs à 10.

Les résultats de la conductivité électrique obtenus dans les sédiments de la presqu'île de Dakar et de la Petite côte révèlent une très forte minéralisation des sédiments qui pourrait s'expliquer par les rejets des effluents urbains dans le milieu, surtout la période de prélèvement (juin) qui correspondent à la saison des pluies et qui pourraient occasionner des apports supplémentaires par ruissellement (Azzouz 2014 ; Djamila, Nasreddine, et Mansour 2019 ; Imane *et al.*, 2019). Ces résultats sont supérieurs à ceux de la conductivité électrique obtenus en Algérie à Kébir-Rhumel (Azzouz 2014) et à Koudiet Médouar (Batna) (Imane *et al.*, 2019) et à l'Oued Boumerzoug (Keddari *et al.*, 2019). Dans les eaux marine de la presqu'île de Dakar, Diop *et al.* (2014) ont obtenu une conductivité électrique maximale de 48,9 ms cm⁻¹ qui correspondrait à une salinité de 32.

Une humidité (teneur en eau) élevée (≥ 30 %) témoigne de l'état cohésif, voire aggloméré des particules fines des sédiments et la capacité de ces particules à piéger l'eau, et par conséquent à piéger les polluants. Dans les sédiments vaseux dont la teneur est supérieure à 30 %, les HAP sont adsorbés par les matières organiques où ils restent piégés et deviennent moins biodisponibles. C'est le cas des sites de Hann1 et Ile de la Madeleine. Par contre dans les sédiments sableux (teneur en eau < 30 % ; cas de la majorité des sites d'étude de cette thèse), les HAP sont adsorbés sur les matières minérales des sédiments puis subissent le phénomène de séquestration (Coulon 2014). Les résultats de l'humidité confirment ceux de la granulométrie qui montrent que les plages de la presqu'île de Dakar et la Petite côte sont essentiellement sableuses.

4.3.2. Les Éléments traces métalliques

Naturellement, les ETM se retrouvent à l'état de traces dans les sédiments avec des quantités de l'ordre de 0,001 à 1 mmol kg⁻¹ pour Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb et Zn. Ces polluants non biodégradables, une fois dans le milieu marin, se solubilisent dans la colonne d'eau et/ou s'accumulent dans les organismes vivants et surtout dans les sédiments. Ces derniers constituent une source permanente de contamination métallique sous l'effet de divers processus de remobilisation des sédiments (Adefemi, Olaofe, et Asaolu 2007 ; Al Ashoor 2016). Les ETM constituent un groupe très toxique, mutagène et cancérigène (Geffard, 2001 ; Diop *et al.*, 2012). Avec leurs caractéristiques de bioaccumulation et de bioamplification, les ETM peuvent avoir des effets néfastes sur les ressources halieutiques et la santé humaine, même à faible concentration dans le milieu marin. A fortes concentrations des ETM dans les organismes halieutiques ou chez l'homme, ces effets néfastes observés sont aussi nombreux que divers : *e.g.* des effets sur le système nerveux [Hg (INERIS 2010) ; Pb (Amara *et al.*, 2016), des reins [Al (INERIS 2005a); Cd (INERIS 2014)] ; des perturbations de l'hématose (Pb) (Amara *et al.*, 2016), des effets sur la reproduction et le développement [Cu (INERIS 2005c)], des effets cancérigènes [Cr (INERIS 2005b) ; Co (INERIS 2006) ; Ni (INERIS 2006) ; Pb (Amara *et al.*, 2016), d'où l'intérêt de déterminer leurs concentrations dans l'évaluation de la qualité chimique des eaux.

La quantification des ETM dans cette étude est portée sur les fractions $\leq 100 \mu\text{m}$ et $\leq 2 \text{ mm}$ des sédiments. Les résultats montrent que les teneurs en ETM sont globalement plus élevées dans la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$ que dans la fraction $\leq 2 \text{ mm}$ tel que le montre le tableau 31. Cette tendance s'explique par le fait que les polluants tels que les ETM se fixent préférentiellement aux particules fines des sédiments (Geffard 2001 ; Léauté 2008 ; Le Hir 2008). Dans la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$, s'observent Al (Ngor, Vivier, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, et Hann1') ; Co (Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune), Cu (Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, et Hann1'), Cr (Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec), Fe (Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, et Ile de la Madeleine), Ni et Mn (Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1 et 1'), Pb et Zn (Yoff Tonghor, Ngor, Vivier, Ile de la de Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1, 1' et 2). EtHann1', Hann2) ; dans la fraction $\geq 2 \text{ mm}$, il y a l'Al (Yoff Tonghor, Ouakam, et Hann2), Co (Dantec), Cu (Yoff Tonghor et Hann2), Cr (Hann1' et Hann2), Fe (Ouakam, Soumbédioune, Dantec, Hann1' et Hann2), Ni et Mn (Hann2), Pb et Zn (Ouakam).

Tableau 31 : Comparaison des teneurs en ETM entre la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$ (rose clair) et la fraction $\geq 2 \text{ mm}$ (gris clair) des sédiments marins de la presqu'île de Dakar et de la Petite Côte.

	Al	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Ni	Pb	Zn	Mn
	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
<i>Yoff Tonghor</i>	0,99	5,00	5,00	2,10	48,09	16,8	13,37	6,49	15,00	25,94
<i>Ngor</i>	5,50	5,00	6,68	10,87	141,82	15,48	32,51	5,00	22,94	112,70
<i>Vivier</i>	4,36	5,00	8,45	12,22	147,56	9,76	53,95	5,00	29,81	138,12
<i>Ouakam</i>	4,82	5,00	6,97	37,53	127,12	8,58	46,29	5,00	23,89	116,46
<i>Ile de la Madeleine</i>	3,48	5,00	8,48	13,16	125,64	1,62	52,75	5,00	33,90	166,52
<i>Soumbédioune</i>	2,03	5,00	5,57	59,96	214,50	2,68	27,35	70,90	35,80	97,45
<i>Dantec</i>	16,70	5,00	4,99	38,44	348,84	0,62	112,32	8,89	93,85	370,41
<i>Hann1'</i>	2,57	5,00	5,00	10,58	37,82	0,80	15,87	6,59	24,95	21,95
<i>Hann2</i>	1,26	5,00	5,00	8,58	31,51	1,27	2,89	5,58	29,92	9,97
<i>Yoff Tonghor</i>	1,03	5,00	5,00	10,00	41,79	2,04	5,00	2,99	10,00	10,95
<i>Ngor</i>	2,34	5,00	5,00	10,00	65,39	3,73	5,00	4,95	21,80	31,71
<i>Vivier</i>	1,76	5,00	7,95	10,00	14,91	3,69	5,00	1,00	10,00	30,81
<i>Ouakam</i>	5,90	5,00	5,96	10,00	64,53	16,75	5,00	7,94	26,80	103,25
<i>Ile de la Madeleine</i>	0,35	5,00	6,95	10,00	9,93	0,71	5,00	1,00	10,00	13,91
<i>Soumbédioune</i>	1,32	5,00	5,00	13,91	63,58	3,65	5,00	7,95	21,86	17,88
<i>Dantec</i>	0,52	5,00	5,00	10,00	77,33	4,17	5,00	5,95	23,79	17,84
<i>Hann1'</i>	1,15	5,00	5,00	10,00	146,68	5,02	5,00	3,96	11,89	20,81
<i>Hann2</i>	4,58	5,00	5,00	10,00	100,23	23,02	5,00	6,95	27,79	97,25

Globalement, les valeurs des ETM obtenues à Cambéréne, Soumbédioune et Hann1, concernant la fraction $100 \mu\text{m}$ des sédiments, sont élevées par rapport aux résultats de Diop *et al.* (2012) qui ont travaillé dans les mêmes sites pour les éléments suivants : Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn. L'observation détaillée montre que la quantité d'Al (Cambéréne, Soumbédioune et Hann1), tout comme pour le Cu (Cambéréne), le Fe (Soumbédioune, Cambéréne) obtenues par Diop *et al.* (2012) sont supérieures à nos résultats. Sur la Grande côte, Diop *et al.* (2012) ont obtenu des teneurs en Al (Laybar, Sore, Guet Ndar, Hydrobase), en Co (Laybar, Guet Ndar), en Cu (Laybar, Sore, Guet Ndar, Hydrobase), en Fe (Laybar, Guet Ndar) en Pb (Sore, Guet Ndar) et en Mn (Laybar, Guet Ndar) plus élevées que celles de nos résultats (Tableau 32). Les travaux Bodin *et al.* (2013) dans les sédiments de mangroves du Saloum et de la Petite Côte montrent des teneurs inférieures en Cd (tous nos sites), en Cr (Soumbédioune, Dantec et Hann1) en Cu (Soumbédioune), en Ni (Dantec) et du Pb (Soumbédioune) par rapport aux nôtres.

Plusieurs études en Afrique révèlent par comparaison que la presqu'île du Cap-Vert est très polluée en ETM. Oumar, Ekengele, et Balla (2014) ont montré des teneurs en Cr en Ni au

Cameroun supérieures à celles du Cr observées à Soumbédioune, Dantec, Hann1' et celles du Ni obtenues à Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1 et Hann1'). Basraoui *et al.* (2010) au Maroc ont obtenu des teneurs en Pb supérieures à celles du du Pb observées à Soumbédioune et à Hann1 ; à celles du Cu quantifiées à Soumbédioune, à Dantec et à Hann1 ; et à celles du Fe observées à Yoff Tonghor, à Ngor, à Vivier, à Ouakam, à Soumbédioune et à Hann1. De la même manière que Onivogui *et al.* (2013) en République de Guinée ont obtenu des quantités en Cd, Co, Ni, Pb, Zn et Hg supérieures à celles observées dans nos différents sites. Par contre, pour certains métaux, les valeurs obtenues sont inférieures par rapport aux résultats obtenus par Oumar, Ekengele, et Balla (2014) pour Cu, Cd, Co, Pb, Fe et Zn et par Basraoui *et al.* (2010) pour Zn.

En Europe et en Asie, l'observation des résultats sur la quantification des ETM dans les sédiments marins montre que certains ETM sont dans des quantités importantes par rapport à nos résultats. Dans la Baie de Saint George (Liban) et dans la Rade de Toulon (El Houssainy 2020) obtient des teneurs élevées en Pb (Baie Saint George, Rade de Toulon, Beyrouth/ Sauf à Soumbédioune et Hann1) ; en Cr (Baie Saint George/sauf à Soumbédioune, Dantec et Hann1); en Co (Baie Saint George, Rade Toulon, Beyrouth) ; en Cu (Baie Saint George, Rade de Toulon, Beyrouth) et en Hg (Baie Saint George, Beyrouth). Layglon (2020) a obtenu, à La Spezia, Olbia et Toulon, des concentrations élevées de Mn, Fe, Cu et Pb par rapport à nos échantillons. De la même manière que Jimenez (2016) a observé des teneurs élevées en Ni, Cu et Zn dans le Morbihan en France. Toujours dans le Morbihan et dans la Baie de Quiberon, Ong *et al.* (2012) ont quantifié des teneurs élevées en Mn, Co, Zn (sauf Dantec et Hann1), en Pb (sauf Soumbédioune), et Hg (sauf Hann1). Des teneurs moins élevées en ETM, par rapport à nos résultats, ont été observées dans la Baie Saint George (Cd, Co), dans la Rade de Toulon (Cd), dans les sédiments à Beyrouth (Cr, Cd) (El Houssainy 2020), dans La Spezia, Olbia et Toulon (Cu) (Layglon 2020), dans le Morbihan (Cr, Cd) (Jimenez 2016), dans la Baie de Quiberon (Cr, Cu, Cd) (Ong *et al.*, 2012).

Par rapport aux critères d'évaluation de la qualité des sédiments marins tels que la CEP et Niveau 2 (GEODE), la majorité des sites ont des teneurs en ETM inférieures à ces critères dans la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$ tout comme celle de $\geq 2 \text{ mm}$ des sédiments à l'exception du Cd, Cr, Ni. Dans la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$, il y a du Cd dans tous les sites (PEC, N2), Cr (PEC/Cambérène, Ngor, Vivier, Ouakam, Ile de la Madeleine, Soumbédioune, Dantec, Hann1 ; N2/Soumbédioune, Dantec et Hann1), Ni (PEC/Vivier, Ile de la Madeleine, Dantec ;

N2/Dantec). Et dans la fraction ≥ 2 mm, il y a du Cd dans tous les sites (PEC, N2), Cr (PEC/Anse Bernard, Hann1' ; N2/Anse Bernard).

Le site de Dantec fait partie des sites qui contiennent des teneurs en ETM plus élevées tels que pour l'Al, Cu, Cr, Ni, Mn et Zn. Pourtant Toure *et al.* (2016) ont montré que les effluents sortant de cet hôpital respectent les normes sénégalaises (NS 05-061 de rejet des ETM dans les effluents destinés à être déversés en mer) en ce qui concerne les métaux suivants : As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn. Les métaux proviennent essentiellement des mines et fonderies des métaux, des industries, de l'agriculture, des dépôts de déchets sur le sol, des retombés atmosphériques, *etc.* Au Sénégal, les fortes concentrations d'aérosols sont observées pendant la saison sèche et les faibles concentrations sont enregistrées en saison des pluies. Cette variabilité s'associe souvent au gradient de pression atmosphérique, à l'origine du vent et aux précipitations. Les métaux souvent rencontrés dans ces aérosols sont : Al, Fe (origine naturelle), Cd, Pb, Zn (trafic urbain, combustion carburant), Ni, Mn, Co, Cr, Cu, As, origine naturelle et/ou anthropique (Geffard 2001 ; Dieme 2011). La forte présence de l'aluminium dans la presqu'île du Cap-Vert est probablement due aux aérosols, à son utilisation dans la fabrication d'alliages, les constructions immobilière (portes et fenêtres), certaines peintures, les cosmétiques et dentifrices. Les pics observés à Dantec sont le résultat de son emploi dans les matériaux d'impression dentaire (Hôpital Dantec). La présence du Cd avec des teneurs supérieures aux critères CEP et N2 est potentiellement causée par les aérosols et aussi les effluents. Les teneurs en chrome notées dans la presqu'île sont supérieures aux CEP et N2 et sont dues aux retombées atmosphériques et aux rejets industriels (*e.g.* plastique, raffinerie). La variabilité entre les sites (les sites du Nord et Nord-Ouest et les sites du Sud et Sud-Ouest) est caractéristique de la nature des effluents : rejets industriels, électropolissage des prothèses dentaires, produits chimiques à Soumbédioune, Dantec, Hann1, eaux usées domestiques pour le reste des sites. Ces aérosols sont également la principale source de pollution du Cobalt dans la presqu'île de Dakar et la Petite Côte. Le Cuivre est présent dans la presqu'île avec des teneurs plus élevées en Soumbédioune, Dantec, Anse Bernard et Hann1. La présence de fosses septiques est surtout à l'origine de cette présence du cuivre. Les effluents à haut débit à Soumbédioune et Hann1 expliquent les teneurs élevées en cuivre qui y sont enregistrées. Dans la fraction ≥ 2 mm des sédiments, le site de Anse Bernard contient des teneurs plus élevées en Al, Cu, Cr, Fe, Zn et Mn par rapport aux autres sites. Autres les sources des aérosols, il y aurait d'autres sources non identifiées de ces ETM dans ce site.

Tableau 32 : Comparaison des teneurs en Elément Trace Métallique (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) dans les sédiments des côtes sénégalaises entre notre étude (rose claire) et les travaux de Diop *et al.* (2012) (gris claire).

ETM	Unité	Cette étude											Diop <i>et al.</i> , 2012							
		Cambéréne	Yoff Tonghor	Ngor	Vivier	Ouakam	Ile de la Madeleine	Soumbédioune	Dantec	Hann1	Hann1'	Hann2	Soumbédioune	Cambéréne	Rufisque	Hann	laybar	Sore	Guet Ndar	Hydrobase
Al	g kg ⁻¹	0,94	0,99	5,50	4,36	4,82	3,48	2,03	16,70	3,61	2,57	1,26	47,1	34,10	26,40	16,80	32,50	67,20	77,90	60,1
Cd	mg kg ⁻¹	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	0,59	0,18	0,38	0,33	1,63	0,66	1,35	0,34
Co	mg kg ⁻¹	5,00	5,00	6,68	8,45	6,97	8,48	5,57	4,99	5,00	5,00	5,00	2,80	0,84	2,49	1,25	10,58	3,07	7,05	0,94
Cu	mg kg ⁻¹	3,79	2,10	10,87	12,22	37,53	13,16	59,96	38,44	30,59	10,58	8,58	52,69	12,94	17,67	16,09	121,51	47,61	82,55	21,85
Cr	mg kg ⁻¹	114,69	48,09	141,82	147,56	127,12	125,64	214,50	348,84	196,19	37,82	31,51	81,33	58,88	62,07	45,48	105,69	64,74	75,41	47,83
Fe	g kg ⁻¹	0,40	16,18	15,48	9,76	8,58	1,62	2,68	0,62	7,69	0,80	1,27	4,56	1,04	1,87	1,07	17,8	5,32	11,40	2,54
Ni	mg kg ⁻¹	4,49	13,37	32,51	53,95	46,29	52,75	27,35	112,32	42,85	15,87	2,89	7,79	2,24	3,13	1,16	27,65	8,24	10,19	2,62
Pb	mg kg ⁻¹	11,18	6,49	5,00	5,00	5,00	5,00	70,90	8,89	20,63	6,59	5,58	43,06	2,83	11,31	6,63	63,91	406,1	130,80	26,01
Zn	mg kg ⁻¹	15,00	15,00	22,94	29,81	23,89	33,90	35,80	93,85	111,60	24,95	29,92	28,85	7,14	20,57	24,09	35,85	32,57	88,57	8,96
Mn	mg kg ⁻¹	28,95	25,94	112,70	138,12	116,46	166,52	97,45	370,41	42,85	21,95	9,97	54,59	7,10	33,26	20,62	122,25	53,19	140,07	14,94

4.3.3. Les qualités écotoxicologiques des sédiments

L'un des objectifs de ce présent travail est d'évaluer la qualité écotoxicologique générale et non spécifique des sédiments marins par une approche qui met en évidence l'effet global et maximal des polluants présents dans les sédiments, les interactions entre polluants et la biodisponibilité de ces polluants (Galgani et Baldi 2010). Les effets observés correspondent aux effets se répercutant dans la colonne d'eau à proximité du fond, lors de la remise en suspension des sédiments (*i.e.*, tempêtes, upwelling) (His *et al.*, 1997 ; His *et al.*, 1999a ; His *et al.*, 1999b ; Quiniou 2005).

Comme il est recommandé de réaliser plusieurs tests pour maximiser l'évaluation écotoxicologique des sédiments par rapports à l'ensemble des polluants, quatre espèces marines sont utilisées dans cette étude. Ceci permet de prendre en compte la différence de sensibilité des espèces vis à vis des différents contaminants et d'évaluer l'impact des sédiments sur des organismes occupant différents niveaux des chaînes trophiques (Geffard 2001). Les espèces biologiques choisies pour ces tests sont représentatives des quatre niveaux trophiques du milieu marin constituant la chaîne alimentaire : *P. tricornutum* (niveau 1) et *A. salina* (niveau 2), *M. gigas* (niveau 3) et *D. labrax* (niveau 4). Les effets observés sur celles-ci peuvent engendrer un dysfonctionnement de l'écosystème pouvant impacter les activités humaines comme la pêche côtière, les activités récréatives (*e.g.* baignade, surf, plongée, activités nautiques) (Diankha *et al.*, 2018) voir la santé humaine. Les espèces biologiques utilisées sont choisies pour leurs accessibilités (en milieu naturel, en écloserie), leurs tolérances vis à vis des manipulations (tamisage, prélèvement, transfert) et des différents facteurs abiotiques (granulométrie, teneur en matière organique des sédiments, salinité et la température) et leurs intérêts comestibles et commerciaux Ces espèces biologiques ont des sensibilités constantes et différentes les unes des autres par rapport aux différents polluants présents dans les sédiments marins, (Dewitt, Swartz, et Lamberson 1989).

Le test d'embryotoxicité de l'huitre creuse, *M. gigas* reconnu pour sa plus grande sensibilité (His *et al.*, 1999) par rapport aux autres tests tels que ceux sur les amphipodes (Chapman 1990 ; Matthiessen *et al.*, 1998), les polychètes (Carr, Williams, et Fragata 1989 ; Matthiessen *et al.*, 1998), les bivalves adultes (Burgess et Morrison 1994), prime sur les trois autres tests réalisés dans cette étude.

Par rapport à ce test sur *M. gigas*, la zone étudiée apparaît, presque dans son ensemble, dans un état écotoxicologique très mauvais, puisque la majorité des sites (90,90 %) présentent des valeurs de PNA supérieures à 20 %. Hann1 et 1', qui se sont révélés les plus toxiques, sont situés dans la baie de Hann. Hann1' est le plus proche du port de Dakar et est situé plus au large, à côté de la digue BIMA qui forme un obstacle à la circulation du courant et favorise l'isolement de la baie de Hann. Hann1 est situé en face d'un effluent d'eaux usées à fort débit et Hann2 à faible débit. La digue et le courant local peuvent favoriser la sédimentation et l'accumulation de polluants dans le site de Hann1'. Ces éléments pourraient expliquer les effets toxiques observés à Hann1'. La baie de Hann est caractérisée par de forts rejets d'eaux usées urbaines et industrielles non traitées (70 % des industries du Sénégal sont situées dans la baie de Hann) (Diop *et al.*, 2012 ; Sané 2014) et des rejets chimiques sont déversés dans le port de Dakar (Diop 2014). Dans les autres sites, des activités anthropiques ont également été notées, mais dans des proportions différentes. L'île de la Madeleine, qui est le site de référence, ne présente aucun effluent. Sur les sites du Ngor', Vivier, Ouakam, UCAD, Anse Bernard, Rufisque1, Rufisque2, Bargny1 et Bargny2, les effluents essentiellement domestiques avec des activités de pêche, sont de faibles à moyens débits. A Cambéréne, les eaux usées domestiques rejetées nécessiteraient un traitement, contrairement à Soumbédioune (fort débit), Yoff Tonghor (faible débit) et Ngor (débit moyen) (Tableau 11). Le site de Dantec est caractérisé par des rejets d'eaux usées domestiques et médicales. Mais une forte énergie de houle se produit sur la plage (shore break puissant) diluant davantage les polluants entrants. Sur les sites de la Petite Côte (Toubab Dialaw, Saly et Mbour), seules les activités touristiques et de pêche sont observées. Par rapport aux trois autres tests portant sur les microalgues (*P. tricornutum*), les crustacées (*Artemia salina*) et les poissons (*D. labrax*), la zone étudiée apparaît, dans presque sa totalité et dans la limite de l'étude des sédiments marins, en très bon état écotoxicologique puisque la majorité des sites ont des pourcentages d'inhibition de la croissance cellulaire de *P. tricornutum* ; des pourcentages mortalité des larves d'*A. salina* et des pourcentages de la mortalité des larves de *D. labrax* inférieurs à 20 % à l'exception des sites de Ngor (42,86 % pour *D. Labrax*), Ouakam (25,29 % pour *D. Labrax*), Soumbédioune (89,12 % pour *D. Labrax*), Hann1 (71,43 % pour *D. Labrax*) et Hann1' (85,4 % pour *P. Tricornutum* et 86,29 % pour *D. Labrax*). Ces résultats écotoxicologiques permettent de mettre en évidence les différences sensibilités des espèces utilisées dans cette étude vis-à-vis des sédiments de la Presqu'île du Cap-Vert et la Petite Côte. Ainsi *M. gigas* est plus sensible au polluants existants dans ces sédiments ce qui confirme les propos de His *et al.* (1999) suivi de *D. labrax*, de *Phaeodactylum tricornutum* et d'*A. salina*.

Les résultats obtenus dans cette étude à l'aide des analyses de *P. tricornutum*, *A. Salina* et *D. labrax* ont montré que les échantillons sont comparativement moins toxiques que ceux de Sonko (2017) prélevés sur les mêmes sites et concernant *M. gigas*. Nos échantillons sont également moins toxiques que ceux présentés par Barhoumi (2014) pour la Tunisie, par Galgani (2007) concernant le littoral des Bouches-du-Rhône (France), par Galgani *et al.* (2009) sur les lagunes méditerranéennes représentant 2,1 % des sites très toxiques en France, et ceux du littoral du Languedoc Roussillon, du Var, et des Alpes Maritimes (France) (Galgani et Baldi 2010). En revanche, le test sur *M. gigas* a révélé globalement que les sites à forte toxicité, dans la presqu'île de Dakar et la Petite Côte, sont plus nombreux que ceux étudiés par Barhoumi (2014) et Galgani *et al.* (2007, 2009 et 2010). La très faible toxicité de nos échantillons vis-à-vis des tests de croissance cellulaire de *P. tricornutum*, de mortalité larvaire de *A. salina* et de mortalité larvaire de *D. labrax* par rapport aux autres tests pourraient s'expliquer par la sensibilité des espèces utilisées aux polluants en présence. Les bivalves comme *M. gigas* utilisés dans ce document et dans les travaux de Barhoumi (2014) et Galgani (2007, 2009 et 2010) sont plus sensibles aux ETM et aux hydrocarbures par rapport à d'autres espèces marines souvent utilisées en écotoxicologie comme les crustacés (*A. salina*, *Elminius modestus*, *Balanus improvisus*), et les bactéries (*Photobacterium phosphoreum*) (Geffard 2001). L'approche méthodologique présentée dans la présente étude s'est limitée à une évaluation de la toxicité aiguë ; la toxicité chronique n'a pas été prise en compte. D'autres limites incluent la non-représentativité des échantillons en raison d'une zone d'échantillonnage réduite (échantillons non composites) et l'extrapolation des résultats uniquement dans des conditions spécifiques (*e.g.* climats intenses, remise en suspension des sédiments) (His *et al.* 1999 ; Quiniou 2005). La quantification des ETM dans la fraction inférieure à 100 µm (c'est-à-dire l'argile et le limon fin) peut influencer la teneur en ETM dans l'ensemble du sédiment. Cependant, l'utilisation de tests standardisés a permis de spéculer sur un statut écotoxicologique insatisfaisant (mauvaise qualité) des sédiments marins de la périphérie de la zone côtière de Dakar et de la Petite Côte.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette première évaluation de la qualité écotoxicologique des échantillons de sédiments marins sénégalais, pré exploitation pétrolière, est demandée par les décideurs et les gestionnaires du milieu marin et sur un plan multi sectoriel (pêche tourisme, environnement, assainissement, etc.). Elle l'ouvre la voie à un monitoring plus consistant et nécessitera des analyses complémentaires qui restent couteuses.

Sur le plan social, certains sites, qui ont fait l'objet d'études antérieures comme la Baie de Hann où de nombreux projets ont été financés, semblent indiquer un niveau d'information vis-à-vis de la pollution marine de la population riveraine plus important qu'ailleurs sur la presqu'île du Cap-Vert. La pollution de la baie de Hann est perçue comme élevée et s'aggravant ces dix dernières années avec une convergence des résultats issus de l'analyse des sédiments et des eaux de surface qui confirment le mauvais état sanitaire et écologique du site. Sur les sites de Soumbédioune et Ngor, la pollution est considérée comme modérée par les populations, ce qui démontre un défaut d'information car une divergence s'observe avec les données scientifiques qui elles relèvent une forte pollution microbiologique et chimique. Il est important de noter la forte hétérogénéité des niveaux de pollution à l'échelle locale en fonction de la présence d'effluent ou non, et de la configuration physique des sites contaminés, *i.e.* courantologie et turbulence des masses d'eaux. Ainsi la commune de Ngor présente différents niveaux de pollution marine, et nos analyses (sur la baie des Carpes) ne représentent pas l'état de pollution de toute la commune. La pollution aux Almadies-Vivier et à Ouakam est considérée comme modérée par la population ce qui converge avec les résultats scientifiques. Pour les sites d'Almadies-Ngor, Fann Hock, Grande Corniche, Ouakam, Rufisque, Yoff-Virage, petite Corniche, la population perçoit le niveau de la pollution comme modéré voir faible mais qui s'est aggravé ces 10 dernières années. Nous recommandons en priorité une sensibilisation des populations en particulier les moins informées mais aussi des décideurs locaux. Une estimation des pertes économiques par la société doit être encourager ainsi qu'une enquête sanitaire voir épidémiologique. Les résultats microbiologiques (*E. coli*, entérocoques, salmonelles, Vibrions) révèlent que la majorité des sites ne sont pas conformes, pour les deux campagnes AWATox 1 et 2, par rapport à la qualité de l'eau de baignade. Ce qui n'est pas le cas pour les sites de Cambérène (AWATox 2), de Vivier (AWATox 1), de Ouakam et d'Ile de la Madeleine (AWATox1 et 2) qui remplissent les critères de la qualité de l'eau de baignade. L'analyse des microplastiques révèle des concentrations et densités fortes en générale et très fortes à

Cambérène, à Ngor, à Hann1 et 2. Les macroplastiques sont fortement observés à Cambérène, Ngor et à Hann1 et devront faire l'objet d'une étude *ad hoc*. Nos résultats ont montré que les sédiments des sites échantillonnés étaient légèrement basiques, dominés par une abondance de sables fins et de sables grossiers. Le Cr et le Ni dépassent la CEP (ce qui pourrait avoir des effets négatifs sur les espèces aquatiques) dans de nombreux sites et ont été associés à la prédominance des sables grossiers et fins, et en tenant compte du fait que les métaux lourds présent dans les sédiments ont été analysés sur la fraction granulométrique $\leq 100 \mu\text{m}$ et $\leq 2 \text{mm}$. Presque les 2/3 des sites échantillonnés étaient de mauvaise qualité écotoxicologique en ce qui concerne le test de *M. gigas*, à l'exception du site de Ngor, Ile de la Madeleine (site offshore), Rufisque1, Bargny1 et 2, Toubab Dialaw, Saly et Mbour. Nous pouvons supposer que les eaux usées de Dakar peuvent avoir des effets négatifs sur les organismes filtreurs tels que *M. gigas*. En revanche, les eaux usées ne semblent pas avoir localement d'impact négatif sur la production primaire (Bioessais surlocale de la chaîne alimentaire du milieu marin, dans la limite du bioessai utilisant *P. tricornutum*). Ces derniers résultats suggèrent que la disponibilité des proies planctoniques pour les poissons ne serait pas affectée par la toxicité (bioessais sur *A.*, ainsi que tend à l'indiquer le bioessai employant *A. salina*). Ainsi l'arrivée importante de matière organique issue des effluents d'eaux usées favoriserait le développement du phytoplancton autour de la presqu'île du Cap-Vert. Le suivi de la pollution marine nécessite des tests écotoxicologiques plus réguliers et sur une couverture spatiale adapté à la demande. Afin de répondre à la demande locale en analyse écotoxicologique, une perspective à court terme serait de transférer ces bioessais au Sénégal et d'en réaliser de nouveaux sur des niveaux trophiques plus élevés et variés. Pour cela, et compte tenu de la faiblesse des moyens logistiques et financiers engagé jusqu'ici sur la surveillance de la qualité des écosystèmes marins en Afrique de l'ouest, il faudra adapter les bioessais développé au Nord au matériel biologique disponible localement comme par exemple, d'utiliser *M. gasar* (Ettajani, 1994) et proposer de remplacer les bioessais sur les larves de *D. labrax* (OCDE, 1992) par des bioessais sur les larves de Tilapia (*O. niloticus*), ces alevins étant localement produits massivement et donc disponible. Nous espérons, à travers ces résultats, faciliter de futurs plans d'échantillonnages, encourager des mesures plus régulières, créer des synergies inter institutionnelles et inter sectorielles sur ce sujet, sensibiliser la population face à cette pollution forte autour de cette belle mégapole qu'est Dakar, capitale sous régionale sous bien des aspects, avant que les conséquences ne soient difficilement réversibles et cause des préjudices socioéconomiques majeur à la nation toute entière. Enfin, notre travail s'est inscrit dans un projet sous régionale au travers d'une action de démonstration qui souhaite encourager les pays de la sous-région à suivre notre

initiative qui a démontré la faisabilité à moindre cout du suivi des principales variables de la population marine.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adefemi, O. S., Olaofe, O., et Asaolu, S. S. 2007. « Seasonal Variation in Heavy Metal Distribution in the Sediment of Major Dams in Ekiti-State ». *Pakistan Journal of Nutrition* 6 (6): 705-707. ISSN 1680-5194.
- AFNOR ISO 10253. 2006. Qualité de l'eau : Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema costatum* et *Phaeodactylum tricornutum*. Indice de classement: T 90-311.
- AFNOR ISO 14669. 2003. Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (Copepoda, Crustacea). Indice de classement: T 90-330.
- AFNOR XP T 90-382. 2009. Qualité de l'eau : Bio indicateur de la toxicité potentielle de milieux aquex. Détermination de la toxicité potentielle d'échantillons aquex sur le développement embryonnaire de bivalve. Indice de classement: T 90-382.
- Ahn, J. S., Park, Y. S., Kim, J-Y., et Kim, K-W. 2005. Mineralogical and Geochemical Characterization of Arsenic in an Abandoned Mine Tailings of Korea. *Environmental Geochemistry and Health* 27 (2): 147-57. <https://doi.org/10.1007/s10653-005-0121-8>.
- Akpama, I. O. 2017. An examination of the effectiveness of implementation of the MARPOL 73/78 Convention in Nigeria. Report (N° 553). Nigeria: World Maritime University Dissertations. https://commons.wmu.se/all_dissertations/553.
- Al Ashoor, A. S. 2016. Impact des éléments trace métalliques sur le milieu et apport de la cytométrie en flux dans l'étude du fonctionnement des lagunes de la décharge d'Etueffont (Territoire de Belfort, France). PhD Thesis, Université de Franche-Comté, Besançon France. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01496693>.
- Alvarez, D., Andanson, S., Perrochon, S., Le Gouis, J., Ravel, C. 2012. Validation de la méthode de quantification de l'azote par analyseur élémentaire méthode Dumas et détermination des conditions d'utilisation d'après son incertitude de mesure et son seuil de discrimination. *Le Cahier des Techniques INRAE, INRAE*. hal-03184227.
- Amara, A., Bisson, M., Hult, C., et Marescau, N. 2016. Plomb et ses dérivés inorganiques. Drc-09-103112-08910c. INERIS.
- Anderson, B. S., Hunt, J. W., Phillips, B M., Tudor, S., Fairey, R., Newman, J., Puckett, H. M., Stephenson, M., Long, E. R., et Tjeerdema, R. S. 1998. Comparison of Marine Sediment Toxicity Test Protocols for the Amphipod *Rhepoxynius Abrognis* and the Polychaete Worm *Nereis (Neanthes) Arenaceodentata*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (5): 859-66. <https://doi.org/10.1002/etc.5620170513>.

- Andrady, A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62: 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- Ankley, G. T., Toro, D. M. Di., Hansen, D. J., et Berry, W. J. 1996. Assessing the Ecological Risk of Metals in Sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15 (12): 2053-55. <https://doi.org/10.1002/etc.5620151201>.
- Ankley, G. T., Schubauer-Berigan, M. K., et Dierkes, J. R. 1991. Predicting the Toxicity of Bulk Sediments to Aquatic Organisms with Aqueous Test Fractions: Pore Water vs. Elutriate. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10 (10): 1359-66. <https://doi.org/10.1002/etc.5620101015>.
- Auger, P-A., Gorgues, T., Machu, E., Aumont, O., Brehmer, P. 2016. What drives the spatial variability of primary productivity and matter fluxes in the Nord-West African upwelling system? A modelling approach and box analysis. *Biogeosciences*, European Geoscience Union 13(23): 6419-6440. <https://doi.org/10.5194/bg-13-6419-2916>.
- Azzouz, S. 2014. Spéciation du Phosphore dans des Sédiments Aquatiques Optimisation Analytique Application Environnementale. PhD thesis, Université Constantine I. Constantine, Algérie.
- Ba, K., Diagne, B., Ndour, A., Diedhiou, C., et Dabo. B. 2011. Inventaire des initiatives de protection côtières de Saint-Louis à Mbour. Rapport final du projet d'intégration de l'adaptation aux changements climatiques dans le développement durable au Sénégal (INTAC). <https://docplayer.fr/21366381-Kader-ba-badara-diagne-abdoulaye-ndour-charles-diedhiou-et-dr-bathy-dabo.html>.
- Babut, M., Bedell, J. P., Bray, C., M. B., Devaux, A., Delolme, C., Durrieu, C., Jeanne, G., Montuelle, B., Perrodin, Y., et Vollat, B. 2001. Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Synthèse du rapport d'étude (avril 2001). Report. irstea. <https://hal.inrae.fr/hal-02579812>.
- Barhoumi, B. 2014. Biosurveillance de la pollution de la lagune de Bizerte (Tunisie) par l'analyse comparée des niveaux de contamination et de l'écotoxicité des sédiments et du biote. PhD thesis, Université de Bordeaux, Bordeaux, France; Université de Carthage, Tunisie. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01133942>.
- Basraoui, Y., Zegmont, M., Eladdouli, J., Demnati, S., Chahlaoui, A., et Chafi, A. 2010. Contribution à l'étude de la pollution de la zone côtière Saidia/Moulouya (Maroc Nord Oriental). *Afrique Science*. ISSN : 1813-548X. <http://www.afriquescience.info>.
- Baudrimont, M., Lemaire-Gony, S., Ribeyre, F., Metivaud, J., et Boudou, A. 1997. « Seasonal Variations of Metallothionein Concentrations in the Asiatic Clam (*Corbicula fluminea*). Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology, 18(3) 316-367. [https://doi.org/10.1016/S0742-8413\(97\)00157-6](https://doi.org/10.1016/S0742-8413(97)00157-6).

- Benson, W., Watson, C., Baer, K. N., et Stackhouse, R. A. 1988. Response of hematological and biochemical parameters to heavy metal exposure: Implications in environmental monitoring. *Marine Environmental Research* 24(1-4)219-222. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(88\)90303-0](https://doi.org/10.1016/0141-1136(88)90303-0).
- Bodin, N., R., N’Gom-Kâ, Kâ, S., Thiaw, O. T., Tito de Morais, L., Le Loc’h, F., Rozuel-Chartier, E., Auger, D., et Chiffolleau, J. -F. 2013. Assessment of Trace Metal Contamination in Mangrove Ecosystems from Senegal, West Africa. *Chemosphere* 90 (2): 150-57. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.019>.
- Bonnet, C. 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l’étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. PhD thesis, Université de Metz. Metz, France.
- Bonnin, M., Ould, Z. A., et Queffelec, B. 2014. Droit de l’environnement marin et côtier en Mauritanie. Commission Sous-Régionale des pêches (CSR/P), Partenariat Régional Côtier et Marin (PRCM), Editions de l’ITRD. Dakar, Sénégal.
- Borgmann, U. 2000. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: bio-accumulation-toxicity relationships, water concentrations and sediment spiking approaches. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 3 (3): 277-89. <https://doi.org/10.1080/14634980008657027>.
- Brehmer, P., Constantin de Magny, G., Sonko, A., Guinot, P., et Diallo, B. 2016. Mesures microbiologiques, chimiques, microplastiques et écotoxicologiques des eaux maritimes proches d’effluents de la presqu’île de Dakar et enquête auprès de la population littorale : campagnes AWATox 1, 2, 3 & 4 : rapport de mission.
- BRGM. 1994. Projet d’études, de réhabilitation, de protection et d’aménagement des baies de Dakar. Synthèse des travaux 37956. Sénégal.
- Brisou, J. 1968. La pollution microbienne, virale et parasitaire des eaux littorales et ses conséquences pour la santé publique. *Bulletin of the World Health Organization*, 38 (1): 79 - 118, Articles de revue-bulletio=n, 38 (1): 79-118.
- Brousse, G., et Arnaud-Fassetta, G. 2011. Caractérisation (2010) et évolution récente (1999-2010) du gradient granulométrique longitudinal dans les deux bras du Rhône deltaïque (France méditerranéenne). *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 17 (vol. 17-n° 3): 291-306. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.9500>.
- Burgess, R. M., et McKinney, R. A. 1997. Effects of Sediment Homogenization on Interstitial Water PCB Geochemistry ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33 (2): 125-29. <https://doi.org/10.1007/s002449900233>.

- Burgess, R. M., et Morrison, G. E. 1994. « A short-term exposure, sublethal, sediment toxicity test using the marine bivalve *Mulinia lateralis*: statistical design and comparative sensitivity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(4): 571-580. <https://doi.org/10.1002/etc.5620130405>.
- Burgess, R. M., McKinney, R., Schweitzer, K A., et Phelps, D. K. 1993. Contaminated Marine Sediments: Water Column and Interstitial Toxic Effects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12 (1): 127-38. <https://doi.org/10.1002/etc.5620120114>.
- Burgess, R. M., et Scott, K. J. 1992. Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and Effects. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C., EPA/600/A693/165 (NTISPB93221836). https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NHEERL&dirEntryID=46746.
- Burton, G. A. 1992. Sediment Toxicity Assessment. Boca Raton. ISBN: 9781351076555. <https://doi.org/10.1201/9781351076555>.
- Carr, R. S., Montagna, P. A., Biedenbach, J. M., Kalke, R., Kennicutt, M. C., Hooten, R., et Cripe, G. 2000. Impact of Storm-Water Outfalls on Sediment Quality in Corpus Christi Bay, Texas, USA ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 (3): 561-74. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190307>.
- Carr, R. S., et Chapman, D. C. 1992. Comparison of Solid-Phase and Pore-Water Approaches for Assessing the Quality of Marine and Estuarine Sediments. *Chemistry and Ecology* 7 (1-4): 19-30. <https://doi.org/10.1080/02757549208055430>.
- Carr, R. S., Williams, J. W., et Fragata, C. T. B. 1989. Development and Evaluation of a Novel Marine Sediment Pore Water Toxicity Test with the Polychaete *Dinophilus Gyrociliatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8 (6): 533-43. <https://doi.org/10.1002/etc.5620080610>.
- Carr, R.S., et D.C. Chapman. 1995. Comparison of methods for conducting marine and estuarine sediment porewater toxicity tests—extraction, storage, and handling techniques. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28(1): 69-77. <https://doi.org/10.1007/BF00213971>.
- Cazalet, M. L. 2012. Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques : Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. PhD thesis, Université INSA de Lyon. Lyon, France. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00749917>.
- Chapman, P. M., Morgan, D. J. 1983. Sediment bioassays with oyster larvae [*Crassostrea gigas*, indicators of environmental quality]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 31(4):438-44. <https://doi.org/10.1007/BF01622275>.

- Chapman, P. M., Power, E. A., Dexter, R. N., et Andersen, H. B. 1991. « Evaluation of Effects Associated with an Oil Platform, Using the Sediment Quality Triad ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 10 (3): 407-24. <https://doi.org/10.1002/etc.5620100313>.
- Chapman, P., Dexter, R. N., et Long, E. R. 1987. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology progress Series* 37: 75-96. <https://doi.org/10.3354/meps037075>.
- Chapman, P. M. 1990. The Sediment Quality Triad Approach to Determining Pollution-Induced Degradation. *Science of The Total Environment* 97-98: 815-25. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90277-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90277-2).
- Chevalier, P. 2002. Entérocoques et streptocoques fécaux. Institut National de Santé Publique Québec (INSPQ). <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/enterocoques>.
- Choi, J., Roche, H., et Caquet, T. 2000. Effects of physical (Hypoxia, Hyperoxia) and chemical (potassium dichromate, fenitrothion) stress on antioxidant enzyme activities in *Chironomus riparius* Mg. (Diptera, Chironomidae) larvae: Potential biomarkers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 495-500. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190231>.
- Collignon, A., Hecq, J-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., et Goffart, A. 2012. Neustonic Microplastic and Zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64 (4): 861-64. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.011>.
- Connell, D. W. 1986. Ecotoxicology—a New Approach to Understanding Hazardous Chemicals in the Environment. *Search* 17(1-2): 27-31. <https://fdocuments.us/document/ecotoxicologya-new-approach-to-understanding-hazardous-chemicals-in-the.html>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique-salinité (eau de mer), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. Report N° 1300. Canada.
- Conseil des Ministres UEMOA. 2008. Directive n° 02/2008/CM/UEMOA relative à la recherche et au sauvetage en mer et à la protection de l'environnement marin au sein de l'UEMOA. Dakar, Sénégal. <https://www.yumpu.com/fr/document/read/37958437/directive-02-2008-cm-uemoa-recherche-et-sauvetage-en-mer-et->.
- Coulon, F. 2014. Contribution à l'étude des sédiments marins lors d'opérations de dragage portuaire : re-sédimentation et mobilisation de la pollution organique. PhD thesis, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier, France <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01347148>.

- Cripe, G. M., Carr, R. S., Foss, S. S., Harris, P. S., et Stanley R. S. 2000. Effects of Whole Sediments from Corpus Christi Bay on Survival, Growth, and Reproduction of the Mysid, *Americamysis Bahía* (Formerly *Mysidopsis Bahía*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64 (3): 426-33. <https://doi.org/10.1007/s001280000018>.
- Crossland, N. O. 1992. Hazard Assessment in Freshwater Ecosystems. *Toxicology Letters* 64-65:511-517. [https://doi.org/10.1016/0378-4274\(92\)90226-A](https://doi.org/10.1016/0378-4274(92)90226-A).
- De Villers, J. 2005. Qualité physicochimique et chimiques des eaux de surface: cadre général. Données de l'IGBE: "L'eau à Bruxelles". 16p.
- Dewitt, T. H., Swartz, R. C., et Lamberson, J. O. 1989. Measuring the Acute Toxicity of Estuarine Sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8 (11): 1035-48. <https://doi.org/10.1002/etc.5620081109>.
- Di Toro, D. M., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Carlson, A. R., et Ankley, G. T. 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science & Technology* 26 (1): 96-101. <https://doi.org/10.1021/es00025a009>.
- Diankha, O., Ba, A., Brehmer, P., Brochier, T., Sow, B. A., Thiaw, M., Gaye, A. T., Ngom, F., et Demarcq, H. 2018. Contrasted Optimal Environmental Windows for Both *Sardinella* Species in Senegalese Waters. *Fisheries Oceanography* 27 (4): 351-65. <https://doi.org/10.1111/fog.12257>.
- Dieme, D. 2011. Caractérisation physicochimique et étude des effets toxiques sur des cellules pulmonaires BEAS-2B des polluants particuliers de la ville de Dakar (Sénégal). PhD thesis, Université du Littoral Côte d'Opale. Dunkerque, France. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00818732>.
- Diop, C. 2014. Etude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens aux Sénégal: Evaluation de la toxicité potentielle. Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD). Dakar, France
- Diop, C., Dewaelé, D., Diop, M., Touré, A., Cabral, M., Cazier, F., Fall, M., Diouf, A., et Ouddane, B. 2014. Assessment of Contamination, Distribution and Chemical Speciation of Trace Metals in Water Column in the Dakar Coast and the Saint Louis Estuary from Senegal, West Africa. *Marine Pollution Bulletin* 86 (1): 539-46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.051>.
- Diop, C., Dewaelé, D., Diop, M., Touré, A., Cabral, M., Cazier, F., Fall, M., Diouf, A., et Ouddane, B. 2012. Étude de la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments cotiers au niveau des points d'évacuation des eaux usées à Dakar (Sénégal). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 25 (3): 277-85. <https://doi.org/10.7202/1013107ar>.

- Diop, M., Howsam, M., Diop, C., Cazier, F., Goossens, J. F., Diouf, A., et Amara, R. 2016a. Spatial and Seasonal Variations of Trace Elements Concentrations in Liver and Muscle of Round Sardinelle (*Sardinella Aurita*) and Senegalese Sole (*Solea Senegalensis*) along the Senegalese Coast. *Chemosphere* 144: 758-66. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.085>.
- Diop, M., Howsam, M., Diop, C., Goossens, J. F., Diouf, A., et Amara, R. 2016b. Assessment of Trace Element Contamination and Bioaccumulation in Algae (*Ulva Lactuca*), Mussels (*Perna Perna*), Shrimp (*Penaeus Kerathurus*), and Fish (*Mugil Cephalus*, *Saratherondon Melanotheron*) along the Senegalese Coast. *Marine Pollution Bulletin* 103 (1-2): 339-43. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.038>.
- Diop, T. B. 1997. Teneurs mercurielles des céphalopodes des côtes sénégalaises. Sénégal: Ecole Nationale des Cadres Ruraux, Bambey.
- Djamila, B., Nasreddine, B., et Mansour, B. 2019. Étude des caractéristiques thermiques et mécaniques des briques à base de sédiments de dragage portuaire. *Matériaux & Techniques* 107 (4): 405. <https://doi.org/10.1051/mattech/2019032>.
- Domain, F. 1977. Carte sédimentologique du plateau continental sénégalais : extension à une partie du plateau continental de la Mauritanie et de la Guinée Bissau. Notice Explicative 68. Paris: ORSTOM. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:08891>.
- El Houssainy, A. 2020. Apports et géochimie sédimentaire des éléments traces métalliques dans deux zones côtières méditerranéennes urbanisées : Beyrouth (Liban) et Toulon (France). PhD thesis, Université de Toulon. Toulon, France.
- El Ouali, L. A., Bekhti, K., Berrada, S., Zanibou, A., Fadil, F., et Merzouki, M. 2013. Contrôle de la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Fès au Maroc (Microbiological control wastewater domestic and industrial city of Fes Morocco). *Agrobiologia* 3 (1): 56-65.
- Environnement Canada, et Ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2008. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration. 39 p.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., et Amato, S. 2013. Microplastic Pollution in the Surface Waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77 (1-2): 177-82. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>.
- Perrein-Ettajani, H. 1994. Transfert des éléments traces essentiels ou toxiques dans une chaîne trophique à mollusques. PhD thesis, Université de Tours. France.
- Fabri, M-C., et Andral, B. 2011. Appui à la mise en oeuvre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin – DCSMM. Report: RST.ODE/LER-PAC/11-06. IFREMER.

- Farrell, P., et Nelson, K. 2013. Trophic level transfert of microplastic: *Mytilus edulis* to *Carcinus maenas*. *Environmental Pollution* 177: 1-3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>.
- Faure, F., et De Alencastro, L. F. 2014. Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse. Rapport final N°: EPFL-ENAC/IIE/GR-CEL, Ecole polytechnique fédérale de Laussane. Suisse.
- Faye, G. 2010. Les impacts des activités économiques sur la dynamique du littoral de la Petite côte, de la baie de Hann à Joal au Sénégal. Report: 08. Université Cheikh Anta Diop. Dakar, Sénégal.
- Felippe de Alencastro, L. 2014. Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse. IReport: IIE, GR-CEL. Ecole polytechnique de Lausanne. Suisse.
- Field, J. G., Hempel, G., et Summerhayes, C. P. 2002. *Oceans 2020: Science, Trends, and the Challenge of Sustainability*. 4th edition. Island Press. Washington, USA.
- Fisher, S. W., Chordas, S. W., et Landrum, P. 1999. Lethal and sublethal body residues for PCB intoxication in the oligochaete, *Lumbriculus variegatus*. *Aquatic Toxicology* 45(2-3)115-126. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00103-9](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00103-9).
- Forstner, U. 1987. Sediment-Associated Contaminants? An Overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia* 149: 221-246. Doi: 10.1007/BF00048663.
- Fréry, N., Guldner, L., Saoudi, A., Garnier, R., Zeghnoun, A., et Bidondo, M-L. 2013. Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 2 - Polychlorobiphényles (PCB-NDL) et pesticides. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire. 178 p. <http://www.invs.sante.fr>.
- Gago, J., Henry, M., et Galgani, F. 2015. First Observation on Neustonic Plastics in Waters off NW Spain (Spring 2013 and 2014). *Marine Environmental Research, Particles in the Oceans: Implication for a safe marine environment*, 111: 27-33. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.07.009>.
- Galgani, F., Senia, J., Guillou, J. L., Laugier, T., Munaron, D., Andral, B., Guillaume, B., Coulet, E., Boissery, P., Brun, L., et Bertrand, M. C. 2009. Assessment of the Environmental Quality of French Continental Mediterranean Lagoons with Oyster Embryo Bioassay. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 57 (3): 540-51. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9302-2>.
- Galgani, F. 2007. Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral des bouches du Rhône par un bio essai : développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments. Rapport N°: RST.DOP/LER-PAC/07-06. IFREMER. Brest, France.

- Galgani, F., et Baldi, Y. 2010. Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral du Languedoc Roussillon, du Var et des Alpes Maritimes par un bio essai : Développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments. Rapport N°: RST/DOP/LER/PAC/10-02. IFREMER. Brest, France.
- Geffard, Olivier. 2001. Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. PhD thesis, Université de Bordeaux I. France
- GESAMP. 2010. Proceedings of the GESAMP international workshop on microplastic particles as vecteur in transporting persistent, bioaccumulating and toxic substance in the oceans. Reports and studies N°: 82. UNESCO-IOC. Paris.
- Giesy, J. P., Graney, R. L., Newsted, J. L., Rosiuan, C. J., Benda, A., Kreis, R. G., et Horvath, F. J. 1988. Comparison of Three Sediment Bioassay Methods Using Detroit River Sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7 (6): 483-98. <https://doi.org/10.1002/etc.5620070608>.
- GIP Loire Estuaire. 2005. La dynamique de la vie: sites contaminés par *Escherichia coli*. Cahier indicateurs N°1. GIP Loire Estuaire. France.
- Gourlay-Francé, C., Delmas, F., Mazzella, N., et M-H., Tusseau-Vuillemin. 2010. Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique. Rapport N°: 1, Sciences Eaux et territoires. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2010.1.02>.
- Guevara-Riba, A., Sahuquillo, A., Rubio, R., et Rauret, G. 2004. Assessment of Metal Mobility in Dredged Harbour Sediments from Barcelona, Spain. *The Science of the Total Environment* 321 (1-3): 241-55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.08.021>.
- Hannouche, A., Chebbo, G., Ruban, G., Tassin, B., et Joannis, C. 2011. Relation entre la turbidité et les matières en suspension en réseau d'assainissement unitaire. *Techniques Sciences Méthodes* 2010 (10): 42-51. hal-00722663.
- Henry, M. 2010. Pollution du milieu marin par les déchets solides : Etat des connaissances. Perspectives d'implication de l'Ifremer en réponse au défi de la Directive Cadre Stratégie Marine et du Grenelle de la Mer. Rapport N°: RST.DOP/LER-PAC/10-09. IFREMER.
- His, E., Beiras, R., et Seaman, M. 1999. The Assessment of Marine Pollution - Bioassays with Bivalve Embryos and Larvae. *Advances in Marine Biology* 31(2)351-355. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60428-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60428-9).
- His, E., Heyvang, I., Geffard, O., et Montaudouin, X. 1999. A comparison between oyster (*Crassostrea gigas*) and sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larval bioassays for toxicological studies. *Water Research* 33(7)1706-1718. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00381-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00381-9).

- His, E., Seaman, M. N. L., et Beiras, R. 1997. A Simplification the Bivalve Embryogenesis and Larval Development Bioassay Method for Water Quality Assessment. *Water Research* 31 (2): 351-55. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00244-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00244-8).
- Imane, S-H., Fatima-Zohra, A-M., Dounia, K., et Smail, M. 2019. Niveau de Contamination Par Les Éléments Traces Métalliques Cadmium, Cobalt, Cuivre et Zinc de Deux Cyprinidés et Des Sédiments Du Barrage Koudiet Medouar (Batna, Algérie). *Journal of Applied Biosciences* 143: 14606-21. <https://doi.org/10.4314/jab.v143i1.1>.
- INERIS. 2005a. Aluminium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-02-25590-02DF41.doc Version N°2-2-janvier 2005. 53p.
- INERIS. 2005b. Chrome et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-01-05590-00DF253.doc Version N°2-4-février 05. 80p.
- INERIS. 2005c. Cuivre et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-02-25590-02DF54.doc Version N°1-5-mars 05. 66p.
- INERIS. 2006a. Cobalt et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-02-25590-02DF55.doc Version N°2-1avril 2006. 55p.
- INERIS. 2006b. Nickel et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-02-25590-02DF44.doc Version N°1-2juillet 2006. 71p.
- INERIS. 2010. Mercure et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-10-100074-00926A Version N° 4-septembre 2010. 120p.
- INERIS. 2014. Cadmium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS -DRC-11-117259-10308B.doc Version N°3-avril 2014. 111p.
- Jimenez, J. 2016. Comportement des éléments traces métalliques (ETMs) dans les sédiments de surface du Golfe du Morbihan et de la Baie de Quiberon (France) : distribution spatiale, spéciation, biodisponibilité et relation avec les sédiments des ports et rivières ». PhD thesis, Université de Bretagne Sud. France.
- Johnson, B. T., et Long, E. R. 1998. Rapid Toxicity Assessment of Sediments from Estuarine Ecosystems: A New Tandem in Vitro Testing Approach . *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (6): 1099-1106. <https://doi.org/10.1002/etc.5620170616>.
- Journal Officiel de la République Française. s. d. Décret n° 2017-1347 du 18 septembre 2017 portant publication de la convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (ensemble une annexe et deux appendices), signée à Londres le 13 février 2004 (1) - Légifrance. Consulté le 25 mars 2021. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000035589524>.

- Juc, L. 2007. Etude des risques liés à l'utilisation des pesticides organochlorés et impacts sur l'environnement et la santé humaine. Sciences de la Terre. PhD thesis, Université Claud Bernard-Lyon I. France.
- Karouna-Reiner, N. K., et Zehr, J. P. 1999. Ecological implications of molecular biomarkers: assaying sub-lethal stress in the midge *Chironomus tentans* using heat shock protein 70 (HSP-70) expression | SpringerLink. *Hydrobiologia* 401: 255–264. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1003730225536>.
- Keddari, D., Afri-Mehennaoui, F-Z., Smatti-Hamza, I., Djeddi, H., Sahli, L., et Mehennaoui, S. 2019. Évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cuivre, nickel et zinc) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, et leur transfert vers la chénopodiacée *spinacia oleracea* (L.). *Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science* 32 (3): 255-73. <https://doi.org/10.7202/1067308ar>.
- Kikouama, J. R. O., Konan, K. L., Katty, A., Bonnet, J. P., Baldé, L., et Yagoubi. N. 2009. Physicochemical Characterization of Edible Clays and Release of Trace Elements. *Applied Clay Science* 43 (1): 135-41. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2008.07.031>.
- Kribi, S. 2005. Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. PhD Thesis, INSA. Lyon, France. <http://www.theses.fr/2005ISAL0064>.
- Lagadic, L., Caquet, T., et Amiard, J-C. 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie: aspects fondamentaux. Paris Milan Barcelone: Masson. ISBN: 2-225-83053-3.
- Lamy Environnement. 1996. Eaux marines – Pollutions par immersion, Section II : Dispositions prises sur le plan national, Sous Section II : Normes de rejets.– 53062 – L'eau - Lamy S. A. - Décembre 1996. Lamy, Paris. 1300 p.
- Landrum, P. F., Nihart, S. R., Eadie, B. J., et Herche, L. R. 1987. Reduction in Bioavailability of Organic Contaminants to the Amphipod *Pontoporeia Hoyi* by Dissolved Organic Matter of Sediment Interstitial Waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6 (1): 11-20. <https://doi.org/10.1002/etc.5620060102>.
- Layglon, N. 2020. Comportement des éléments traces métalliques lors de la remise en suspension de sédiments contaminés en zone côtière. PhD thesis, Université de Toulon. France.
- Lebourg, A., Sterchman, T., Ciesielski, H., Proix, N. 1996. Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie, EDP sciences* 16(4): 201-215. Hal-00885788. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00885788>.
- Le Croizier, G., Schaal, G., Gallon, R., Fall, Le Grand, M., F., Munaron, J-M., Rouget, M-L., Machu, E., Le Loc'h, F., Laë, R., Tito De Morais, L. 2016. Trophic ecology influence on metal bioaccumulation in marine fish: Inference from stable isotope and fatty acid analyses. *Science of the Total Environment* 573: 83-95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.035>.

- Le Goff, F., et Bonnomet V. 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport N°: DRC-03-46822-FLg/JL-03.0693. INERIS.
- Le Hir, P. 2008. Aide mémoire de dynamique sédimentaire. 7ème édition. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6273/>.
- Léauté, F. 2008. Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau. Océan, Atmosphère. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. France.
- Ledireach, L. 2020. Pollutions marines : les définitions – GIS Posidonie. <https://gisposidonie.osupytheas.fr/?p=352>.
- Lee, G. F., et Jones, R. A. 1982. Of: Dredged Material Evaluations: Correlations between Chemical and Biological Evaluation Procedures. Journal (Water Pollution Control Federation) 54 (4): 406-9. <https://doi:10.2307/25041319>.
- Lee, M. R., et Correa, J. A. 2005. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. Marine Environmental Research 59(1):1-18. <https://doi:10.1016/j.marenvres.2004.01.002>.
- Legiot, A-D., Le Mao, P., Convent, A., et Penot, J. 1993. Recherche des salmonelles dans les mollusques bivalves marins par conductance-métrie. Rapport N°: R.INT.DEL/93.14/SM. Saint-Malo, France: IFREMER.
- Long, E R., Buchman, M. F., Bay, S. M., Breteler, R. J., Carr, R. S., Chapman, P. M., Hose, J. E., Lissner, A. L., Scott, J., et Wolfe, D. A., 1990. Comparative Evaluation of Five Toxicity Tests with Sediments from San Francisco Bay and Tomales Bay, California. Environmental Toxicology and Chemistry 9 (9): 1193-1214. <https://doi.org/10.1002/etc.5620090910>.
- Luoma, S. N., et Ho, K. T. 1998. Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. Handbook of Ecotoxicology. pp:193-226. <https://doi.org/10.1002/9781444313512.ch11>.
- Lusher, A. L., McHugh, M., et Thompson, R. C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. Marine Pollution Bulletin 67 (1-2): 94-99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>.
- Macdonald, D., Carr, R., Calder, F. D., Long, E., et Ingersoll, C. G. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. Ecotoxicology 5: 253-278. <https://doi.org/10.1007/BF00118995>.
- Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., et Clooster, M V., 2010. Contribution à l'étude physicochimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). Larhyss Journal 8 (2): 149-69. ISSN: 1112-3680.
- Marchant, M., Tissier, C., et Tronczynski, J. 2004. Les contaminants chimiques dans la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport N°: R.INT.DIR/DEL-PC/2001.11, IFREMER. Nantes, France.

- Masse, J. P. 1968. Contribution à l'étude des sédiments actuels du plateau continental de la région de Dakar. Essai d'analyse de la sédimentation biogène. Rapport N°: 23, Lab. Géo. Fac. Sc. Université Cheikh Anta Diop, Dakar, France.
- Matthiessen, P., Bifield, S., Jarrett, F., Kirby, M. F., Law, R. J., McMinn, W. R., Sheahan, D. A., Thain, J. E., et Whale, G. F. 1998. An Assessment of Sediment Toxicity in the River Tyne Estuary, UK by Means of Bioassays. *Marine Environmental Research* 45 (1): 1-15. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(96\)00098-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(96)00098-0).
- Michel, P. 1993. L'arsenic en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie*. janvier. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1448/>.
- Miler, B. S, D. J Pirie, et C. J Redshaw. 2000. « An Assessment of the Contamination and Toxicity of Marine Sediments in the Holy Loch, Scotland ». *ResearchGate*. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00190-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00190-3).
- Ministère de la jeunesse de l'environnement et de l'hygiène publique. 2001. Code de l'environnement, Loi N° 2001 – 01 du 15 Janvier 2001, Décret N° 2001 – 282 du 12 Avril 2001. Sénégal.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2008. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application prévention, dragage et restauration. 39 p. ISBN: 978-0-662-08296-5.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs. 2009. Critères de la qualité de l'eau de surface. ISBN: 978-2-550-57559-7. 506 p.
- Miquel, G. 2003. La qualité de l'eau et assainissement en France (annexes). Rapport N°: 2152, OPECST. https://www.senat.fr/rap/102-215-2/102-215-2_mono.html#toc0.
- Mortimer, D. C. 1985. Freshwater Aquatic Macrophytes as Heavy Metal Monitors ? The Ottawa River Experience. *Environmental Monitoring and Assessment* 5 (3): 311-23. <https://doi.org/10.1007/BF00394071>.
- Ndao, S. 2013. Les enjeux de dépollution et le principe pollueur payeur: l'exemple de la Baie de Hann. Report. Senegal: Université Cheikh Anta Diop. Dakar, Sénégal.
- Ndoye, S., Capet, X., Estrade, P., Sow, B., Dagorne, D., Lazar, A., Gaye, A., et Brehmer, P. 2014. SST Patterns and Dynamics of the Southern Senegal-Gambia Upwelling Center. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119 (12): 8315-35. <https://doi.org/10.1002/2014JC010242>.
- Nel, H. A., et Froneman, P. W. 2015. A Quantitative Analysis of Microplastic Pollution along the South-Eastern Coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 101 (1): 274-79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.043>.
- Nelson-Smith, A. 1990. Ecotoxicology—The Study of Pollutants in Ecosystems. *Land Degradation & Development* 2 (1): 71-72. <https://doi.org/10.1002/ldr.3400020109>.

- NF EN ISO 7899-2. 2000. Qualité de l'eau - recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux - Partie 2: méthode par filtration sur membrane. 07.100.20. <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-7899/qualite-de-leau-recherche-et-denombrement-des-enterocoques-intestinaux-part/fa049015/17422> (accessed 1.21.22).
- NF EN ISO 9308-1/A1. 2020. Qualité de l'eau - Dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes - Partie 1: Méthode par filtration sur membrane pour les eaux à faible teneur en bactéries. 07.100.20. <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-93081-a1/qualite-de-leau-denombrement-des-escherichia-coli-et-des-bacteries-coliform/fa188929/85146> (accessed 1.21.22).
- NF EN ISO 19250. 2013. Qualité de l'eau - recherche de Salmonella spp. 7.100.20. [https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-19250/qualite-de-leau-recherche-salmonella-spp/fa050381/4145%20\(accessed%201.21.20\)-et-des-bacteries-coliform/fa188929/85146](https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-19250/qualite-de-leau-recherche-salmonella-spp/fa050381/4145%20(accessed%201.21.20)-et-des-bacteries-coliform/fa188929/85146) (accessed 1.21.22).
- Niang, Seydou. 2000. Epuration des eaux usées domestiques. Projet de rapport Cities feeding people: lessons learned from projects in African cities. Nairobi, juin 1998.
- OCDE. 1992. Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques: Poisson, essai de toxicité aigue.
- Oekotoxzentrum. 2021. Les microplastiques dans l'environnements. https://www.centrecotox.ch/news-publications/actualites/les-microplastiques-dans-l-environnement/?_ga=2.246202628.1686984985.16336792219-1661655768.1625149037.
- ONEMA (Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatiques). 2011. Pollution des milieux aquatiques par les polychlorobiphényles (PCB) en France : principaux enjeux de gestion et lacunes identifiées dans les connaissances environnementales. Rapport d'étude et de travaux, ONEMA. Toulouse, France. <http://www.lagaronne.com/pollution-des-milieux-aquatiques-par-les-polychlorobiphenyles-pcb-en-france-principaux-enjeux-de>.
- Ong, M. C., Menier, D., Shazili, N. A., et Dupont, V. 2012. Geochemistry of Metallic Trace Elements in Surficial Sediments of the Gulf of Morbihan, Brittany, France. *Journal of applied Sciences* 12(21) : 2215-2224. <https://doi.org/10.3923/jas.2012.2215.2224>.
- Onivogui, G., Balde, S., Bangoura, K., et Barry, M. K. 2013. Évaluation Des Risques de Pollution En Métaux Lourds (Hg, Cd, Pb, Co, Ni, Zn) Des Eaux et Des Sédiments de l'estuaire Du Fleuve Konkouré (Rep. de Guinée). *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie* 9 (3): 36-44. <https://doi.org/10.4314/afsci.v9i3>.
- Osibanjo, O., Biney, C., Calamari, D., Kaba, Mbome N., , I. L., Naeve, H., Ochumba, P. B.O., et Saad, M. A. H. 2020. Substances d'hydrocarbures chlorés. In *Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain*. <http://www.fao.org/3/V3640F/V3640F06.htm>.

- Ouguergouz, F. 1992. La convention de Bamako sur l'interdiction d'importer en Afrique des déchets dangereux et sur le contrôle des mouvements transfrontaliers et la question des déchets dangereux produits en Afrique. *Annuaire Français de Droit International* 38 (1): 871-84. <https://doi.org/10.3406/afdi.1992.3099>.
- Oumar, B., Ekengele, N. L., et Balla, O. A. D. 2014. Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afrique science* 10(2): 184-198. ISSN: 1813-548X. <http://www.afriquescience.info>.
- Peirache, M. 2016. Qualité des eaux de baignade. Vers une analyse rapide des entérocoques intestinaux. PhD thesis, Université du Sud Toulon, Ecole doctorale Sci. De l'env. spécialité Biologie Marine. Toulon, France.
- Quantin, C. 2001. Incidence de la biodégradation des matières organiques sur le devenir des métaux et des contaminants organiques dans un sol nickelifère et un sédiment de rivière. PhD thesis, Université Henri Poincaré - Nancy 1. France. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01746681>.
- Quiniou, F. 2005. Bio-indicateur de la toxicité potentielle de milieux aqueux: bio-essai développement embryo-larvaire de bivalve. Editions Quae. ISSN: 1637-1844.
- Ramade, F. 1977. *Ecotoxicologie*. Masson, Paris. <https://www.abebooks.fr/signe/Ecotoxicologie-RAMADE-Fran%C3%A7ois-1977/13352771451/bd>.
- Ramade, F. 2007. *Introduction à l'écotoxicologie: Fondements et applications. Fondements et applications. TEC et DOC*. Lavoisier, Paris.
- Raoux C. Y., Garrigues P. 1993. Mechanism model of polycyclic aromatic hydrocarbons contamination of marine coastal sédiments from the Mediterranean sea. In *Proceedings of the 13 th international symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons*. Garrigues P, Lamotte M, eds. Gordon and Breach publishers. 443-450 pp.
- Rauch, M. 2007. *Processus de minéralisation benthique au sein des systèmes sédimentaires intertidaux de Manche orientale*. PhD thesis de doctorat, Lille 1. France. <http://www.theses.fr/2007LIL10153>.
- Reggam, A., Bouchelaghem, H., et Houhamdi, M. 2015. Qualité physicochimique des eaux de l'Oued Seybouse (nord-est de l'Algérie): caractérisation et analyse en composantes principales (physicochemical quality of the waters of the Oued Seybouse (north-eastern Algeria): characterization and principal component analysis. *Journal of materials and environmental science* 6(5): 1417-1425. ISSN: 2028-2508.
- Rebert, J-P. 1982. *Hydrologie et dynamique des eaux du plateau continental sénégalais*. Rapport N°: 89, CRODT-ISRA. Dakar, Sénégal.

- Ringwood, A. H. 1990. The Relative Sensitivities of Different Life Stages of *Isonomom Californicum* to Cadmium Toxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 19 (3): 338-40. <https://doi.org/10.1007/BF01054975>.
- Ritter, L., Solomon, K. R., et Forget, J. 1998. DDT-Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane Heptachlor-Hexachlorobenzene-Mirex-Toxaphene Polychlorinated biphenyls Dioxins and Furans. Rapport N°: UNEP/POPS/INC.1/INF/10. UNEP, Canada.
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., et Brunet, R. 2009. L'analyse de l'eau. 9^{ème} édition. Paris: DUNON. ISBN-0: 2100072463.
- Royal Society. 2005. Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. London: The Royal Society. ISBN: 0 85403 617 2. www.royalsoc.ac.uk.
- Roychoudhury, A. N., et Starke, M. F. 2006. Partitioning and Mobility of Trace Metals in the Blesbokspruit: Impact Assessment of Dewatering of Mine Waters in the East Rand, South Africa. *Applied Geochemistry* 6 (21): 1044-63. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.02.024>.
- Sané, M. 2014. Contribution à l'étude des polluants métalliques dans le littoral du Sénégal : cas de la cote de Dakar et l'estuaire de Saint Louis deux zones sous forte pression anthropique. PhD thesis, Université Cheikh Anta Diop. Dakar, Sénégal.
- Santé Canada. 2012. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — La turbidité. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs (Numéro de catalogue H144-9/2013F-PDF). Rapport technique 130468. Ottawa (Ontario), Canada: Santé Canada. www.santecanada.gc.ca.
- Seck, A. A. 1996. Le peuplement des mollusques et les polychètes du littoral de Dakar (Baie de Hann et de Soumbédioune). Impact et conséquences des perturbations du milieu sur la structuration. PhD, thesis, Université Cheikh Anta Diop (UCAD). Dakar, Sénégal.
- Serpaud, B., Al-Shukry, R., Casteignau, M., et Matejka, G. 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 7 (4): 343-65. <https://doi.org/10.7202/705205ar>.
- Servais, P., G., Billen, T., Garcia-Armisen, I., George, A., Goncalves, et S., Thibert. 2009. La contamination microbienne du bassin de la Seine. Comprendre comment l'eau est contaminée pour déterminer les risques et les moyens à mettre en oeuvre pour restaurer sa qualité. AESN-PIREN-Seine-08_-_microbienne. ISBN: 978-2-918251-08-08.

- Sonko, A. 2017. Etude de la toxicité globale des sédiments marins de la Presqu'île du Cap-Vert. Memoria thesis, Université Cheikh Anta Diop. Dakar, Sénégal. <https://bibnum.ucad.sn/viewer.php?c=mmoires&d=memm%5f2019%5f0056>.
- Swartz, R. C., Cole, F. A., Schults, D. W., et DeBen, W. A. 1986. Ecological changes in the Southern California Bight near a large sewage outfall: benthic conditions in 1980 and 1983. *Marine Ecology Progress Series* 31 (1): 1-13. ISSN: 0171-8630.
- Swartz, R. C., Kemp, P. F., Schults, D. W., et Lamberson, J. O. 1988. Effects of Mixtures of Sediment Contaminants on the Marine Infaunal Amphipod, *Rhepoxynius Abronius* ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 7 (12): 1013-20. <https://doi.org/10.1002/etc.5620071208>.
- Swartz, R., DeBen, W., Sercu, K., et Lamberson, J. 1982. Sediment Toxicity and the Distribution of Amphipods in Commencement Bay. Report N°: NTIS PB83194787. Washington, Usa. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NHEERL&dirEntryID=34576.
- Taghezout, F. 2015. Impact environnemental des rejets d'eau le long du littoral occidental algérien. Memoria thesis, Université d'Oran. Algérie.
- Talleg, K., A., Huvet, Di Poi, C., González-Fernández, C., Lambert, C., Petton, B., Le Goïc, N., Berchel, M., Soudant, P., et Paul-Pont, I. 2018. Nanoplastics Impaired Oyster Free Living Stages, Gametes and Embryos. *Environmental Pollution* 242: 1226-35. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.020>.
- Thompson, S. 1999. Détermination des composés aromatiques et organochlorés dans l'environnement marin. PhD thesis, Université de Bordeaux 1. France <http://www.theses.fr/1999BOR10617>.
- Toro, D. M. D., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Hicks, M. B., Mayr, S. M., et Redmond, M. S. 1990. Toxicity of Cadmium in Sediments: The Role of Acid Volatile Sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9 (12): 1487-1502. <https://doi.org/10.1002/etc.5620091208>.
- Toure, A., Garat, A., Diop, C., Cabral, M., Epote, M. J., Leroy, E., Fall, M., Diouf, A., Dehon, B., et Allorge, D. 2016. Présence de Métaux Lourds et de Résidus Médicamenteux Dans Les Effluents Des Établissements de Santé de Dakar (Sénégal). *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 10 (3): 1422-32. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.40>.
- Treignier, Cl. 2005. Apports en matière organique marine et terrigène sur la marge équatoriale ouest africaine : rôle joué par le canyon sous-marin du Zaïre. Approche par les biomarqueurs lipidiques . PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. France <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00103360>.
- Trevors, J. T. 1982. Differences in the Sensitivity of Short-Term Bioassays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 28 (6): 655-59. <https://doi.org/10.1007/BF01605631>.

- Truhaut, R. 1975. Ecotoxicology—A New Branch of Toxicology: A General Survey of Its Aims Methods, and Prospects. In *Ecological Toxicology Research: Effects of Heavy Metal and Organohalogen Compounds*, 3-23. Boston, MA: Springer US. ISBN: 978-1-4615-8945-7. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-8945-7_1.
- Truhaut, R. 1977. Ecotoxicology: Objectives, Principles and Perspectives. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1 (2): 151-73. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(77\)90033-1](https://doi.org/10.1016/0147-6513(77)90033-1).
- United Nations. 1989. Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination. https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-3&chapter=27&clang=_fr.
- Vogeler, S., Bean, T., Lyons, B., et Galloway, T. 2016. Dynamics of nuclear receptor gene expression during Pacific oyster development. *BMC developmental biology* 16: 33. <https://doi.org/10.1186/s12861-016-0129-6>.
- XP ISO/TS 21872-1. 2007. Microbiologie des aliments - méthode horizontale pour la recherche des *Vibrios* spp. potentiellement entéropathogènes - partie 1: recherche de *Vibrio parahaemolyticus* et *Vibrio cholerae*. 07.100.30. <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/xp-iso-ts-218721/microbiologie-des-aliments-method-horizontale-pour-la-recherche-des-vibrio/fa134653/29661?PK>.
- Zhang, J., et Liu, C. L. 2002. Riverine Composition and Estuarine Geochemistry of Particulate Metals in China—Weathering Features, Anthropogenic Impact and Chemical Fluxes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 54: 1051-70. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0879>.
- Ziehl, T. A., et Schmitt, A. 2000. Sediment Quality Assessment of Flowing Waters in South-West Germany Using Acute and Chronic Bioassays. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3 (3): 347-57. [https://doi.org/10.1016/S1463-4988\(00\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S1463-4988(00)00030-0).

Annexes

Annexe 1 : Quantification des polluants organiques dans les sédiments et le biota du milieu marin

A1.1. Analyse des PCB et Pesticides organochlorés dans les sédiments, par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électron

- ✓ Nettoyage de cartouches et extraction des échantillons (sédiments)

Les cartouches d'extraction en papier sont nettoyées avant d'être utilisées pour l'extraction des échantillons. L'utilisation des cartouches d'extraction en papier à usage unique est préférable à l'utilisation des cartouches en fibre de verre pouvant être utilisées plusieurs fois (souci de nettoyage d'une utilisation à une autre). L'extraction des sédiments se fait par la méthode de Soxhlet. Environ 20 g d'échantillon pesés avec précision et transférés dans la cartouche pré-extraite d'un extracteur de Soxhlet. Un ajout de 1 mL d'une solution à 25pg μL^{-1} de 2,4,5 trichlorobiphényl (PCB No 29) et 20 pg μL^{-1} de Σ HCH comme étalons internes et une extraction pendant 8 heures avec 250 mL d'hexane ont été effectués. Une autre possibilité d'étalons internes consiste à utiliser les congénères No 30, 121 et 198 des PCBs ou l'octachloronaphtalène. Après l'extraction avec l'hexane, un autre ballon de 250 mL a été utilisé et continuer l'extraction avec du Dichlorométhane pendant encore 8 heures. L'extrait de Dichlorométhane est ensuite concentré jusqu'à quelques millilitres à l'aide de l'évaporateur rotatif (rotavap) et le contenu est transféré dans le premier ballon contenant l'hexane. Un blanc de procédure est obtenu par extraction d'une cartouche vide.

- ✓ Filtration et concentration de l'extrait et détermination de la Matière Organique Extractible (EOM)

Après extraction, les échantillons sont filtrés avec du coton en verre et concentrés à l'aide d'un rotavap jusqu'à un volume de 15 mL environ. La température du bain-marie ne doit pas dépasser 30 °C. L'extrait est séché avec du sulfate de sodium anhydre (lorsque le sulfate de sodium circule librement dans le ballon, cela signifie qu'il n'y a plus de traces d'eau dans l'extrait). L'extrait est récupéré dans un tube de Kuderna-Danish et concentré jusqu'à 5 mL, puis sous courant d'azote jusqu'à 1 mL. Avant de procéder au nettoyage de l'échantillon, il est recommandé de déterminer la quantité de matière organique extraite. La quantité de EOM est mesurée de la façon suivante : après extraction de sédiments, une quantité connue de l'extrait de sédiment est évaporée jusqu'à une quantité précise de $\pm 1 \mu\text{g}$ de résidu. Le calcul de cette matière se fait selon la formule ci-dessous (Equation 9) :

$$\text{EOM} = \frac{(\text{Poids du résidu } (\mu\text{g}) * \text{Volume de l'extrait (ml)} * 1000)}{(\text{Volume évaporé } (\mu\text{L}) * \text{Quantité de l'échantillon extrait (g)})} \quad \text{Équation 9}$$

✓ Nettoyage des extraits et séparation des fractions

Le but du nettoyage des extraits est d'éliminer des lipides s'ils y sont présents et du soufre et ses composés. Ces deux catégories de composés interfèrent avec l'analyse par chromatographie en phase gazeuse. Le soufre et ces composés sont éliminés par la méthode du cuivre activé. Un gramme de ce cuivre est ajouté à l'extrait de sédiment, agité pendant 1 minute, centrifugé puis récupéré avec précaution. Si le cuivre est noir, l'opération est répétée. Le cuivre est ensuite rincé avec 5 mL d'hexane, centrifugé et combiné avec les extraits. Et la solution est concentrée jusqu'à 1 mL sous courant d'azote.

La colonne de florisil, utilisée pour la séparation est préparée de la façon suivante : le florisil est tout d'abord extrait au Soxhlet afin d'éliminer toutes les impuretés provenant de sa fabrication. L'extraction est réalisée avec du méthanol ou du Dichlorométhane pendant 8 heures, puis avec de l'hexane pendant encore 8 heures. Le florisil est ensuite séché au four à 60 °C, puis activé à 130 °C pendant 12 heures. Il est alors partiellement désactivé avec 5 % d'eau puis conservé dans les récipients en verre fermés de manière étanche par des bouchons en verre rodé. L'eau doit être bien mélangée avec le florisil. Le mélange est conservé une journée avant son utilisation, afin d'obtenir une répartition homogène de l'eau sur le florisil. La procédure d'activation et de désactivation est réalisée un jour avant la séparation. Il est utile de conserver le florisil activé ou partiellement désactivé plus longtemps car il se désactive tout seul du fait de l'humidité ambiante. Une burette de 1 cm de diamètre, possédant un robinet à téflon, est utilisée pour la séparation. Cette burette est fermée par une petite quantité de laine de verre déposée juste au-dessus du robinet afin d'empêcher le florisil de s'écouler hors de la burette. Une colonne possédant un disque de verre fritté peut être utilisée, mais le problème du nettoyage correct du verre fritté rendra plus difficile son utilisation. 17 g de florisil sont alors pesés dans un bécher, puis l'hexane est ajouté au florisil. Une bouillie est obtenue par agitation, cette bouillie est alors versée dans la colonne. Le florisil se déposant en couche compact, adhère à la paroi et est entraîné par le rinçage avec de l'hexane. Le solvant est drainé jusqu'à ce que le niveau de l'hexane arrive à quelque millimètre au-dessus de la surface du florisil. Environ 1 g de sulfate de sodium est ajouté sur le florisil pour protéger celui-ci des perturbations entraînées par l'ajout de solvant. A partir de maintenant, le florisil ne doit plus se retrouver sec. Les colonnes sont préparées juste avant l'utilisation et une colonne ne doit être utilisée que pour un échantillon.

L'extrait, concentré à 1 mL, est appliqué sur la colonne de florisil. L'élution est réalisée avec 70 mL d'hexane et la première fraction est récupérée. La colonne est ensuite éluée avec 50 mL d'un mélange

contenant 70 % de l'hexane et 30 % de dichlorométhane, la seconde fraction est alors collectée. Une troisième fraction est récupérée en éluant la colonne avec 40 mL de dichlorométhane. La première fraction contient les PCBs, le pp' et op DDE et quelques pesticides comme le HCB, l'aldrine, l'heptachlore et le DDMU. La deuxième fraction contient les DDTs, les DDDs, la plupart du toxaphène ainsi que les pesticides tels les isomères du HCH (ϵ , α , γ , β) et les composés du chlordane. La troisième fraction contient principalement la dieldrine, l'endrine et les composés de l'endosulfane.

✓ Dosage des Pesticides organochlorés et PCB par Chromatographie en Phase Gazeuse

Les échantillons sont analysés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse de marque HP Agilent 6890 série GS system, mun d'un injecteur Split/Splitless, d'un détecteur à capture d'électron (ECD), et d'une colonne capillaire HP5 (30 m x 250 μ m x 0,25 μ m). 1 μ L d'échantillon est injecté, avec une gamme de standards contenant les composés recherchés à des concentrations connues, dans les mêmes conditions chromatographiques. Les graphiques des pics standards avec celui de l'échantillon sont superposés, les composés sont identifiés par le temps de rétention et leur quantification est faite en mesurant leurs hauteurs de pics selon la formule suivante (Equation 10) :

$$C \left(\frac{\text{pg}}{\text{g}} \right) = \frac{h \cdot c \cdot v \cdot 1000}{H \cdot V_{inj} \cdot M \cdot R} \quad \text{Équation 10}$$

Avec : h : hauteur ou aire du pic du composé dans l'échantillon. H : hauteur ou air du pic du composé dans le standard. c : concentration du standard en $\text{pg } \mu\text{L}^{-1}$. M : poids de l'échantillon extrait, en g. R : rendement. v : volume de la fraction finale (F1, F2) en mL. V_{inj} : volume injecté en μL

Le rendement se calcule comme suit :

$$R = (Q \cdot 100) / Q_i \text{ exprimé en } \text{pg mL}^{-1} \quad \text{avec } Q = (H \cdot c \cdot v \cdot 1000) / (h \cdot V_{inj}) \text{ exprimé en } \text{pg mL}^{-1}$$

Avec : Q_i : concentration initiale de l'étalon préparé. Q : concentration mesurée de l'étalon.

A1.2. Hydrocarbures pétroliers

La partie chromatographie est la même que précédemment. Nous allons décrire ici uniquement les parties de la méthode qui sont spécifiques aux hydrocarbures pétroliers. 10 à 20 grammes de sédiments tamisés à 63 μ m sont extraits au Soxhlet avec un mélange d'hexane et de dichlorométhane (50 : 50). Un mélange d'étalons internes est ajouté à l'échantillon afin de pouvoir calculer le rendement de récupération : 50 μL d'un mélange contenant 0,1 $\mu\text{g } \mu\text{L}^{-1}$ de C32, 0,1 $\mu\text{g } \mu\text{L}^{-1}$ de C18 :1 (n-Ocdadène) pour la première fraction et 0,1 $\mu\text{g } \text{L}^{-1}$ de 9,10 dihydroanthracène pour la deuxième fraction. L'extraction est réalisée au Soxhlet avec 250 mL d'un mélange d'hexane et de Dichlorométhane (50 :50), le cycle de siphonage doit être d'environ de 10 minutes. L'extraction se produit pendant 8 heures. Lorsque l'extraction est terminée, l'extrait est concentré à un volume d'environ 15 mL à l'aide d'un

évaporateur rotatif (la température du bain-marie ne doit pas dépasser 30 °C). L'extrait est séché avec du sulfate de sodium, puis transféré dans un tube de Kuderna-Danish. L'extrait est concentré jusqu'à 10 mL avec le Kuderna-Danish, puis jusqu'à 4 ou 5 mL sous courant d'azote. L'extrait est ensuite traité avec le mercure afin d'éliminer les composés du soufre. Cet extrait est prêt pour l'analyse, à savoir, nettoyage, séparation, mesure par fluorescence puis chromatographie en phase gazeuse.

- ✓ Détermination du rapport poids sec/poids humide (DW/FW) et de la quantité de matière organique extractible (E.OM)

Une quantité connue de manière fraîche (environ 1 à 2 grammes, pesée avec précision) est séché dans un four à 150 °C pendant 24 heures. Le poids sec est alors mesuré et on détermine le rapport « DW/FW ». Il est recommandé d'utiliser un lyophilisateur au lieu du four si la teneur en lipides est élevée. Les EOM sont déterminées comme précédemment dans le cas des pesticides organochlorés et les PCB.

- ✓ Nettoyage des échantillons et séparation des différentes fractions

Les échantillons de sédiments nécessitent un nettoyage avant de procéder à leurs dosages par chromatographie en phase gazeuse pour éliminer les composés non pétroliers qui peuvent interférer avec la fluorescence dans certaines conditions. Ce nettoyage ainsi que la séparation s'effectuent en même temps par chromatographie de manière suivante : i) préparation de la silice et de l'alumine ; le gel de silice et de l'alumine sont extraits au Soxhlet, une première fois avec du méthanol pendant 8 heures, puis avec de l'hexane pendant encore 8 h. Ils sont ensuite séchés à 60 °C afin d'évaporer le solvant, puis à 200 °C pendant 8 h et conservés dans une bouteille en verre ombrée. Avant utilisation, le gel est activé à 200 °C pendant 4h et partiellement désactivés avec 5 % d'eau. Une colonne (burette de 50 mL avec robinet en téflon) est préparée en plaçant un morceau de laine de verre à une extrémité, près du robinet, afin de maintenir les matériaux de remplissage. Ensuite 10 mL de silice sont introduits dans la colonne, puis 10 mL d'alumine, enfin 1 g de sulfate de sodium est ajouté enfin de protéger la couche de surface lorsque les solvants seront versés dans la colonne. ii) séparation des fractions ; l'échantillon (maximum 100 mg de sédiments) est appliqué au sommet de la colonne. Une première fraction est éluée avec 20 mL de l'hexane (F1). Cette fraction contient des hydrocarbures aliphatiques saturés. La seconde fraction (F2) est obtenue par élution avec 30 mL d'un mélange de l'hexane et de dichlorométhane (90 :10). Cette fraction contient des hydrocarbures insaturés ainsi que les hydrocarbures aromatiques. Une troisième fraction (F3) est récupérée par élution avec 20 mL d'un mélange de l'hexane et de dichlorométhane (50 :50). Ces deux dernières fractions peuvent être mélangées ou analysées séparément suivant les détails analytiques demandés.

✓ Dosage des Hydrocarbures pétroliers par UVF et chromatographie en phase gazeuse

L'intensité de fluorescence de l'échantillon à analyser est comparé avec la fluorescence d'une solution de référence ayant à peu près la même concentration que l'extrait à doser ou par rapport à une courbe de calibration réalisée avec une série de concentrations de la solution de référence dans la gamme de linéaire. Lorsque la mesure par fluorescence est terminée, l'extrait est concentré jusqu'à un volume approprié (50 à 100 μ L) sous courant d'azote puis injecté au chromatographe en phase gazeuse équipé d'un détecteur à ionisation de flamme. Le dosage des étalons internes doit être effectué en premier enfin de connaître le rendement de récupération de la méthode analytique. Pour la première fraction une moyenne est calculée en utilisant les rendements obtenus pour la dotriacontane et pour le n-octodécène.

Annexe 2 : Réalisation de l'embryotoxicité sur l'oursin de mer

✓ Extraction des sédiments

L'extraction de sédiments se fait par mélange des sédiments avec de l'eau de référence filtrée (eau de mer reconnue non toxique) avec de ratio de ¼ dans un flacon en polyéthylène de 500 ml. Ce mélange est ensuite agité mécaniquement pendant à 101 tours par minute pendant 8 heures et laisser décanter à 4 °C pendant 8 heures et le surnageant est récupéré.

✓ Stimulation et récupération des gamètes

La méthode est inspirée du protocole de l'ASTM (1995). Les individus murs de l'oursin sont prélevés le jour même de l'expérience du site de référence. Une fois au labo, pH, T° et salinité sont mesurés pour s'assurer des bonnes conditions de fécondation. Les oursins sont ensuite rincés avec de l'eau de mer filtrée. Une injection sur les oursins de 0,5 ml de KCl (0,5 M) à travers la membrane péristome stimule l'émission de gamètes (blancs pour les mâles et oranges pour les femelles). Les spermés sont récupérés à sec et conservés dans un tube en verre placé dans la glace pour garder son pouvoir fécondant. Les gamètes femelles sont dans l'eau de mer filtrée.

✓ Fécondation et réalisation du test

Après vérification de la qualité des gamètes males (nombreux et mobiles) et femelles (nombreux, matures et ronds), la fécondation peut être réalisée. Il faut s'assurer que la fécondation est effective (décollement de la membrane de l'ovocyte) au moins à 90 % avant de commencer l'essai. Les œufs fécondés sont ensuite mis dans les microplaques de 3 ml et exposés à l'extrait de sédiment à différentes concentrations (5, 25, 50, 75, et 100 %), puis placés à l'étuve pendant 48 h à 25 ° à l'obscurité.

✓ Détermination des pourcentages d'anomalies larvaires

Après 48 h d'incubation, le développement embryolarvaire est bloqué par le formol et les anomalies larvaires sont observés au microscope inversé.

NB : Différentes anomalies larvaires des oursins : a) développement retardé (stades œufs, Blastula, Gastrula, Exogastrula, Plutéus retardé) ; b) développement normal ; c) longueur inégale des baguettes somatiques ; d) baguette antérolatérale tordue ; e) une baguette somatique plus courte ; f) dédoublement d'une baguette somatique ; g) surnombre de baguettes somatiques et h) chevauchement de baguette somatiques

Le pourcentage d'anomalie (A) et le pourcentage net (E) sont calculés de la manière suivante

$$A = \frac{100 (N-B)}{N} \quad \text{Équation 11}$$

$$E = \frac{[100 (A-M)]}{(100-M)} \quad \text{Équation 12}$$

Avec, A : % d'anomalie larvaire dans l'échantillon ; N : Nombre d'œuf dans l'échantillon au début du test ; B : Nombre de larves normales dans l'échantillon à la fin du test ; M : % d'anomalies larvaires dans le contrôle.

Annexe 3 : Test de biodégradabilité

La biodégradation est un processus biologique de dégradation de substances organiques en molécules plus simples et plus petites. Il existe la biodégradation en présence d'oxygène (aérobiose) qui conduit à l'obtention de CO₂, d'eau et de minéraux et la biodégradation en absence d'oxygène (anaérobiose) qui produit en majeure partie du méthane.

Plusieurs essais de biodégradabilité existent selon les méthodes en vigueur dans l'Union européenne : biodégradabilité facile OCDE 301 A (essai de disparition du COD), biodégradabilité facile OCDE 301 B (essai de dégagement de CO₂, appliquée au LBCM) et biodégradabilité facile OCDE 301 F (essai de respirométrie manométrique)

L'essai de dégagement du CO₂ se fait selon le mode opératoire suivant : l'échantillon (constitué de la molécule à tester + composte, sol réel ou liquide contenant des microorganismes) ; un petit bécher d'eau (pour garder l'humidité) et d'un petit bécher de NaOH pour piéger le CO₂ dégagé par l'échantillon ; un blanc et un test de référence (cellulose) sont mis dans un bécher à fermeture étanche (échantillon, blanc et cellulose). Deux répliques sont faits de la même manière en guise de contrôle. Le bécher à fermeture étanche est ensuite mis dans une étuve à une température de 58°C (composte), 28°C (sol réel) et 38°C (liquide). Toutes les 24 h, on dose le CO₂ piégé dans le petit bécher de NaOH par l'HCl. Dans ce dosage, on utilise du Thymolphtaléine/TPT comme colorant et le chlorure de baryum/BaCl₂ comme précipitant du CO₂. Les quantités de CO₂ émises dans l'échantillon sont comparées à celles de la cellulose et du blanc. Si le CO₂ émis dans l'échantillon est inférieur à celui du blanc, on en déduit que la molécule est toxique pour les microorganismes, si la quantité de CO₂ est égale à celle de la cellulose, on dit qu'il n'y a pas de biodégradation et si le CO₂ de l'échantillon est supérieur à celui du blanc, on parle de biodégradation. Le test peut durer jusqu'à 6 mois selon la résistivité de la molécule.

Liste des articles et communications issue de cette thèse

Publications scientifiques

Brehmer P., Constantin de Magny G., Sonko A., Guinot P., Diallo B., Mesures microbiologiques, chimiques, microplastiques et écotoxicologiques des eaux maritimes proches d'effluents de la presqu'île de Dakar et enquête auprès de la population littorale. Rapport de mission AWATox 1, 2, 3 et 4, 2016, 30p.

Communications Scientifiques

Sonko A., Brehmer P., Fall M., Henry M., Constantin de Magny G., Kandé Y., Diara M., Diop C., Galgani F., 5 juin 2018, La pollution plastique de la presqu'île de Dakar : 1ère analyse en Afrique des densités côtières de micros plastiques, Journée mondiale de l'environnement avec le Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Tivaone, Thiès, Sénégal.

Sonko A., Brehmer P., Fall M., Henry M., Constantin de Magny G., Kandé Y., Diara M., Diop C., Galgani F., 2 juin 2018, La pollution plastique de la presqu'île de Dakar : 1ère analyse en Afrique des densités côtières de micros plastiques, Journée mondiale de l'environnement avec l'Institut des Sciences de l'Environnement, UCAD, Dakar, Sénégal.

Invited communication, Brehmer P., Constantin de Magny G., Sow A G., Sonko A., Diop C., Fall M., Finot L., Henry M., Kandé Y., Cissé I., Diankha O., Diara M., Galgani F., 2016. « Projet de démonstration AWATox: étude de la pollution marine sur la presqu'île de Dakar ». Atelier de concertation, d'harmonisation et rationalisation des interventions sur le littoral sénégalais, 12 juillet, Ministère de l'environnement et du développement durable (MEED), Direction de l'Environnement et des Etablissements Classés (DEEC), Dakar, Sénégal.

Oduor N. A., El-Shorbagi E., Sonko A., Nutrient variation and its relation to phytoplankton community structure in Benguela upwelling systems (BUS), RGNO 2017: Microbial and Geochemical Oceanography in Upwelling Ecosystems, Ministry of fisheries and marine resources, Namibia.

Oduor N. A., El-Shorbagi E., Sonko A., How macronutrients regulate phytoplankton community structures in the northern Benguela upwelling system (BUS), RGNO 2017: Microbial and Geochemical Oceanography in Upwelling Ecosystems, Ministry of fisheries and marine resources, Namibia.

- Sonko A, Study of the global toxicity of sediments, water quality and microplastics of the Cape Verde peninsula, RGNO 2017: Microbial and Geochemical Oceanography in Upwelling Ecosystems, UNAM, Namibia.
- Sonko A., Brehmer P., Diara M., Constantin de Magny G., Gassama A S., Fall M., Finot L., Henry M., Kandé Y., Diallo H., Diankha O., Diop C., Cissé I., François Galgani F. 2017, Toxicité Globale des Sédiments, de la qualité des eaux et des microplastiques. United Nations Water: Journée mondiale de l'eau; Thème Edition 2017 : Les eaux usées. 22 mars, Thiès, Senegal.
- Sonko A., Brehmer P., Cissé I., Constantin de Magny G., Gassama A. S., Diop C., Fall M., Finot L., Henry M., Kandé Y., Diara M., Diankha O., Galgani F. 2017. Étude des microplastiques, de la toxicité des sédiments et de la qualité des eaux au niveau de la péninsule du Cap Vert: intérêt AWATox d'une extension sous-régionale. Atelier Omega (Greenpeace Afrique), 13 janvier 2017, hôtel fleur de Lys, Dakar, Sénégal.
- Kandé Y., Brehmer P., Cissé I., Constantin de Magny G., Gassama A. S., Diop A., Fall M., Finot L., Henry M., Sonko A., Diara M., Diankha O., Galgani F et al. 2017. Etude de la variabilité spatiale de la pollution marine autour de la presqu'île du Cap vert. Atelier Omega (Greenpeace Afrique), 13 janvier 2017, hôtel fleur de Lys, Dakar, Sénégal.
- Sonko A., Brehmer P., Constantin de Magny G., Gassama A. S., Diop C., Cisse I., Fall M., Finot L., Henry M., Kandé Y., Diara M., Diankha O., Galgani F. 2016. Étude de la toxicité des sédiments, de la qualité de l'eau et des microplastiques de la péninsule du Cap-Vert. 3ème conférence internationale "ICAWA" (CSRP, IRD, GIZ, PNUD-UE) 13 au 15 décembre 2016, Dakar, au Sénégal.
- Kandé Y., Brehmer P., Constantin de Magny G., Gassama A. S., Diop A., Cisse I., Fall M., Finot L., Henry M., Sonko A., Diara M., Diankha O., Galgani F et al. 2016. Etude de la variabilité spatiale de la pollution marine autour de la presqu'île du Cap vert. In 3rd international conference "ICAWA", Session 3, 13rd-15th December 2016, Dakar, Senegal. (1er prix du Jury).
- Sonko A., Brehmer P., Cisse I., Gassama A. S., Constantin de Magny G., Henry J. C., Diop C., Diara M. 2015. Etude écotoxicologique autour de la péninsule de Dakar, combinant l'écotoxicité des sédiments, la microbiologie de la colonne d'eau, les métaux traces, les analyses physicochimiques et les microplastiques. 2ème conférence internationale "ICAWA" (CSRP, IRD, GIZ, PNUD-UE) du 17 au 19 novembre 2015, à Dakar, au Sénégal.

Résumé

La pollution marine en Afrique de l'Ouest est une menace majeure, longtemps négligé, en particulier autour des mégapoles côtières. Au Sénégal, une trop faible quantité des eaux usées domestiques produites à Dakar font l'objet d'un traitement *ad hoc*. Nous avons étudié la pollution marine des sédiments et des eaux côtières de la presqu'île du Cap-Vert et de la Petite côte. Vingt et un sites de prélèvement ont été sélectionnés. Dans ces travaux, nous évaluons la qualité microbiologique (*Escherichia coli*, Entérocoques, Salmonelles, *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio vulnificus*) et nous quantifions les micro et macro plastiques *in situ* pour la première fois en Afrique. La qualité des sédiments est évaluée par la quantification des 'ETM' Eléments Traces Métalliques (Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn et Mn) et par la réalisation de 4 tests écotoxicologiques complémentaires (*Phaeodactylum tricorutum*, *Artemia salina*, *Magallana gigas* et *Dicentrarchus labrax*), pour la première fois en Afrique de l'Ouest, sur 21 sites. Enfin, une enquête sociologique a été menée sur la perception du niveau de pollution marine par les populations du littoral au regards de nos résultats.

Les résultats montrent que la perception des populations n'est pas toujours en phase avec les observations scientifiques. La population signale un niveau de pollution principalement modéré mais qui s'est aggravé ces dix dernières années. Un tiers de la population pense que la pollution marine n'a aucun impact sur la santé humaine, les deux autres tiers reportent des problèmes principalement bénins (e.g. toux, bronchites, maux de gorge). La population pense que l'implication des autorités locales et des autorités nationales n'est pas satisfaisante en la matière. Ces résultats démontrent une méconnaissance des populations de la typologie des différentes pollutions.

La majorité des sites étudiés n'est pas conforme aux qualités microbiologiques de l'eau de baignade d'un point de vu microbiologique. Les quantités de microplastiques de certains sites sont élevées. Les macroplastiques en mer, ne sont pas significativement présents sur tous les sites échantillonnés. Pour les ETM seuls le chrome et le nickel sont au-dessus de la concentration d'effet probable (CEP) sur les organismes marins en ce qui concerne la fraction $\leq 100 \mu\text{m}$. Les premiers niveaux trophiques de la chaîne alimentaire du milieu marin ne semblent pas être affectés par la toxicité des sédiments alors que les niveaux moyens et supérieurs le sont davantage. La majorité (81%) des sites étudiés ont révélé un niveau d'écotoxicité supérieur à 20%, via le test d'embryotoxicité de *Magallana gigas* reconnu pour sa plus grande sensibilité par rapport aux autres bioessais. Par conséquent, l'évaluation de la toxicité des sédiments marins montre que la majorité des sites sélectionnés apparaissent dans un mauvais état écotoxicologique.

La variabilité inter-sites des résultats sont dues aux caractéristiques des sites. Soubédioune et Ngor sont sous l'influence marquée d'effluents urbains non traités. Les eaux épurées, comme le cas de Cambérène, contiennent plusieurs milliers de microorganismes par litre dont certains d'entre eux sont pathogènes. La zone de Hann est caractérisée par des effluents mixés (urbains et industriels) non traités. Les déchets domestiques et biomédicaux sont caractéristiques sur le site de Dantec (haut niveau d'Al). La faible pollution de l'Île de la Madeleine, à part les quantités élevées de cuivre (présence d'épave) qui y sont observées, s'explique par l'absence d'effluents domestiques. Sur les sites de la Petite Côte, la faible urbanisation est sans doute le facteur explicatif de la faible pollution observée. Au Sénégal, les fortes concentrations d'aérosols sont observées pendant la saison sèche et de faibles concentrations sont enregistrées en saison des pluies. Cette variabilité s'associe souvent au gradient de pression atmosphérique, à l'origine du vent et des précipitations. Les métaux les plus rencontrés dans ces aérosols sont : Al, Fe (origine naturelle), Cd, Pb, Zn (trafic urbain, combustion carburant), Ni, Mn, Co, Cr, Cu, As (origine naturelle et/ou anthropique). Il n'explique néanmoins pas les forts niveaux de Cu ou Al observés sur certains sites autour de Dakar.

Mots clefs : Pollution marine ; Enquête sociologique ; Paramètres microbiologiques ; Pollution plastique ; Élément trace Métallique ; Bioessais.

Abstract

Marine pollution in West Africa is a major threat, long neglected, especially around coastal megacities. In Senegal, too little of the domestic wastewater produced in Dakar is subject to ad hoc treatment. We studied the marine pollution of the sediments and coastal waters of the Cape Verde peninsula and the Petite Côte. Twenty-one sampling sites were selected. In this work, we evaluate the microbiological quality (*Escherichia coli*, Enterococci, *Salmonella*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio vulnificus*) and we quantify micro and macro plastics in situ for the first time in Africa. The quality of the sediments is assessed by quantifying the 'TMEs' Metallic Trace Elements (Al, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn and Mn) and by carrying out 4 complementary ecotoxicological tests (*Phaeodactylum tricornutum*, *Artemia salina*, *Magallana gigas* and *Dicentrarchus labrax*), for the first time in West Africa, on 21 sites. Finally, a sociological survey was carried out on the perception of the level of marine pollution by coastal populations with regard to our results.

The results show that the perception of the population is not always in line with scientific observations. The population reports a mainly moderate level of pollution, which has worsened over the last ten years. One third of the population thinks that marine pollution has no impact on human health, the other two thirds report mainly mild problems (e.g. cough, bronchitis, sore throat). The population feels that the involvement of local and national authorities is not satisfactory in this respect. These results show that the population is not aware of the types of pollution.

The majority of the sites studied do not comply with the microbiological quality of bathing water from a microbiological point of view. The quantities of microplastics at some sites are high. Macroplastics in the sea are not significantly present at all the sites sampled. For TMEs, chromium and nickel are above the probable effect concentration (PEC) on marine organisms for the fraction $\leq 100 \mu\text{m}$. The first trophic levels of the marine food chain do not seem to be affected by sediment toxicity, whereas the middle and upper levels are more affected. The majority (81%) of the sites studied revealed a level of ecotoxicity greater than 20%, via the *Magallana gigas* embryotoxicity test, which is known to be more sensitive than other bioassays. Consequently, the assessment of the toxicity of marine sediments shows that the majority of the selected sites appear to be in a poor ecotoxicological state.

The inter-site variability of the results is due to the characteristics of the sites. Soubédioune and Ngor are under the marked influence of untreated urban effluent. The treated water, as in the case of Cambéréne, contains several thousand microorganisms per liter, some of which are pathogenic. The Hann area is characterized by mixed (urban and industrial) untreated effluents. Domestic and biomedical waste is characteristic of the Dantec site (high Al level). The low level of pollution on Ile de la Madeleine, apart from the high quantities of copper (presence of wreckage) observed there, is explained by the absence of domestic effluents. At the Petite Côte sites, the low level of urbanization is undoubtedly the factor that explains the low pollution observed. In Senegal, high aerosol concentrations are observed during the dry season and low concentrations are recorded during the rainy season. This variability is often associated with the atmospheric pressure gradient, which is the cause of wind and rainfall. The most common metals found in these aerosols are: Al, Fe (natural origin), Cd, Pb, Zn (urban traffic, fuel combustion), Ni, Mn, Co, Cr, Cu, As (natural and/or anthropogenic origin). However, it does not explain the high levels of Cu or Al observed at some sites around Dakar.

Keywords: Marine pollution; Sociological survey; Microbiological parameters; Plastic pollution; Trace metal element; Bioassays.