VETAGRO SUP

CAMPUS VETERINAIRE DE LYON

Année 2019 - Thèse n° 107

REPONSE DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE, ET EN PARTICULIER DU POLYCHAETE HEDISTE DIVERSICOLOR, A LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS DES LAGUNES MEDITERRANEENNES

THESE

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I
(Médecine - Pharmacie)
et soutenue publiquement le 5 décembre 2019
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

BOUQUET Aurélien

VETAGRO SUP

CAMPUS VETERINAIRE DE LYON

Année 2019 - Thèse n° 107

REPONSE DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE, ET EN PARTICULIER DU POLYCHAETE HEDISTE DIVERSICOLOR, A LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS DES LAGUNES MEDITERRANEENNES

THESE

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I
(Médecine - Pharmacie)
et soutenue publiquement le 5 décembre 2019
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

BOUQUET Aurélien

Liste des Enseignants du Campus Vétérinaire de Lyon *(01-09-2019)*

ABITBOL	Marie	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
ALVES-DE-OLIVEIRA	Laurent	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
ARCANGIOLI	Marie-Anne	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
AYRAL	Florence	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
BECKER	Claire	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
BELLUCO	Sara	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
BENAMOU-SMITH	Agnès	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
BENOIT	Etienne	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
BERNY	Philippe	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
BONNET-GARIN	Jeanne-Marie	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
BOULOCHER	Caroline	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
BOURDOISEAU	Gilles	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
BOURGOIN	Gilles	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
BRUYERE	Pierre	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
BUFF	Samuel	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
BURONFOSSE	Thierry	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
CACHON	Thibaut	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
CADORÉ	Jean-Luc	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
CAROZZO	Claude	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
CHABANNE	Luc	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
CHALVET-MONFRAY	Karine	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
DE BOYER DES ROCHES	Alice	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
DELIGNETTE-MULLER	Marie-Laure	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
DJELOUADJI	Zorée	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
ESCRIOU	Catherine	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
FRIKHA	Mohamed-Ridha	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
GALIA	Wessam	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
GILOT-FROMONT	Emmanuelle	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
GONTHIER	Alain	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
GRANCHER	Denis	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
GREZEL	Delphine	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
HUGONNARD	Marine	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
JANKOWIAK	Bernard	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
JOSSON-SCHRAMME	Anne	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
JUNOT	Stéphane	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
KODJO	Angeli	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
KRAFFT	Emilie	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
LAABERKI	Maria-Halima	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
LAMBERT	Véronique	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
LE GRAND	Dominique	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
LEBLOND	Agnès	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
LEDOUX	Dorothée	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
LEFEBVRE	Sébastien	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
LEFRANC-POHL	Anne-Cécile	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
LEGROS	Vincent	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
LEPAGE	Olivier	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
LOUZIER	Vanessa	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
MARCHAL	Thierry	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
MOISSONNIER	Pierre	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
MOUNIER	Luc	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
PEPIN	Michel	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
PIN	Didier	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
PONCE	Frédérique	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
PORTIER	Karine	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
POUZOT-NEVORET	Céline	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
PROUILLAC	Caroline	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
REMY	Denise	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
RENE MARTELLET	Magalie	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
ROGER	Thierry	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
SABATIER	Philippe	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
SAWAYA	Serge	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
SCHRAMME	Michael	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
SERGENTET	Delphine	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
THIEBAULT	Jean-Jacques	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
THOMAS-CANCIAN	Aurélie	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
TORTEREAU	Antonin	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
VIGUIER	Eric	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
VIRIEUX-WATRELOT	Dorothée	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
ZENNER	Lionel	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur

REMERCIEMENTS

Au jury de thèse

A Monsieur le Professeur Jean Baptiste Pialat,

De l'Université Claude Bernard Lyon 1, Faculté de médecine de Lyon Sud

Pour m'avoir fait l'honneur d'accepter la présidence de mon jury de thèse,

Pour l'intérêt porté à mon travail,

Que vous trouviez ici l'expression de mes hommages respectueux

A Monsieur le Professeur Philippe Berny

De Vetagro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Pour m'avoir fait l'honneur d'accepter d'encadrer ma thèse,

Pour vos conseils avisés et votre disponibilité,

Pour votre extrême gentillesse et votre bienveillance permanente,

Que vous receviez ici le témoignage de ma profonde reconnaissance et de mon grand respect.

A Madame le Professeur Jeanne Marie Bonnet-Garin

De Vetagro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de faire partie de mon jury de thèse,

Pour avoir accepté de juger ce travail,

Pour votre bonté et l'attention que vous portez à chaque personne dans cette école,

Que vous receviez ici le témoignage de ma gratitude et de mon admiration.

Table des matières

TABLE DES ANNEXES 13
TABLE DES FIGURES 15
TABLE DES TABLEAUX 17
LISTE DES ABRÉVIATIONS 19
INTRODUCTION 21
1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DU SUJET 27
1.1 ECOLOGIE DES LAGUNES MEDITERRANEENNES 27
1.1.1. Qu'est-ce qu'une lagune ? 27
1.1.2. Les écosystèmes lagunaires 27
1.1.2.1. Des écosystèmes riches 27
1.1.2.2. Caractéristiques de la macrofaune benthique dans les lagunes méditerranéennes 28
1.1.3. Les pressions environnementales qui pèsent sur les lagunes méditerranéennes 28
1.1.3.1. Caractéristiques physicochimiques du milieu 28
1.1.3.1.1. Définitions des caractéristiques physicochimiques 28
1.1.3.1.2. Impacts des caractéristiques physicochimiques du milieu sur la macrofaune benthique 29
1.1.3.2. L'eutrophisation et ses impacts sur la macrofaune benthique 29
1.1.3.2.1. Définition et origines de l'eutrophisation 29
1.1.3.2.2. Stockage de la matière organique dans les sédiments 30
1.1.3.3. Les contaminants chimiques 31
1.1.3.3.1. Types et origines des contaminants chimiques 31
1.1.3.3.2. Transferts de contaminants à l'interface eau-sédiments 33
1.1.3.3.3. Impacts des contaminants chimiques sur la macrofaune benthique 33
1.2. L'EVALUATION BIOLOGIQUE DE LA QUALITE DE L'ENVIRONNEMENT EN MILIEU AQUATIQUE 35
1.2.1. Caractéristiques des méthodes biologiques 35
1.2.2. Les paramètres biologiques étudiés 36
1.2.3. Les paramètres indicateurs utilisés chez les invertébrés aquatiques et leurs origines physiologiques 37
1.2.3.1. Les paramètres populationnels : des indicateurs de l'état de santé des populations 37
1.2.3.1.1. Les paramètres étudiés 37
1.2.3.1.2. Les indices biotiques 37
1.2.3.1.2.1. La richesse spécifique 37
1.2.3.1.2.2. L'indice de Shannon 38
1.2.3.1.2.3. Le M-AMBI 38
1.2.3.2. Les paramètres individuels et sub-individuels : des indicateurs des réponses physiologiques aux contaminants 38
1.2.3.2.1. Les marqueurs d'exposition 38
1.2.3.2.2. Les marqueurs d'effet 39
1.2.3.2.2.1. Les indicateurs de l'état de santé général des organismes 39
1.2.3.2.2.2. Les indicateurs d'une réallocation des ressources 41
1.2.3.2.2.3. Les indicateurs d'un impact sur le métabolisme énergétique 43

1.2.3.2.2.4. Les indicateurs d'un impact sur la reproduction 45
1.2.3.2.2.5. Les marqueurs de dommages cellulaires non spécifiques 47
1.3. LE MODELE HEDISTE DIVERSICOLOR 47
1.3.1. Classification systématique 47
1.3.2. Caractéristiques écologiques et cycle de vie 48
1.3.3. Réponses aux stress environnementaux à l'échelle des populations et des individus 49
1.3.3.1. Réponses aux variations naturelles de l'environnement et à l'eutrophisation 49
1.3.3.2. Réponses à la contamination chimique 50
1.3.3.2.1. Tolérance aux contaminants chimiques 50
1.3.3.2.2. Impact des polluants sur la physiologie de Hediste diversicolor 50
2. MATERIEL ET METHODE 53
2.1. PRESENTATION DE LA STRUCTURE D'ACCUEIL ET DES RESEAUX DE SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTAUX EN OCCITANIE 53
2.1.1. La structure d'accueil 53
2.1.1.1. L'Ifremer 53
2.1.1.2. Le LER-LR 53
2.1.2. Les réseaux de surveillance environnementale de la qualité des eaux en Occitanie 54
2.1.2.1. Le dispositif de surveillance de la contamination chimique dans l'environnement 54
2.1.2.2. Le dispositif de surveillance de la macrofaune benthique 55
2.1.2.3. Le dispositif de surveillance de l'hydrologie 56
2.2. ANALYSE DE DONNEES : REPONSES DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE A LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS DES LAGUNES MEDITERRANEENNES A L'ECHELLE DES COMMUNAUTES 56
2.2.1. Les sites d'études 56
2.2.2.1. Localisation des sites de prélèvements 56
2.2.2.2. Rappel des méthodes de prélèvement de sédiments utilisées dans le cadre du ROCCHsed en vue des analyses de contamination chimique 57
2.2.2.3. Rappel des méthodes de prélèvement de sédiments utilisées dans le cadre de la DCE en vue de la recherche de macrofaune benthique 58
2.2.2.4. Rappel des méthodes de prélèvement d'eau dans le cadre du réseau Obslag 58
2.2.2.5. Les bases de données disponibles 59
2.2.2.6. Sélections des années et des stations à étudier 59
2.2.2. Les indices de biodiversité 65
2.2.3. Analyses statistiques 65
2.2.3.1. Classification de la macrofaune benthique dans les sites d'études 65
2.2.3.2. Sélection et classification des variables environnementales 65
2.2.3.3. Analyses en composantes principales 67
2.2.3.4. Analyses de co-inertie 67
2.3. ETUDES D'INDICES DE CONDITION DE HEDISTE DIVERSICOLOR 68
2.3.1. Sites d'études 68
2.3.1.1. Sélection des sites d'études 68
2.3.1.2. Caractéristiques des sites d'Ayrolle et de La Peyrade 69
2.3.2. Prélèvements terrain et dépuration 71
2.3.3. Mesures de paramètres biométriques 72
2.3.3.1. Pesées des animaux 72
2.3.3.2. Mesures de la L3 72

2.3.4. Analyses statistiques 74
2.3.4.1. Mesure de densité 74
2.3.4.2. Boxplots des L3 et des poids frais 74
2.3.4.3. Régressions linéaires 74
3. RESULTATS ET ANALYSE 75
3.1. REPONSE DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE A LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS DES LAGUNES MEDITERRANEENNES A L'ECHELLE DES COMMUNAUTES 75
3.1.1. Caractérisation de la macrofaune benthique 75
3.1.1.1. Biodiversité dans les sites de prélèvements 75
3.1.1.2. Regroupement des espèces 76
3.1.1.3. Répartition des groupes de macrofaune en fonction des sites de prélèvements 78
3.1.2. Caractérisation des pressions environnementales 79
3.1.2.1. Variabilité de l'habitat et de son eutrophisation 79
3.1.1.2. Variabilité des contaminants chimiques 80
3.1.3. Réponse de la macrofaune benthique aux pressions environnementales 82
3.1.3.1. Réponses aux contaminants chimiques 82
3.1.3.2. Réponses aux autres pressions environnementales 83
3.2. REPONSE DE H.DIVERSICOLOR A LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS A L'ECHELLE INDIVIDUELLE 85
3.2.1. Densité à chaque station 85
3.2.2. Variabilité des paramètres biométriques de H.diversicolor 86
3.2.2.1. Variabilité du poids et de la L3 86
3.2.2.2. Evolution du poids en fonction de la L3 86
3.2.2.3. Variabilité du poids et de la L3 au-delà de 2mm 88
4. DISCUSSION GENERALE 89
CONCLUSION 95
BIBLIOGRAPHIE 97
ANNEXES 103

Table des annexes

ANNEXE 1 : PERTINENCE DES SUBSTANCES PRIORITAIRES DE LA DCE VIS-A-VIS DU MILIEU MARIN NATUREL……..……...…..103
ANNEXE 2 : TABLEAU DES GROUPES DE TAXONS FORMES – GROUPES 1 A 4……..……104
ANNEXE 3 : TABLEAU DES GROUPES DE TAXONS FORMES – GROUPES 5 A 8……..……...…105

Table des figures

FIGURE 1 : DISPOSITIF DE SURVEILLANCE SANITAIRE DE LA QUALITE DES EAUX EN OCCITANIE 24
FIGURE 2 : DISPOSITIF DE SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE DE LA QUALITE DES EAUX EN OCCITANIE 24
FIGURE 3 : REPRESENTATION SIMPLIFIEE DU CYCLE DU PHOSPHORE DANS LES SEDIMENTS COTIERS, EN INTERACTION AVEC LES PROCESSUS DANS LA COLONNE D'EAU (ANDRIEUX-LOYER 1997) 30
FIGURE 4 : ANATOMIE DE *HEDISTE DIVERSICOLOR* 47
FIGURE 5 : CARTE DES LAGUNES MEDITERRANEENNES ECHANTILLONNEES DANS LES PLANS DE PRELEVEMENTS ROCCHSED ET MACROFAUNE 57
FIGURE 6 : REPARTITION DES SEDIMENTS DANS LES BENNES EKMAN SELON LE TYPE D'ANALYSE LORS DES CAMPAGNES ROCCHSED 57
FIGURE 7 : REPRESENTATION SPATIOTEMPORELLE DES PRELEVEMENTS DE MACROFAUNE ET DE CONTAMINANTS 60
FIGURE 8 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : CANET ET LEUCATE 61
FIGURE 9 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : BAGES, AYROLLE ET GRUISSAN 61
FIGURE 10 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : THAU 61
FIGURE 11 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : LA PEYRADE, INGRIL, VIC, ARNEL ET PREVOST 62
FIGURE 12 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : VACCARES ET BERRE 62
FIGURE 13 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : MEJEAN ET OR 62
FIGURE 14 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : BIGUGLIA 63
FIGURE 15 : STATIONS DE PRELEVEMENTS MACROFAUNE (ROSE) ET CONTAMINANTS (JAUNE) : DIANA ET PALO 63
FIGURE 16 : CARTE DES GRANULOMETRIES DE CERTAINES LAGUNES MEDITERRANEENNES 64
FIGURE 17 : CERCLE DES CORRELATIONS DE L'ACP : CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS LAGUNAIRES (TRAVAIL SUR *HEDISTE.D*) 68
FIGURE 18 : REPRESENTATION DES STATIONS DE PRELEVEMENT DANS L'ACP : CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS LAGUNAIRES (TRAVAIL SUR *HEDISTE.D*) 68
FIGURE 19 : CAROTTAGE DES SEDIMENTS 71
FIGURE 20 : TAMISAGE DES SEDIMENTS 71

FIGURE 21 : PHOTO DE HEDISTE.D A L'APPAREIL PHOTO 73
FIGURE 22 : PHOTO DE HEDISTE.D A LA LOUPE BINOCULAIRE 73
FIGURE 23 : MESURE DE LA L3 CHEZ *H.DIVERSICOLOR* 74
FIGURE 24 : INDICE DE SHANNON PAR STATION EN 2015 75
FIGURE 25 : M-AMBI PAR STATION EN 2015 76
FIGURE 26 : CERCLE DES CORRELATIONS DE L'ACP : GROUPES DE MACROFAUNE 78
FIGURE 27 : REPRESENTATION DES SITES DE PRELEVEMENTS DANS L'ACP : GROUPES DE MACROFAUNE 78
FIGURE 28 : CERCLE DE CORRELATIONS DE L'ACP : VARIABLES LIEES A L'HABITAT 80
FIGURE 29 : REPRESENTATION DES SITES DE PRELEVEMENT DANS L'ACP : VARIABLES LIEES A L'HABITATS 80
FIGURE 30 : CERCLE DES CORRELATION DE L'ACP : CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS LAGUNAIRES (DANS LE CADRE DU TRAVAIL SUR LES COMMUNAUTES) 81
FIGURE 31 : REPRESENTATION DES SITES DE PRELEVEMENT DANS L'ACP : CONTAMINATION CHIMIQUE DES SEDIMENTS LAGUNAIRES (DANS LE CADRE DU TRAVAIL SUR LES COMMUNAUTES) 81
FIGURE 32 : GRAPHIQUES BILAN DE L'ANALYSE DE CO-INERTIE ENTRE LES DONNEES DE CONTAMINANTS ET DE MACROFAUNE BENTHIQUE LAGUNAIRES 82
FIGURE 33 : GRAPHIQUES BILAN DE L'ANALYSE DE CO-INERTIE ENTRE LES DONNEES D'HABITAT ET DE MACROFAUNE BENTHIQUE LAGUNAIRES 84
FIGURE 34 : DENSITES MOYENNES EN *HEDISTE DIVERSICOLOR* AU NIVEAU DE STATIONS D'AYROLLE ET DE LA PEYRADE 85
FIGURE 35 : BOXPLOTS, DE GAUCHE A DROITE, DU RAPPORT POIDS TAILLE, DU POIDS, ET DE LA TAILLE DES INDIVIDUS, EN FONCTION DES LAGUNES DE AYROLLE ET DE LA PEYRADE (PVALUES CALCULEES PAR LA METHODE DE WILCONXON) 86
FIGURE 36 : COURBES DU POIDS EN FONCTION DE LA L3 A AYROLLE ET LA PEYRADE (PVALUE : 3.265E-10, CALCULEE PAR LA METHODE ANCOVA) 87
FIGURE 37 : BOXPLOTS, DE GAUCHE A DROITE, DU RAPPORT POIDS TAILLE, DU POIDS, ET DE LA TAILLE DES INDIVIDUS, EN FONCTION DES LAGUNES DE AYROLLE ET DE LA PEYRADE, POUR LES INDIVIDUS DONT LA L3 MESURE PLUS DE 2MM. (PVALUES CALCULEES PAR LA METHODE DE WILCONXON) 88

Table des tableaux

TABLEAU I : LISTE DES CONTAMINANTS ANALYSES DANS LE CADRE DU RESEAU ROCCHSED 55
TABLEAU II : STATIONS ETUDIEES POUR LES ANALYSES DE DONNEES 64
TABLEAU III : VARIABLES CORRESPONDANTS AUX CONTAMINANTS ETUDIES 66
TABLEAU IV : VARIABLES LIEES A L'HABITAT APRES REGROUPEMENT LORSQUE LE POURCENTAGE DE CORRELATION EST SUPERIEUR A 70% 66
TABLEAU V : VARIABLES LIES A L'HABITAT A AYROLLE ET LA PEYRADE 70
TABLEAU VI : CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS DANS LES SITES D'AYROLLE ET DE LA PEYRADE 70
TABLEAU VII : AFFINITE DES ESPECES AU SEIN DES GROUPES POUR LES TYPES DE SUBSTRAT 77

Liste des abréviations

- ACP : Analyse en Composante Principale
- AECR : Allocation Energétique à la Croissance et à la Reproduction
- AIC : Akaike Information Criterion
- DCE : Directive Cadre sur l'Eau
- DDT : DichloroDiphénylTrichloroéthane
- ERL : Effect Range Low
- ETM : Elément Trace Métallique
- HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
- H.d : *Hediste diversicolor*
- M-AMBI : Multivariate AZTI's Marine Biotic Index
- PCB : PolyChloroBiphényles
- REMI : REseau de surveillance MIcrobiologique
- Repamo : REseau national de PAthologie des MOllusques
- REPHY : REseau de surveillance PHYtoplanctonique
- Rinbio : Réseau « indicateurs biologiques »
- ROCCH : Réseau d'Observation de la contamination chimique du milieu marin
- RSL : Réseau de Suivi Lagunaire
- Velyger : Réseau de suivi de la variabilité de la reproduction de l'huître

Introduction

La côte méditerranéenne française présente de nombreuses lagunes, également appelées étangs littoraux, qui sont des étendues d'eau peu profondes, séparées de la mer par un cordon littoral. Elles reçoivent de l'eau douce principalement via des cours d'eau, souvent intermittents et sont reliées à la mer par un chenal que l'on appelle grau. Le vent, la marée, ou la pression atmosphérique sont à l'origine du mouvement des masses d'eau dans les lagunes et de leurs échanges avec la mer. Le mélange d'eau douce et d'eau salée qui en résulte en font des milieux très particuliers, dotés d'écosystèmes riches et spécifiques. Ces écosystèmes sont soumis à d'importantes pressions environnementales (Deslous-Paoli et al. 1998), qui peuvent être d'origines naturelle et anthropique. Les écosystèmes lagunaires y sont d'autant plus exposés que ce sont des milieux confinés qui présentent un faible taux de renouvellement de leurs eaux (Chapelle, Lazure, et Philippe 2001). Situés à l'interface entre milieu marin et continent, ils ont tendance à être le réceptacle des apports de bassins versants parfois fortement anthropisés. Cette anthropisation, correspondant à l'agriculture, l'urbanisation ou l'industrialisation, va avoir pour conséquence le rejet dans le milieu d'effluents facilitant la dispersion de contaminants. Selon la Convention internationale OSPAR, un contaminant de l'environnement est « *Toute substance décelée dans un lieu où elle ne se trouve pas normalement* ». On distingue contaminants biologiques et contaminants chimiques. Les contaminants biologiques sont des organismes vivants ou bien sont issus de ces organismes (les toxines notamment). A l'inverse, les contaminants chimiques ont été pour la plupart synthétisés par l'homme et peuvent provenir, par exemple, de la pollution industrielle (chimie, agrochimie, pharmacie, activité minière...), de pollutions urbaines, du traitement des déchets, de pratiques mal maîtrisées de l'agriculture, ou encore de la transformation des aliments et des substances naturelles**.** Les contaminants ayant un effet néfaste avéré (ou démontré) sur les organismes biologiques sont appelés polluants. La présence de polluants dans les milieux aquatiques devient un enjeu majeur de notre société car elle génère des conséquences sur les plans écologiques, sanitaires et économiques. L'objet de cette étude porte sur les contaminants chimiques, qui sont représentés ici par des contaminants dits "historiques" tels que les éléments trace métalliques (ETM) et un panel de contaminants organiques persistants.

D'un point de vue écologique, les contaminants chimiques affectent la flore et la faune sauvages présentes dans le milieu aquatique. Dans les lagunes, une composante importante de la biodiversité est constituée de ce que l'on appelle la macrofaune benthique. La macrofaune

désigne dans le règne animal les organismes invertébrés dont la taille est macroscopique. Dans le milieu aquatique, on distingue la macrofaune benthique de la macrofaune pélagique. Le caractère benthique définit les organismes dont au moins la forme adulte vit en relation obligatoire avec les sols marins, tandis que ceux dits pélagiques vivent dans la colonne d'eau. La macrofaune benthique joue un rôle très important dans le statut écologique des lagunes. D'une part, car c'est une source de nourriture importante pour nombre de prédateurs tels que les oiseaux ou les poissons. D'autre part, car elle améliore les flux de dioxygène et de nutriments entre les sédiments et la colonne d'eau (Gilbert et al. 2007) en participant au recyclage de la matière organique : ce processus est appelé la bioturbation. Or, le dioxygène et les nutriments sont indispensables à la survie de toutes les espèces présentes, animales ou végétales, sauvage ou en élevage. La macrofaune benthique constitue donc un maillon indispensable des écosystèmes lagunaires. Les effets des contaminants sur la macrofaune ont été caractérisés dans des milieux estuariens ou fluviaux ; il a été montré que la présence de polluants chimiques pouvait réduire drastiquement l'abondance et la biomasse de la faune, le nombre d'espèces présentes, et qu'ils impactaient la capacité à croître et à se reproduire de beaucoup d'espèces (Johnston et Roberts 2009). Le risque lié à la pollution est d'autant plus important pour les espèces benthiques que les sédiments sont un compartiment de stockage des polluants. Néanmoins, l'impact de la contamination sur la macrofaune benthique en milieu lagunaire est relativement peu étudié (Koné et al. 2007). Les caractéristiques des lagunes étant très différentes de celles des fleuves ou des estuaires, il est difficile d'extrapoler les résultats obtenus dans ce milieu aux écosystèmes lagunaires et il s'avère nécessaire d'étudier l'impact spécifique des contaminants sur la macrofaune dans les sédiments lagunaires. Par ailleurs la multitude d'espèces présentes complique fortement la tâche des écotoxicologistes.

Du point de vue économique ou sanitaire, la pollution chimique impacte les nombreuses activités humaines se développant dans les lagunes. On trouve notamment de nombreux élevages conchylicoles (rassemblant à la fois ostréiculture et mytiliculture) dans certaines lagunes méditerranéennes : c'est le cas par exemple des étangs de Leucate, Prévost, Diane et surtout de l'étang de Thau qui représente 90% de la production conchylicole en méditerranée française. Les moules et les huitres sont des animaux filtreurs et des études ont montré des impacts des contaminants sur ces coquillages, comme des dérèglements du cycle de reproduction ou des perturbations hormonales (Benomar et al. 2006; Devier 2003). En outre, comme précisé précédemment, les activités de bioturbation et de recyclage de la matière organique de la macrofaune benthique sont favorables aux apports de nutriments vers la colonne

d'eau et de dioxygène vers les sédiments, ces deux mécanismes étant bénéfiques pour la stabilité et la résilience de l'ensemble de l'écosystème. Ainsi, les impacts des contaminants sur la macrofaune sauvage peuvent affecter indirectement les élevages conchylicoles. Il a par ailleurs été montré que les moules (*Mytilus galloprovincialis*) et les huîtres (*Cassostrea gigas*) étaient capables de bioaccumuler nombre d'éléments nocifs, comme des ETM tels que le plomb, le cadmium, et dans une moindre mesure le mercure (Casas 2005), mais aussi des contaminants organiques (Casas 2007). Le plan de surveillance des phycotoxines et des contaminants chimiques dans les mollusques bivalves prévoit des prélèvements aléatoires afin de rechercher des ETM (plomb, cadmium, mercure), des hydrocarbures et des PCB pour un objectif sanitaire. Il a par exemple mis en évidence des dépassements de seuils en cadmium dans les moules aux cours des dernières années (exemple de l'étang de Bages), révélant la nécessité de prévenir en amont la contamination du milieu. Les étangs méditerranéens sont également le siège d'activités de pêche artisanale ainsi que de nombreuses activités de loisirs, tels que la baignade, le nautisme et les sports nautiques. Outre la consommation des produits de la mer, la pollution des lagunes peut donc représenter un risque direct pour la santé humaine, c'est pourquoi ces activités sont encadrées par la directive CE 76-160 qui interdit l'accès aux eaux de baignades lorsque les taux en contaminants chimiques dépassent un certain seuil.

Les impacts sanitaires, économiques et écologiques des contaminants chimiques mettent donc en évidence la nécessité de contrôler la pollution des milieux. Les réseaux de surveillance de la qualité des eaux se distinguent selon leur objectif sanitaire ou environnemental. Au niveau sanitaire (figure 1) le REPHY (Réseau de surveillance phytoplanctonique) assure le suivi des espèces phytoplanctoniques productrices de toxines, et la recherche de ces toxines dans les coquillages en élevage ou sauvages. Le ROCCH matière vivante (Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin) assure l'évaluation des quantités de contaminants chimiques dans les coquillages d'élevage. Le REMI a pour objectif de contrôler la qualité microbiologique des coquillages en se basant sur les concentrations en *Escherichia coli*. Au niveau environnemental (figure 2), sont évalués l'état chimique et l'état écologique du compartiment aquatique et du compartiment sédimentaire. Ces contrôles sont encadrés par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). L'état écologique du compartiment aquatique, suivi dans le cadre du réseau OBSLAG (OBServatoire des LAGunes), est constitué de paramètres physico-chimiques (Température, salinité, O2, turbidité) et hydrobiologiques (nutriments, chlorophylle-a, abondance du plancton, richesse spécifique/diversité et abondance des macrophytes). Les paramètres chimiques suivis dans la colonne d'eau sont l'ensemble des

substances des listes prioritaires annexées à la DCE (annexe 1). Ils sont recherchés dans l'eau à l'aide d'échantillonneurs passifs pour les substances hydrophiles et d'organismes sentinelles, les moules, pour les substances hydrophobes. Ces campagnes ont lieu tous les ans (aux mois de juin/juillet/août) pour l'hydrologie et le phytoplancton, et tous les 3 ans pour les contaminants chimiques et pour les macrophytes. En ce qui concerne le compartiment sédimentaire, l'évaluation chimique a lieu dans le cadre du réseau ROCCH "sédiments" et prévoit des mesures de contaminants ainsi que de matière organique (azote, phosphore) dans le substrat à une fréquence de 10 ans initialement, puis qui s'est calée après 2000 sur les plans de gestion DCE, soit tous les 6 ans environ. L'état biologique est évalué par des prélèvements d'espèces de la macrofaune benthique et de matière organique, réalisés environ tous les 3 ans, et passe par des indices de biodiversité, calculés à partir de l'abondance et du nombre d'espèces. Mais compte tenu de la complexité de ce compartiment, les indicateurs de l'état biologique ne sont pas encore calés à l'heure actuelle.

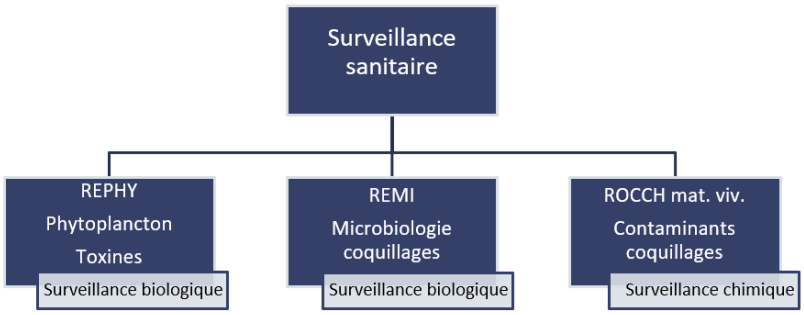

Figure 1 : Dispositif de surveillance sanitaire de la qualité des eaux en Occitanie (Bouquet, Aurélien)

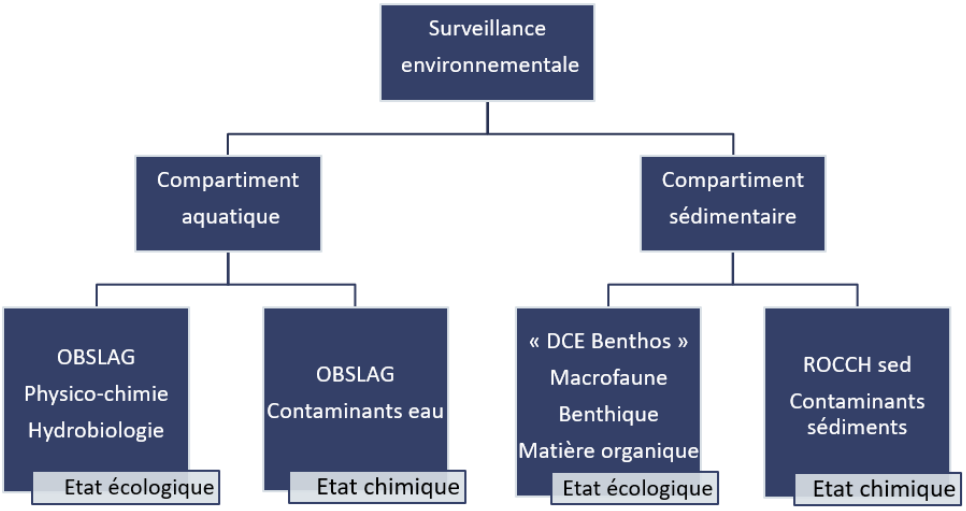

Figure 2 : Dispositif de surveillance environnementale de la qualité des eaux en Occitanie (Bouquet, Aurélien)

Les évaluations chimiques d'une part, et écologiques d'autre part, de l'état environnemental des lagunes apportent des informations différentes mais complémentaires. Les contrôles chimiques sont très précis mais n'apportent des renseignements que sur un facteur à la fois : un contaminant, la salinité, etc. A l'inverse les marqueurs biologiques fluctuent en fonction des différentes pressions qui pèsent sur eux, naturelles (pression climatique...) et anthropiques, dont la contamination chimique fait partie : ils permettent d'avoir une idée de l'état de santé général de la lagune et sont donc qualifiés d'intégrateurs. De la même manière, les caractérisations des compartiments sédimentaire ou bien aquatique ne portent pas les mêmes informations mais sont complémentaires. En effet, le compartiment sédimentaire n'est pas affecté par les mêmes contaminants que le compartiment aquatique car l'affinité pour le substrat diffère en fonction des molécules. Néanmoins, certains épisodes (chaleur, vent) peuvent provoquer une remobilisation des contaminants stockés dans le milieu sédimentaire qui peuvent dès lors affecter le compartiment aquatique. Par conséquent, les différents types de contrôles ont chacun leur importance, et l'évaluation de l'état biologique des sédiments - qui constituera l'objet de cette étude - est un enjeu majeur dans la caractérisation de l'état de préservation des lagunes.

Déterminer l'état de santé d'une lagune par le biais d'indices biologiques présente néanmoins un inconvénient par rapport aux mesures physico-chimiques : la macrofaune n'est pas affectée que par les contaminants chimiques mais par une multitude de pressions environnementales. Parmi ces dernières, on peut citer les conditions physicochimiques du milieu (température, salinité, niveau de dioxygène, turbidité, eux même soumis à une grande variabilité du fait de pressions diverses telles que le climat, la pression atmosphérique, le vent, la marée...), le niveau de prédation, ou encore l'eutrophisation (c'est-à-dire l'apport excessif d'éléments nutritifs, aggravé par les activités anthropiques). Il est donc difficile d'évaluer si la variabilité que l'on pourrait observer quant à la macrofaune benthique est due à un niveau de contamination ou à d'autres pressions. Une autre approche biologique consiste en l'utilisation d'un bio-indicateur, ou organisme sentinelle, c'est-à-dire d'une espèce robuste et ubiquiste, qui tolère les variations des différentes pressions sans toutefois être impactée trop vite et de manière trop brutale, et dont les réponses vis-à-vis des polluants sont connues et étudiées.

Parmi les organismes benthiques, l'annélide polychaete *Hediste diversicolor*, longtemps nommé *Nereis diversicolor*, a fait l'objet de nombreuses études écotoxicologiques tant à l'échelle des populations (Grant, Hateley, et Jones 1989), qu'au niveau individuel et sub-individuel : mesures de paramètres biométriques, développement de biomarqueurs biochimiques, physiologiques et comportementaux (Durou, Mouneyrac, et Amiard-Triquet

2008). Par ailleurs, *H.diversicolor* est présent en milieu lagunaire en quantité et en biomasse généralement importantes. C'est une espèce galéricole, c'est-à-dire qui creuse des galeries, participant ainsi au phénomène de bioturbation (Gillet 2012), et constituant donc une espèce clé du milieu lagunaire. Ce ver a un régime trophique très varié et opportuniste: il peut se montrer carnivore, herbivore, détritivore, et même filtreur. Enfin, *H.diversicolor* se montre robuste et capable de supporter des variations importantes de conditions environnementales. Pour ces raisons, c'est une espèce de choix en tant que potentiel bio-indicateur du niveau de contamination du milieu aquatique sédimentaire. Néanmoins, les travaux qui ont caractérisé son état de santé n'ont jamais été effectués en milieu lagunaire. Il convient donc d'étudier la réponse de *H.diversicolor* à la contamination chimique des sédiments lagunaires, afin d'évaluer la possibilité de l'utiliser à l'avenir, en tant que bio-indicateur dans ce milieu spécifique.

L'objectif de cette étude est donc d'analyser la réponse de la macrofaune benthique, et en particulier de l'annélide polychaete *H.diversicolor* à la contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes. La thèse comprend deux objectifs principaux :

- Etudier la réponse des communautés macrobenthiques à la contamination chimique des sédiments lagunaires, en se focalisant sur leur densité (c'est-à-dire sur le nombre d'individus par mètre carré), et sur les différents indices qui ont été utilisés jusqu'alors (M-AMBI, Shannon index). Cette partie se fera par analyse et traitement de données préexistantes récoltées dans le cadre des campagnes des réseaux précédemment évoqués. Nous les utiliserons pour déterminer si la variabilité de la macrofaune benthique permet de caractériser la contamination chimique et si cette dernière est dissociable des autres pressions anthropiques ou environnementales naturelles, telles que l'eutrophisation ou les caractéristiques physicochimiques du milieu. Nous n'aborderons pas la question de la variabilité temporelle du fait de la durée allouée à l'étude.
- Etudier la réponse spécifique de *H.diversicolor* à la contamination chimique des sédiments lagunaires, à l'échelle des populations ainsi qu'au niveau individuel. Ce dernier niveau sera analysé via des mesures biométriques caractérisant son état de santé général, relatives aux relations entre son poids et à sa taille (relations allométriques). Afin d'effectuer ces mesures, nous réaliserons des prélèvements d'individus dans des lagunes dont le niveau de contamination est contrasté. Les individus seront en outre conservés en vue d'analyses plus poussées ultérieures à l'étude (dosages de contaminants et analyses de biomarqueurs).

1. Analyse bibliographique du sujet

1.1 Ecologie des lagunes méditerranéennes

1.1.1. Qu'est-ce qu'une lagune ?

Les lagunes sont des étendues d'eau souvent salée, saumâtre ou douce, peu profonde, séparées de la mer par un cordon littoral constitué de sédiments, appelé lido. Ce sont des milieux paraliliques, c'est-à-dire des zones naturelles de transition entre le milieu marin et le milieu continental. La communication avec le milieu marin peut se faire par une ou plusieurs passes appelées grau, temporaires ou permanentes. La lagune est plus ou moins saumâtre en fonction des échanges avec la mer et des apports du bassin versant. Les véritables lagunes ne se rencontrent qu'en bord des mers avec peu ou pas de marées et offrent par conséquent un biotope spécifique. Ainsi, en France, les vraies lagunes ne sont présentes que dans trois régions bordant la Méditerranée : Occitanie, Provence Alpes Côte d'Azur, et Corse. Les lagunes ont des intérêts écologiques multiples. D'un point de vue physicochimiques, elles régulent le flux hydraulique, ont un effet tampon sur la salinité et filtrent l'eau de ruissellement. Par ailleurs, elles abritent de nombreuses espèces variées, représentent des zones de nurseries pour certaines, et sont des zones d'alimentation importantes pour l'avifaune. Les lagunes peuvent être décomposées en 3 compartiments : aquatique, sédimentaire et biologique. Les flux de matières entre ces compartiments sont fondamentaux à l'écologie des lagunes car ils définissent la biodisponibilité d'éléments nutritifs, de dioxygène mais également des contaminants. Le compartiment sédimentaire joue notamment un rôle prépondérant de puits et de source vis-à-vis de ces éléments. Les échanges entre les compartiments seront détaillés au chapitre portant sur les pressions environnementales.

1.1.2. Les écosystèmes lagunaires

1.1.2.1. Des écosystèmes riches

Les sédiments des lagunes méditerranéennes sont le siège d'une très grande biodiversité. On y trouve notamment les herbiers, qui sont des groupes de plantes aquatiques enracinées et densément présentes, vivant à faible profondeur et généralement ancrées dans le sable ou de la vase par des racines ou rhizomes. Ils ont une valeur trophique (comme source d'alimentation pour d'autres espèces) et structurelle (ils servent d'habitats subaquatiques). On trouve également dans les sédiments le macrophytobenthos, regroupant les algues et les phanérogames. Enfin, le sédiment contient la macrofaune benthique, c'est-à-dire les organismes

invertébrés visibles à l'œil nu. Dans le cadre de cette étude, nous nous concentrerons sur les aspects liés à la macrofaune benthique.

1.1.2.2. Caractéristiques de la macrofaune benthique dans les lagunes méditerranéennes

La macrofaune benthique des lagunes peut se diviser en deux catégories : les organismes qui vivent à la surface du substrat, appelé épibiontes, et les endobiontes vivant à l'intérieur du substrat. La texture des sédiments influence grandement la distribution des organismes. On trouve des espèces ayant divers régimes trophiques, que l'on peut classer ainsi : les carnivores, les herbivores, les détritivores, les suspensivores et les filtreurs. Les espèces d'invertébrés benthiques ont une longévité individuelle moyenne allant de l'année pour les espèces opportunistes à quelques dizaines d'année. La plupart du temps, les stades larvaires sont pélagiques, puis ils deviennent sédentaires à l'âge adulte : ils ne peuvent alors plus échapper aux stress environnementaux. Leur activité de nutrition les conduit à accumuler des molécules peu ou non dégradables : on parle de bioaccumulation.

Ces caractéristiques leurs confèrent des propriétés d'intégration, de mémorisation et d'amplification qui en font de potentiels indicateurs des fluctuations environnementales d'origine naturelle comme anthropique.

1.1.3. Les pressions environnementales qui pèsent sur les lagunes méditerranéennes

1.1.3.1. Caractéristiques physicochimiques du milieu

1.1.3.1.1. Définitions des caractéristiques physicochimiques

Les caractéristiques physicochimiques d'un écosystème définissent en partie la composition de la biodiversité qui s'y trouve. En milieu lagunaire, on peut citer, entre autre, la salinité de l'eau, sa turbidité, sa température, ou encore la concentration en dioxygène dissous. Ces caractéristiques sont susceptibles de varier en fonction des saisons ou du climat. Les caractéristiques géomorphologiques de la lagune sont également à prendre en compte, en particulier la profondeur, l'aire et le volume de la lagune.

1.1.3.1.2. Impacts des caractéristiques physicochimiques du milieu sur la macrofaune benthique

Chaque espèce dispose de seuils de température, salinité ou dioxygène disponible au-delà ou en deçà desquels la survie des individus est impossible. La particularité des lagunes est la grande variabilité de la salinité : les espèces présentes doivent disposer de mécanismes d'osmorégulation performants afin de survivre dans un tel milieu. Les caractéristiques physicochimiques du milieu peuvent par ailleurs influencer la toxicité des contaminants. Par exemple, il a été montré que la toxicité du cadmium, cuivre, zinc et aluminium vis-à-vis de *Daphnia magna* augmentait lors d'un accroissement de la salinité du milieu, du fait d'une augmentation de leur biodisponibilité (Semsari et Haït-Amar 2001). Il a également été montré qu'une augmentation de la température accroissait la toxicité du mercure et du cadmium chez le crabe *Uca pugilator* (Vernberg et O'Hara 1972). Ainsi, ces facteurs sont à prendre en considération si l'on souhaite utiliser des bio-indicateurs pour évaluer la contamination d'un milieu.

1.1.3.2. L'eutrophisation et ses impacts sur la macrofaune benthique

1.1.3.2.1. Définition et origines de l'eutrophisation

Selon la Directive 91/271/CEE, l'eutrophisation se définit comme l'enrichissement en éléments nutritifs d'un milieu aquatique, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore. Cet enrichissement provoque un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents et une dégradation de la qualité de l'eau.

L'azote et le phosphore peuvent provenir de plusieurs sources :

- Les sources urbaines incluant eaux d'égouts domestiques et boues d'épuration riches en nitrates, ammonium, phosphores et matières organiques incomplètement traitées.
- Les sources agricoles sont liées aux épandages de fumiers, lisiers ou engrais chimiques trop concentrés en azote ou en phosphore. On estime que plus de la moitié de l'azote appliquée aux récoltes est perdu dans les eaux souterraines ou de ruissellement.
- La gestion des forêts peut également être une source d'eutrophisation dans le cas où elles sont fertilisées.

Les lagunes méditerranéennes drainent les apports en sels nutritifs des bassins versants et sont donc très sensibles au processus d'eutrophisation.

1.1.3.2.2. Stockage de la matière organique dans les sédiments

Le compartiment sédimentaire constitue un maillon du recyclage de la matière organique. En effet l'interface eau sédiment est un lieu d'échange d'azote et de phosphore dissous (donc sous forme inorganique) par diffusion entre la colonne d'eau et les eaux interstitielles des sédiments (Figure 3). Par ailleurs, l'azote et le phosphore présents sous forme organique dans l'eau peuvent également se retrouver dans les sédiments superficiels par l'action de la gravité, puis être minéralisé par le biais des organismes décomposeurs. Ces composés pourront alors, ou bien être remis en suspension ou diffuser dans l'eau en cas de gradient de concentration, ou bien être enfouis plus profondément et définitivement. Les herbiers jouent un rôle prépondérant dans la régulation des flux benthiques d'azote et de phosphore : ils limitent le relargage d'azote et de phosphore du faite de la forte demande en nutriments, et permettent donc de les stocker durablement.

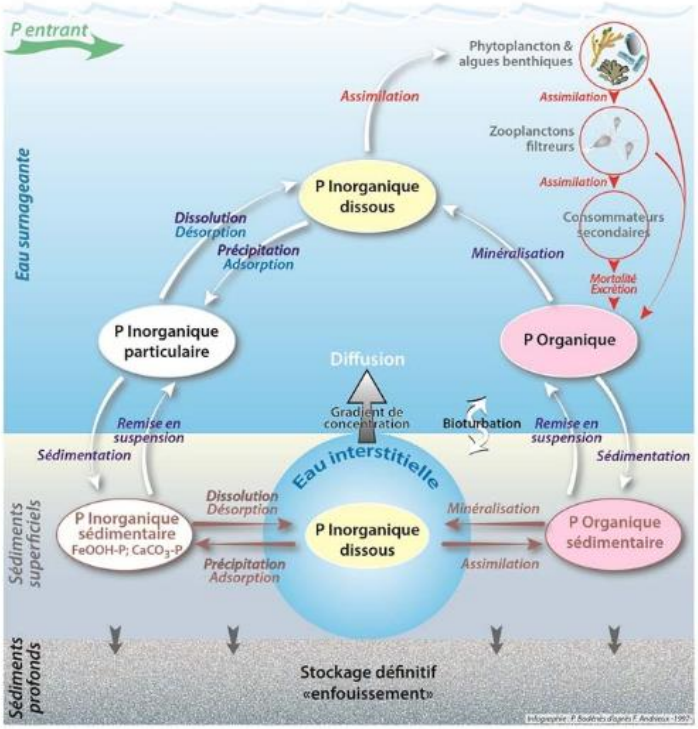

Figure 3 : Représentation simplifiée du cycle du phosphore dans les sédiments côtiers, en interaction avec les processus dans la colonne d'eau (Source : Andrieux-Loyer 1997)

1.1.3.2.3. Impacts de l'eutrophisation sur la macrofaune benthique

Lorsque la quantité en nutriments apportés par le bassin versant est importante, le phytoplancton prolifère ce qui engendre une augmentation de la turbidité des eaux lagunaires, défavorable aux macro-algues. Au niveau des sédiments, la quantité de matière organique issue des végétaux en

décomposition, et l'activité des bactéries aérobies augmentent. Le dioxygène, utilisé comme oxydant pour réduire la matière organique, disparaît donc progressivement : l'environnement devient anoxique et n'est donc plus compatible avec le maintien de nombreuses espèces. Le faible renouvellement de l'eau ne favorisant pas la réoxygénation du milieu, le processus dans les lagunes méditerranéennes est difficilement réversible.

L'impact de l'eutrophisation sur la macrofaune diffère selon les espèces. Liston montre dans un milieu oligotrophique en Floride du Sud que la densité totale en macrofaune augmente en cas d'eutrophisation dite « intermédiaire » puis diminue lorsque celle-ci devient trop importante. L'augmentation de densité initiale est due à l'augmentation de la densité de certaines espèces opportunistes, capables de profiter de l'augmentation de matière organique sans être trop impactées par le manque de dioxygène. Passé un certain seuil, la diminution de densité en un nombre important d'espèces sensibles au manque de dioxygène devient prépondérante, expliquant la baisse de densité totale (Liston, Newman, et Trexler 2008).

1.1.3.3. Les contaminants chimiques

1.1.3.3.1. Types et origines des contaminants chimiques

Les contaminants chimiques désignent les contaminants qui n'ont pas été produits par un organisme vivant (à l'exception de l'homme). On distingue classiquement deux types de contaminants chimiques : les minéraux et les organiques.

Les minéraux sont principalement représentés par les métaux et en particulier les métaux lourds ou métaux traces. Ces derniers sont généralement définis comme des éléments métalliques naturels dont la masse volumique est supérieure à 5000 kg/m^3, mais ce seuil est parfois ramené à 4000 kg/m^3. Sont ainsi compris, selon la classification périodique des éléments, tous les éléments compris entre le cuivre et le plomb. On inclut parfois, compte tenu de leur toxicité, certains autres éléments non métalliques comme l'arsenic. Les métaux lourds sont présents naturellement dans l'environnement (par l'érosion naturelle des sols et des roches), généralement à de faibles teneurs : on parle alors de bruit de fond biogéochimique. Mais ils sont également utilisés massivement dans l'industrie et les transports, ce qui augmente considérablement leurs concentrations dans l'environnement. Ils peuvent en effet être émis dans l'air sous forme de particules très fines, puis transportés par le vent et disséminés dans les sols et les milieux aquatiques. Ces éléments sont notamment utilisés, de plus en plus sous forme de nanoparticules, dans la synthèse de nombreux matériaux quotidiens, purs ou sous forme d'alliage. On peut ainsi les employer dans les aciers inoxydables, les matériaux de bâtiments,

les munitions, les matériaux médicaux, la bijouterie, les produits cosmétiques et de soin. On en trouve également dans les engrais phosphatés ou les boues utilisées pour l'épandage. La combustion de matières fossiles solides ou liquides (charbon, pétrole) contribue aussi au rejet des métaux via les cendres, vapeurs et fumées.

Si certains de ces métaux présentent des fonctions pour l'organisme (fer, zinc, selenium...), tous se montrent toxiques en concentrations trop élevées. Les métaux les plus fréquemment rencontrés dans les lagunes méditerranéennes sont l'argent, le chrome, le nickel, le cuivre, le plomb, le zinc, le mercure, le manganèse, et le cadmium. Le lithium, bien qu'il ne soit pas classé comme métal lourd du fait de sa faible masse molaire, est également un métal potentiellement toxique que l'on rencontre en forte concentration. Le terme d'Eléments Traces Métalliques (ETM) regroupe l'ensemble des métaux toxiques, quelle que soit leur masse volumique.

Les polluants organiques désignent tous les contaminants carbonés, c'est-à-dire qui contiennent au moins un atome de carbone. Parmi les plus connus, on peut citer les historiques Polluants Organiques Persistants (POP) tels que les PCB, les hydrocarbures, les pesticides organo-chlorés (lindane, DDT...), les dioxines, mais aussi des substances d'usage plus récent comme le TBT, les pesticides hydrophiles d'usage phytosanitaire et biocide (largement utilisés en agriculture), les solvants chlorés, les dérivés du benzène ou encore les médicaments. Parmi ces derniers, nombre de médicaments vétérinaires tels que les antiparasitaires sont des composés organiques, et par voie de conséquence, les excréments des animaux traités en sont fortement chargés. Les activités industrielles sont une autre source de contamination, par le biais par exemple du dégraissage de pièces métalliques dans la métallurgie, de la fabrication d'adhésif, ou du nettoyage de vêtements (Barriuso 1996), ainsi que les activités de raffinerie et de stockage d'hydrocarbures. La pollution organique peut également provenir des transports et du chauffage urbain (fumées, fuites de carburants, lubrifiant, gomme des pneus, peinture antifouling des bateaux...). Enfin, les eaux usées domestiques peuvent contenir des polluants organiques : détergents, huiles, diluants, peintures et produits pharmaceutiques entre autres.

Les masses d'eau à proximité des sources de contamination anthropique sont les plus sensibles à la pollution : en effet, les contaminants s'y déversent via les eaux de ruissellements ou bien par dépôt des particules fines présentes dans l'air. Par exemple, en région méditerranéenne, les lagunes palavasiennes sont particulièrement soumises aux phénomènes de pollution, du fait d'une anthropisation forte, d'une urbanisation galopante, d'une industrialisation passée et de la présence de nombreuses stations d'épuration. Par ailleurs, ces lagunes communiquent entre elles par l'intermédiaire du canal du Rhône qui relie le Rhône à l'étang de Thau à Sète. Cet axe

de communication fluvial constitue aussi un axe de mélange et de transfert de la contamination d'une lagune à l'autre. Certaines lagunes, comme l'Or ou Leucate en méditerranée, peuvent également être impactées par les apports d'eaux souterraines (karst ou nappes). Les étangs méditerranéens sont donc soumis à des sources de pollutions multiples.

La DCE identifie 41 substances pour lesquelles le bon état chimique doit être respecté dans chaque masse d'eau. La liste des substances prioritaires de la DCE vis-à-vis du milieu marin littoral est disponible en annexe (Annexe 1). Chacune de ses substances dispose d'une NQE (Norme de Qualité Environnementale) dans l'eau qui permet de juger individuellement du Bon Etat chimique de chaque masse d'eau. Cependant aucune NQE n'est pour l'instant disponible dans les sédiments.

1.1.3.3.2. Transferts de contaminants à l'interface eau-sédiments

Nombre de contaminants chimiques peuvent être stockés dans le compartiment sédimentaire. Par exemple, les ETM peuvent être échangés à l'interface eau sédiment via une suite de phénomènes de surfaces : précipitation (sous formes oxydées, réduites), coprécipitation et adsorption sur des composés minéraux. Ces processus d'échange varient en fonction de facteurs physicochimiques du milieu : en cas de forte température ou bien d'épisodes venteux, le relargage des métaux et des contaminants organiques est possible (Serpaud et al. 1994). Enfin, les contaminants organiques sont en général peu dégradés dans l'environnement. Du fait de leur forte affinité pour les éléments organiques, ils sont en majorité stockés et transportés par les organismes marins. Ils se retrouveront dans le compartiment sédimentaire lors de la mort des individus (Léauté 2008) ou adsorbés sur des matières en suspension qui sédimentent.

1.1.3.3.3. Impacts des contaminants chimiques sur la macrofaune benthique

L'impact des contaminants chimiques sur la biodiversité est largement étudié dans la littérature. Des études ont été menées tant en laboratoire que *in situ* et vis-à-vis de la contamination globale comme de certains types de contaminants. Johnston et Roberts, en 2009, ont réalisé une méta-analyse des études portant sur tous les types d'écosystèmes en milieu marin. Leur analyse montre une réduction d'environ 40% de la richesse spécifique, c'est-à-dire du nombre de taxons présents, lorsque l'habitat est contaminé par des polluants chimiques. Environ 70% des études

montrent une diminution de la production primaire [1] en milieu contaminé. Cette diminution est due à des effets sur les fonctions physiologiques des organismes : des perturbations endocriennes, du métabolisme énergétique, du comportement, ou des réponses génétiques ont ainsi été montrées.

Concernant les communautés benthiques, l'absorption des contaminants se fait soit par contact avec les sédiments, soit via la colonne d'eau, soit par l'alimentation (Hare, Tessier, et Borgmann 2003). La sensibilité au sein d'une même espèce peut varier en fonction du stade de maturité des individus : des études soulignent que les petites larves sont plus sensibles aux contaminants que les grandes (Buchwalter et al. 2008). Les polluants impactent les animaux tant à l'échelle des populations que des individus. Burns montre ainsi que les hydrocarbures diminuent la respiration des populations benthiques dans le Golfe d'Arabie Saoudite (Burns et al. 1993). Une diminution de l'abondance et de la biomasse de certains macro-invertébrés benthiques fut également révélée dans des milieux contaminés en plomb, zinc et manganèse (Casper 1994). Liess définit en 2005 une classification des espèces vivant en milieux fluviaux en fonction de leur sensibilité aux pesticides : les espèces sensibles sont appelées SpeAR (Species At Risk) et les autres SpeNotAR (Species Not At Risk). Il montre que l'abondance et la richesse spécifique des SpeAR en milieu contaminé par les pesticides diminue, à l'inverse de celle des SpeNotAR (Liess et Ohe 2005). Des impacts à l'échelle individuelle et sub-individuelle sont également étudiés chez les invertébrés benthiques. Ces impacts ont diverses origines physiologiques qui ont principalement attrait aux ressources énergétiques, à la respiration, au métabolisme et à la reproduction. Pour faire face aux impacts négatifs des contaminants, certaines espèces développent des mécanismes de défense, d'excrétion, de métabolisation et de tolérance leur permettant de proliférer en milieu pollué (Durou 2006). Toutefois ces mécanismes représentent eux-mêmes un coût énergétique qui est susceptible de les fragiliser. Le chapitre suivant s'attache à décrire plus en détail comment les différents impacts des contaminants sur les organismes sont utilisés pour évaluer la qualité de l'environnement.

[1] Production primaire : croissance des organismes photosynthétiques, premiers échelon des chaînes trophiques, lorsqu'un apport de nutriments nouveaux (exogènes) se produit, par opposition à la production régénérée qui utile des apports de matière et de nutriments endogènes, recyclés.

1.2. L'évaluation biologique de la qualité de l'environnement en milieu aquatique

1.2.1. Caractéristiques des méthodes biologiques

La surveillance de la qualité de l'eau se fait via des méthodes chimiques ou biologiques. Les méthodes chimiques consistent en des dosages de polluants présents dans le compartiment aquatique (via des échantillonneurs passifs, rendant compte de la concentration moyenne en contaminants dissous au cours de leur période d'exposition) ou sédimentaire. Si ces méthodes sont très précises, elles sont soumises à certaines limites. Tout d'abord, au niveau de la colonne d'eau, on observe une grande variabilité des résultats due aux mouvements des masses d'eau, par exemple lors d'épisodes venteux particulièrement fréquents au niveau des lagunes méditerranéennes. Le sédiment, à l'inverse, représente un compartiment de stockage à long terme de certains polluants. Par ailleurs, les lagunes contiennent des mélanges complexes de polluants, dont certains ne sont pas analysables, ou bien à un coût prohibitif. Qui plus est, doser les polluants dans le compartiment abiotique ne rend pas compte de l'exposition des organismes car certains contaminants ne sont pas biodisponibles. L'utilisation de méthodes biologiques, c'est-à-dire d'espèces bio-indicatrices, représente un outil dit intégrateur : il permet d'avoir une idée de l'impact global de l'ensemble des polluants sur l'écosystème. Le terme bio-indicateur est défini ainsi : « Un indicateur biologique est un organisme ou un ensemble d'organismes qui (par référence à des variables biochimiques, cytologique, physiologiques, éthologiques ou écologiques) permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écocomplexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ». (Blandin et Mollon 1986).

Un « bon » bio-indicateur doit comporter certaines caractéristiques :

- Facilité de prélèvement et de transport
- Répartition géographique large couvrant le domaine souhaité
- Suffisamment d'études concernant sa physiologie et les processus de bioaccumulation des sédiments
- Bonne tolérance aux variations de facteurs abiotiques comme la température, la salinité et la teneur en dioxygène

Les espèces bio-accumulatrices, capables d'absorber et de concentrer dans tout ou une partie de leur organisme les contaminants, sont susceptibles de représenter des bio-indicateurs

répondant à une majorité des critères énoncés ci-dessus. En milieu aquatique, il s'agit principalement des invertébrés.

1.2.2.Les paramètres biologiques étudiés

Afin d'exploiter correctement un bio-indicateur, il est nécessaire de comprendre quels sont les impacts des polluants sur ce dernier. L'écotoxicologie est la discipline qui étudie ces réponses aux travers d'indicateurs, c'est-à-dire de paramètres révélateurs d'impacts à diverses échelles dont les principales sont les niveaux populationnel, individuel, ou sub-individuel :

- Les indicateurs à l'échelle des populations comprennent par exemple les fluctuations de densité, de biomasse totale, le nombre de taxons présents (aussi appelé richesse spécifique) ou bien certains indices de biodiversité.
- A l'échelle individuelle, il est possible d'évaluer :
  - des paramètres biométriques. La biométrie désigne la « mesure du vivant » : les paramètres biométriques sont ceux qui permettent d'identifier les individus, en dehors de l'utilisation de l'ADN qui se rapporte au domaine de la génomique. Les paramètres les plus fréquemment étudiés sont la masse et la taille des individus.
  - des paramètres comportementaux comme la fuite face à la prédation, la capacité d'enfouissement, la capacité d'adaptation à un nouvel environnement
  - des paramètres morphologiques comme la taille de certaines organes
- Au niveau sub-individuel, on pourra utiliser par exemple des biomarqueurs, qui sont des molécules indicatrices de processus ou de dégradations cellulaires altérés ou induits par les contaminants. On distingue les biomarqueurs d'exposition et les biomarqueurs d'effets. Les biomarqueurs d'exposition révèlent la présence passée ou présente de contaminants sans que ces derniers aient eu un effet délétère sur l'organisme. Les biomarqueurs d'effets sont révélateurs d'impacts négatifs sur certaines fonctions physiologiques : Ils apparaissent dès lors que les mécanismes de défenses face aux contaminants ne suffisent plus à compenser les effet de ces derniers (phase de décompensation). Les effets peuvent concerner la reproduction, la croissance, le métabolisme énergétique, le système immunitaire, la génomique, le système nerveux, ou bien des dégradations pluritissulaires.

La difficulté en écotoxicologie est de faire le lien entre les indicateurs et les facteurs environnementaux : en effet, les bio-indicateurs sont rarement spécifiques d'un type de stress mais plutôt révélateurs d'une pression environnementale globale. Par ailleurs, il est

généralement difficile de faire le lien entre les paramètres individuels, sub-individuels et populationnels. Par exemple, une diminution de la densité en une espèce peut être liée à une fluctuation de paramètres biométriques, comportementaux, physiologiques… et la plupart du temps, d'une accumulation de plusieurs facteurs. Il est donc nécessaire d'étudier conjointement plusieurs types de paramètres et leur corrélation si l'on souhaite pouvoir faire le lien entre eux. La partie expérimentale de cette étude s'est concentrée sur un certain nombre de marqueurs populationnel et individuels. Le chapitre suivant s'attache à décrire de manière non exhaustive un panel d'indicateurs couramment utilisés chez les invertébrés aquatiques. Si tous ne seront pas utilisés ici, leur connaissance, ainsi que celle des mécanismes physiologiques qui en sont à l'origine, permet de comprendre et d'analyser plus finement l'origine des perturbations qui ont été observées lors de ces travaux.

1.2.3. Les paramètres indicateurs utilisés chez les invertébrés aquatiques et leurs origines physiologiques

1.2.3.1. Les paramètres populationnels : des indicateurs de l'état de santé des populations

1.2.3.1.1. Les paramètres étudiés

A l'échelle des populations, les paramètres couramment utilisés en écotoxicologie permettent de rendre compte de l'état de santé d'une ou de plusieurs espèces, en se focalisant ou non sur celles qui peuvent être affectés par les contaminants chimiques. Les principaux paramètres étudiés sont les densités en individus, c'est-à-dire le nombre d'individus par unité de surface, la biomasse, c'est-à-dire la masse vivante par unité de surface, la répartition des classes d'âge, le sex-ratio, le taux de croissance, ou encore la diversité génétique. A partir de ces paramètres, on peut également calculer des indices biotiques, aussi appelés indices de biodiversité. Les indices biotiques rendent compte de la diversité des espèces présentes et peuvent ainsi être comparés aux concentration en polluants afin d'évaluer un impact de ces derniers sur la biodiversité. La richesse spécifique, l'indice de Shannon et le M-AMBI font partie des indices souvent utilisés en milieu lagunaires et sont détaillés dans le chapitre suivant.

1.2.3.1.2. Les indices biotiques

1.2.3.1.2.1. La richesse spécifique

La richesse spécifique désigne le nombre de taxons présents dans un milieu donné. On différencie la richesse totale, qui est le nombre total d'espèces dans un biotope ou une station, et la richesse moyenne qui correspond au nombre moyen d'espèces présentes dans les

échantillons d'un peuplement étudié. La richesse spécifique varie donc en fonction du nombre d'espèce mais aussi de la surface étudiée.

1.2.3.1.2.2. L'indice de Shannon

L'indice de Shannon-Weaver (H') décrit la diversité d'une communauté en fonction du nombre d'espèces récoltées et du nombre d'individus de chaque espèce. Il permet en particulier de mettre en évidence les variations d'importance des espèces les plus rares. Son calcul est le suivant :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \cdot \ln(p_i)$$

avec pi = ni/N

pi : probabilité que l'espèce choisie au hasard appartienne à l'espèce i,

ni : effectif d'une espèce dans l'échantillon,

N : effectif total de l'échantillon.

1.2.3.1.2.3. Le M-AMBI

Le M-AMBi est un indice marin multimétrique de la qualité écologique du benthos de substrat meuble. Désigné comme « AMBi modifié », il résulte d'une application de la richesse spécifique (i.e. le nombre d'espèces), de l'indice de diversité de Shannon-Weaver, et de l'analyse factorielle à l'indice AMBI. Ce dernier est un indice biotique basé sur la répartition des espèces en 5 groupes de polluo-sensibilité (Borja, Franco, et Pérez 2000). Le M-AMBi est l'indice retenu dans le cadre de la DCE Benthos pour définir la qualité écologique du milieu, car il apparaît comme étant le plus corrélé selon un comité d'expert (Créocean, 2010). Un indice élevé souligne une bonne qualité écologique du milieu.

1.2.3.2. Les paramètres individuels et sub-individuels : des indicateurs des réponses physiologiques aux contaminants

1.2.3.2.1. Les marqueurs d'exposition

Les marqueurs d'exposition sont des paramètres cellulaires ou moléculaires qui permettent de montrer la présence de contaminants, passé ou présente, sans pour autant que cette dernière se caractérise par des effets délétères sur l'organisme. Ils permettent donc souvent de réaliser des études à de faibles concentrations en contaminants. Les biomarqueurs d'exposition peuvent être issus des mécanismes de défense face aux polluants. On peut ainsi citer des protéines de

transports membranaire appartenant au système MXR/MDR, qui permettent à la cellule de transporter des métabolites ou des xénobiotiques ainsi que de les rejeter dans le milieu extracellulaire, et dont l'expression peut être induite par la présence de substances organiques comme les hydrocarbures ou les PCBs (Garric, Morin, et Vincent-Hubert 2010). Les métallothionéines (MTs) et phytochélatines (PCs) sont impliquées dans l'homéostasie des métaux. Elles sont naturellement exprimées dans les tissus mais peuvent être surexprimées en présence excessive d'ETM. Les glutathion S-transférases sont des enzymes catalysant la biotransformation des xénobiotiques et donc impliquées dans la détoxification de nombreux polluants. Il a ainsi été montré une augmentation de leur expression en présence de cadmium chez le saumon (Espinoza, Williams, et Gallagher 2012). D'autres marqueurs sont inductibles par des substances exogènes sans pour autant intervenir dans la défense face à ces derniers, et sans avoir d'effet délétères sur l'organisme. Il s'agit par exemple des activités monooxygénase impliquant diverses isoformes de cytochromes P450, induite par la présence de pesticides organochlorés, de PCBs ou d'hydrocarbures (Garric et al. 2010). On observe également une inhibition de l'acétylcholinestérase, un neurotransmetteur, suite à une exposition aux organochlorés, aux carbamates, au chlorure de zinc ou au cadmium chez divers organismes marins (Bocquene 1996).

1.2.3.2.2. Les marqueurs d'effet

Les marqueurs d'effet sont révélateurs d'un impact biologique des contaminants sur les organismes. Ils apparaissent dès lors que les mécanismes de défenses ne sont plus suffisants pour éliminer les contaminants ou compenser les altérations biologiques qu'ils causent.

1.2.3.2.2.1. Les indicateurs de l'état de santé général des organismes

- Les indices de conditions généraux

Les indices de conditions généraux sont des indicateurs individuels permettant d'avoir une idée globale de l'état de santé d'un individu. Ils représentent un intérêt certain pour la macrofaune benthique car elle est soumise à des stress environnementaux multiples, pouvant affecter une large gamme de facteurs individuels ou sub-individuels. Les paramètres étudiés rendent compte du bon développement et fonctionnement des organismes dans leur ensemble. Les principaux indices de conditions généraux sont la taille et la poids des individus ainsi que la relation entre les deux. Concernant le poids, peuvent être utilisés le poids sec (c'est-à-dire le poids de l'animal déshydraté) ou le poids frais. Le poids frais est soumis à l'osmolarité qui peut varier en fonction de la salinité du milieu, elle-même dépendante des saisons ou encore de la marée, c'est pourquoi

on estime en général que le poids sec est plus précis (Bodoy et al. 1986). Concernant la taille de l'individu, il peut être préconisé d'utiliser la taille totale ou bien la taille de certaines organes uniquement, lorsqu'elle est corrélé avec la taille totale, afin de limiter les biais du à l'étirement des individus ou à leur cassure (notamment dans le cas des vers) (Durou 2006). Ces indices de conditions généraux sont à mettre en relation avec des indices de conditions plus spécifiques, tels que la maturité sexuelle ou bien les réserves énergétiques.

- Les indicateurs d'une altération de la respiration

La respiration est représentative de l'intensité des processus physiologiques et donc des coûts cellulaires et de l'approvisionnement en dioxygène de tous les tissus. Ainsi, on peut utiliser la respiration pour évaluer l'intensité de l'impact global des contaminants sur la santé des organismes. La respiration peut s'effectuer de différentes manières chez les invertébrés aquatiques. Chez les individus de petite taille, elle peut être tégumentaire, c'est-à-dire par simple diffusion passive à travers le tégument. Cette diffusion peut être amplifiée par la présence de plis tégumentaires augmentant la surface corporelle. Des pigments protéiques, les métalloprotéines, peuvent par ailleurs faciliter le transport d'O2 en fixant ce dernier de manière réversible. Certains individus développent également des cils ou flagelles au niveau du tégument pour créer un phénomène de convection renouvelant l'O2. La respiration brachiale est privilégiée chez les individus de plus grande taille. Chez les annélides, les branchies peuvent être des panaches céphaliques (on parle dans ce cas de pseudo branchies) ou des branchies vraies, par exemple situé au niveau des parapodes chez *Nereis sd*. (Lopes Galasso 2018). Les mollusques et céphalopodes possèdent des branchies vraies qui peuvent être ventilées par le courant (mollusques bivalves) ou bien par des mouvements musculaires (céphalopodes, arthropodes). Pour quantifier la respiration chez les invertébrés aquatiques, on utilise en général des indices se référant à la consommation en O2. Notamment, le taux métabolique standard (standard métabolique rate ou SMR) désigne la consommation en dioxygène pour couvrir les besoins de l'organisme au repos. Des augmentations du taux métabolique standard sont montrées chez de nombreuses espèces d'invertébrés exposées à des métaux (Congdon et al. 2001; Galasso et al. 2018), révélant un impact de ces derniers sur l'état de santé global des individus.

1.2.3.2.2.2. Les indicateurs d'une réallocation des ressources

- Qu'est-ce que l'allocation des ressources ?

Les animaux tirent leurs ressources énergétiques des nutriments qu'ils puisent dans leur environnement, ou bien dans leurs propres réserves stockées (glycogène, lipides, protéines) qu'ils métabolisent afin de subvenir à leurs besoins. Ces derniers peuvent être classés en deux types :

- la production d'énergie, issue du catabolisme, leur permet d'exercer les activités assurant leur survie (déplacement, prise alimentaire…) et la reproduction

- La production ou le renouvellement de tissus pouvant être somatiques, assurant leur croissance et leur intégrité, ou bien germinaux, leur permettant de se reproduire.

Le principe d'allocation des ressources décrit le fait que les ressources seront distribuées à ces différentes fonctions physiologiques : si l'une est favorisée, les autres seront désavantagées. En effet, la quantité de nourriture absorbée est globalement fixe : bien qu'elle puisse varier en fonction de la disponibilité alimentaire dans le milieu, elle est limitée par les mécanismes d'absorption. Par conséquent, les ressources énergétiques disponibles ne peuvent être modulées que modérément en fonction des besoins des organismes, et ne sauraient compenser une consommation excessive d'énergie par une ou plusieurs fonctions physiologiques, ce qui pénalise sur le long terme les autres fonctions.

- Impact du stress sur l'allocation des ressources et indicateurs étudiés

En réponses aux multiples stress environnementaux naturels comme anthropiques que subit un animal, l'organisme met en place des mécanismes de compensation, mais peut faire face à des dommages si ces mécanismes ne sont pas suffisants (phase de non compensation). On définit la tolérance comme l'ensemble des mécanismes mis en place par un organisme pour faire face à la pression exercée par les facteurs environnementaux.

Cette tolérance ayant un coût énergétique (Holloway, Sibly, et Povey 1990), les ressources disponibles pour les fonctions précédemment citées sont diminuées ce qui altère de surcroit l'état de santé global des organismes. Des études ont ainsi montré que la tolérance avait des impacts sur la croissance et sur la reproduction des individus (Marchand et al. 2004). Par conséquent, les indicateurs utilisés pour montrer les impacts des contaminants sur l'allocation des ressources recouperont ceux révélateurs de l'état de santé général des organismes, mais

également des perturbations de la reproduction et du métabolisme. A l'échelle des populations, la densité et la biomasse sont des indicateurs pertinents. L'étude à l'échelle individuelle passe par des mesures de paramètres biométriques et morphologiques, principalement de la taille et du poids des individus, ainsi que de la morphologie de certains organes, notamment les organes reproducteurs.

A l'échelle sub-individuelle, on utilise des biomarqueurs cellulaires de la réallocation des ressources. Il s'agit des molécules de stockages énergétiques, à savoir le glycogène, les lipides et les protéines :

- Le glycogène est la principale forme de stockage du glucose. Chez les invertébrés, les organes de stockage du glycogènes sont l'hépatopancréas et le manteau (Berthelin 2000). Le mécanisme de mobilisation du glycogène afin de former du glucose s'appelle la glycogénolyse, alors que la formation de glycogène à partir de glucose est la glycogénogénèse.
- Les lipides, présents sous formes de gouttelettes lipidiques au sein des adipocytes, constituent la réserve d'énergie la plus importante chez les animaux. La mobilisation des lipides s'appelle la lipolyse, alors que la formation de tissu adipeux se nomme la lipogenèse.
- Enfin, les protéines ont avant tout un rôle structural et fonctionnel et sont utilisés en tant que réserve énergétique en dernier recours. La protéolyse désigne la mobilisation des protéines.

En cas de stress, ces ressources sont mobilisées pour permettre la défense de l'organisme, et ce chez des organismes terrestres comme aquatiques, appartenant à une grande gamme de groupes taxonomiques (Mayer et al. 2018). Chez les invertébrés aquatiques, une diminution des réserves énergétiques est observée suite à l'exposition à divers ETM ou contaminants organiques. Ainsi, Carr et Neff montrent une diminution des réserves en glycogène chez *Neanthes Virens* suite à une exposition de plus de 3 jours au cadmium (Carr et Neff 1982). De Coen et Janssen montrent une diminution des protéines, des lipides et des polysaccharides chez *Daphnia Magna* suite à une exposition au mercure et au lindane pendant 96h (De Coen et Janssen 1997). Encomio et Chu montrent une diminution du glycogène contenu dans le muscle adducteur de *Cassostrea virginica* suite à une exposition pendant 8 semaines aux PCBs (Encomio et Chu 2000). La diminution des réserves énergétiques, et notamment des lipides, est un facteur sub-individuel étroitement lié au poids des individus et la biomasse totale.

1.2.3.2.2.3. Les indicateurs d'un impact sur le métabolisme énergétique

- Notions de bioénergétique et caractéristiques des invertébrés

Le métabolisme désigne l'ensemble des transformations chimiques et biologiques s'accomplissant dans l'organisme. Les cellules d'un organisme ont besoin de matières organiques et inorganiques, tirées de l'alimentation, et d'énergie. Les polymères issus de la nourriture ou des ressources énergétiques d'un organisme (lipides, protéines, glycogène, polysaccharides) sont dégradés en monomères (glucides, acides aminés, acide gras). Le catabolisme, l'une des deux composantes du métabolisme, permet la formation d'énergie par la dégradation de ces monomères en d'autres métabolites plus fins. Ces métabolites peuvent être intégrés au sein des molécules de stockage énergétique de l'organisme, par le biais de la seconde voie du métabolisme, l'anabolisme.

Le catabolisme peut passer par différentes voies selon le milieu et le type d'effort. Toutes ces voies aboutissent en la formation d'ATP (Adénosine TriPhospate) par la liaison d'une ADP (Adénosine DiPhosphate) et d'une molécule de phosphate. Les principales voies de formation d'ATP sont la respiration cellulaire, en milieu aérobie – c'est-à-dire en présence de dioxygène - disposant d'un haut rendement (32 ATP à partir d'une molécule de glucose) et la glycolyse, en milieu anaérobie et avec un faible rendement (2 ATP à partir d'une molécule de glucose). La respiration peut utiliser des molécules (pyruvate, acétyl coA, NADH) provenant de la glycolyse du glucose, de la béta oxydation des lipides, ou bien de la transamination et désamination des acides aminés issus des protéines. Le catabolisme chez les invertébrés est sensiblement le même que celui des vertébrés à quelques différences près. Tout d'abord, la glycolyse n'y est pas à l'origine de formation de lactate mais d'autres acides tels que l'alanine ou la strombine. Par ailleurs, l'activité métabolique est souvent dépendante de la disponibilité en dioxygène et peut grandement diminuer lorsque la concentration en O2 est faible. Par conséquent, la concentration en dioxygène est un facteur important à prendre en compte lorsque l'on souhaite étudier les impacts des polluants sur le métabolisme des individus invertébrés.

- Impact du stress sur le métabolisme énergétique et indicateurs étudiés

La réallocation des ressources liés aux polluants a un impact sur le métabolisme énergétique puisque les mécanismes liés à ce dernier utilisent les ressources stockées dans l'organisme. Par ailleurs, les contaminants peuvent affecter directement les réactions et les enzymes jouant un rôle dans les chaînes métaboliques. En effet, l'organisme cherche à maintenir l'homéostasie - c'est-à-dire le fait que les constantes du milieu intérieur soient entre les limites des valeurs

normales - malgré les contraintes que représentent les contaminants, ce qui passe par nombre de réponses biologiques en relation avec son métabolisme. Plusieurs paramètres énergétiques peuvent être utilisés (Durou 2006a; Mayer et al. 2018) :

- L'activité de certaines enzymes des voies métaboliques. Ces enzymes sont par exemple la glycogène phosphorylase ou la pyruvate kinase. Les contaminants peuvent interagir avec ces enzymes selon différents modes d'actions : Inhibition, induction, ou altération de la concentration.

- L'allocation énergétique cellulaire (AEC), permettant d'établir le budget énergétique net d'un organisme. Il est calculé ainsi ainsi :

$$AEC = \frac{\int_0^t Ea dt - \int_0^t Ec dt}{t}$$

Où Ea désigne l'énergie disponible dans l'organisme sous forme des trois formes de réserves stockées, Ec l'énergie consommée et t la durée d'exposition. Plusieurs études chez divers invertébrés montrent une diminution de l'AEC lors d'un exposition à divers polluants, comme par exemple au lindane et au mercure chez la moule *Dreissene* (Smolders et al. 2004). Ces auteurs montrent que l'AEC est le marqueur énergétique le plus rapide et le plus sensible.

- L'allocation énergétique à la croissance et à la reproduction (AECR), plus connue sous le nom de « scope for growth », elle désigne l'énergie disponible liée à l'assimilation de nourriture, à laquelle on soustrait l'énergie utilisée pour le métabolisme basal. Le métabolisme basal représente les besoins énergétiques incompressibles, permettant à l'organisme de survivre au repos. Plusieurs études utilisent l'AECR pour mesurer l'impact des contaminants sur les animaux, notamment chez les moules, et il a été montré des corrélations négatives et significatives entre l'AECR et les concentrations en PCB, DDT et organochlorés (Widdows, Nasci, et Fossato 1997) ainsi qu'en HAP (Widdows et al. 2002).

- Les indices de conditions. L'état de santé général étant étroitement lié au métabolisme des individus, une mauvaise condition de l'organisme peut être révélatrice d'un métabolisme altéré.

- La CEA ou charge énergétique en adénylate est utilisée pour mesurer l'énergie métabolique disponible. Des études ont montré que la CEA est généralement réduite suite à une exposition in situ à des métaux et à des contaminants lipophiles (pesticides, HAP, PCB) (Le Gal et al. 1997).

- Les molécules de stockage énergétique (glycogène, lipides, protéines). De manière générale, on observe une diminution des réserves énergétiques suite à l'exposition en laboratoire ou *in situ* à différents contaminants (cf chapitre 1.2.3.2.2.2. « Les indicateurs du réallocation des ressources »).

1.2.3.2.2.4. Les indicateurs d'un impact sur la reproduction

- L'expression de la sexualité chez les invertébrés

L'expression de la sexualité chez les invertébrés est marquée par une très grande variabilité (Universalis s. d.). Le gonochorisme, c'est-à-dire la capacité d'un individu à ne produire qu'un seul type de gamètes mâles (spermatozoïdes) ou femelles (ovules) selon qu'il porte des testicules ou des ovaires, est fréquent. Les sexes sont alors séparés et les individus dits gonochoriques ou dioïques. Le gonochorisme s'accompagne en général par un dimorphisme sexuel, c'est-à-dire une différenciation entre les individus mâles et les individus femelles se manifestant par des caractères sexuels primaires (gonades, voies génitales…) et secondaires (morphologie, physiologie…). Chez les mollusques gonochoriques, le dimorphisme sexuel est toutefois généralement discret voire invisible. Certains invertébrés sont hermaphrodites, c'est-à-dire qu'ils possèdent à la fois les organes reproducteurs mâles et femelles. Cette caractéristique est fréquente chez les mollusques tels qu'un certain nombre de bivalves et de gastéropodes. Parfois, l'hermaphrodisme n'affecte pas l'ensemble de la population : certains individus changent une ou plusieurs fois de sexe au cours de leur vie, par exemple les tarets. L'autofécondation est également constaté chez certaines espèces. Ainsi, un petit nombre de prosobranches (une sous-classe de gastéropodes) réalise la parthénogénèse, c'est-à-dire le développement d'un individu à partir d'un ovule non fécondé. En ce qui concerne la physiologie de la reproduction chez les invertébrés, les mécanismes sont également variés mais on retrouve nombres d'hormones communes aux vertébrés. Des études ont montré l'existence de divers stéroïdes sexuels tels que la progestérone, la testostérone et le 17B-oestradiol chez les échinodermes, les mollusques, les tuniciers et les crustacés (Oetken et al. 2004). Les données sont particulièrement abondantes concernant les mollusques bivalves. L'œstradiol, la

testostérone et la progestérone sont synthétisées dans les gonades et l'hépatopancréas et stimulent la vitellogenèse (constitution du vitellus, c'est-à-dire de l'ensemble des matières de réserve de l'œuf) (Gauthier-Clerc 2003). Les œstrogènes (17B oestradiol) sont produits dans les gonades et stimulent la maturation des organes sexuels, le taux d'œstrogène augmentant avec la maturité sexuelle des produits génitaux et diminuant drastiquement en période de ponte chez deux espèces de bivalves (Matsumoto et al. 1997). La sérotonine est à l'origine de la libération des gamètes femelles. Chez beaucoup d'invertébrés comme les mollusques ou les vers, les facteurs déclenchant la sécrétion de sérotonine dans les gonades sont très variés mais la montée de température ambiante semble être un facteur efficace pour de nombreuses espèces (Massé, Nodot, et Macé 1978; Pinsker et Parsons 1985). Le cholestérol, un précurseur de la prégnénolone qui est elle-même transformée en progestérone, a été identifié chez certaines espèces de polychaete (Zeeck et al. 1994).

- Impacts des contaminants sur la reproduction et indicateurs étudiés

Les contaminants peuvent altérer la reproduction en agissant sur le système endocrinien. Les polluants agissant sur le système endocriniens sont appelés perturbateurs endocriniens, devenus une problématique majeure tant en écotoxicologie qu'en santé publique. Les effets de ces substances viennent du fait qu'ils présentent des similitudes avec les hormones stéroïdiennes ou thyroïdiennes Par conséquent, ils interagissent avec les récepteurs des hormones, ce qui aboutit à une augmentation ou une inhibition de l'activité intrinsèque. Ils peuvent potentiellement agir sur l'ensemble des étapes de la régulations endocrine, et par conséquent interférer avec la synthèse, la sécrétion, le transport, la liaison, l'action ou l'élimination des hormones impliquées (entre autre) dans la reproduction (Vos et al. 2000). Il a ainsi été montré qu'ils impactaient le métabolisme de la testostérone chez les crustacés (Janer et al. 2005). Une contamination multiple aurait des effets sur le délai de maturation sexuelle, l'indice gonadosomatique (rapport du poids des gonades sur le poids total) et la vitellogenèse de *Mya arenaria* (Gauthier-Clerc 2003) ainsi que sur les niveaux produits en progestérone (Siah et al. 2003). Le tributylétain peut par ailleurs induire le phénomène d'imposex, c'est-à-dire la masculinisation des femelles (développement d'un pénis et d'un canal déférent notamment) chez certaines espèces de gastéropodes marins (Spooner et al. 1991), en inhibant l'enzyme catalysant la conversion de la testostérone en B-œstradiol.

1.2.3.2.2.5. Les marqueurs de dommages cellulaires non spécifiques

Les marqueurs non spécifiques sont révélateurs d'une dégradation des cellules appartenant à tout type de tissus ou d'organe. Les contaminants peuvent par exemple augmenter les concentration en molécules oxygénées fortement réactives (ROS) qui sont impliquées dans la détoxication mais qui peuvent également dégrader, par des réactions de péroxydation, les lipides et les protéines membranaires. On peut mesurer le taux de péroxydation lipidique et l'activité des enzymes antioxydantes pour quantifier ces dommages. (Garric et al. 2010). On parle également de stress oxydant pour ces marqueurs. La stabilité de la membrane semi-perméable des lysosomes est également un indicateur de l'état de la cellule.

1.3. Le modèle *Hediste diversicolor*

1.3.1. Classification systématique

Les annélides sont des animaux protostomiens métamérisés (c'est-à-dire constitués de segments nommés métamères) et vermiformes, plus communément appelés vers. Ils regroupent trois classes : les achètes, les oligochètes et les polychètes. Ces derniers comportent le plus grand nombre d'espèces (environ 13000), et sont caractérisés par des parapodes munis de soies (figure 4). *Hediste diversicolor* est une espèce polychaete appartenant à la famille des Nereididae. Il fut décrit pour la première fois en 1775 par O.F.Müller sous le nom de genre *Nereis diversicolor* (Scaps 2002). Depuis la fin des années 1980, il est également décrit sous le nom de genre *Hediste diversicolor*. Nous choisirons le nom *Hediste diversicolor* dans le cadre de cette étude.

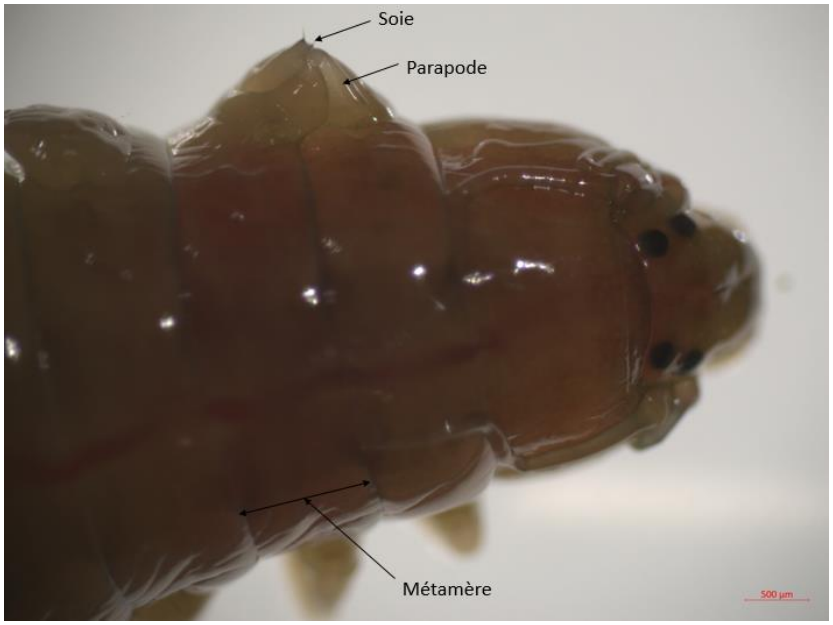

Figure 4 : Anatomie de *Hediste diversicolor* (Bouquet, Aurélien)

1.3.2. Caractéristiques écologiques et cycle de vie

H.diversicolor vit dans les sédiments de zones d'eau marines ou saumâtres peu profonde. Il privilégie un sédiment de type vaseux, mais se trouve également en milieu sablo-vaseux (Durou 2006). C'est une espèce galéricole, c'est-à-dire qu'elle construit des galeries. Ces dernières communiquent avec la surface et descendent jusqu'à quelques dizaine de centimètres de profondeur au maximum. Les vers génèrent eux-mêmes des courants d'eau assurant l'oxygénation des galeries et les apports en nutriments. Ce ver est particulièrement robuste et se rencontre dans des habitats très variables du point de vue des facteurs environnementaux. Concernant son régime trophique, il est très vaste : il peut être considéré comme détritivore, carnivore, herbivore, suspensivore et alternativement filtreur (Lopes Galasso 2018; Nielsen et al. 1995).

H.diversicolor est une espèce gonochorique, c'est-à-dire que les individus mâles et femelles sont distincts. Le sex-ratio est très largement en faveur des femelles (80%) (Abrantes, Pinto, et Helena Moreira 1999). La reproduction a lieu au bout de 12 à 42 mois, période qui varie en fonction des paramètres environnementaux. Les femelles pondent dans les galeries les œufs qui éclosent 4 jours plus tard, puis les larves restent dans les galeries parentales pendant plusieurs semaines (Marty et Retière 1999). Elles sortent ensuite des tubes, rampent sur le sol et sont emportées par les courants tidaux : c'est la phase semi pélagique (Scaps 1992). Quelques semaines plus tard débute la phase benthique où les vers deviennent sédentaires : ils s'enfouissent dans le sédiment et creusent leur propre galerie. La durée de vie des vers est en moyenne de deux à trois ans et la mort surviendrait suite à la reproduction : en effet, la libération des gamètes serait létale par une rupture induite des téguments des géniteurs mâles (Scaps 1992). Les femelles quant à elles mourraient après avoir incubé les œufs et les larves au sein des galeries pendant quelques semaines (Marty 1997). L'effort reproductif est très important et 70% de l'énergie serait alloué aux tissus reproducteurs (Gremare et Olive 1986).

La croissance s'opère en deux phases. La première, appelée croissance segmentaire, consiste en un allongement par production de nouveaux segments. Les animaux sortent des galeries après production d'entre 3-4 et 10 segments (Marty 1997). Ils produisent entre 90 et 120 segments, puis s'ensuit une phase de croissance dite pondérale : l'ajout de nouveaux segments s'arrête et ces derniers s'épaississent. La croissance est alors réduite en longueur, mais les vers prennent plus de poids. Adultes, les vers mesurent entre 6 et 12 cm.

H.diversicolor est une espèce clé des écosystèmes dans lesquels il habite. D'une part, car son corps mou et les densités généralement élevées auxquelles il est rencontré en font une source d'alimentation considérable pour nombre d'animaux. Ses principaux prédateurs sont les oiseaux, les crabes ou encore les poissons. D'autre part, cette espèce participe grandement au phénomène de bioturbation. En effet, les galeries creusées favorisent les échanges entre l'eau et le sédiment du fait d'une augmentation de la surface et de la profondeur de la zone d'échange (Pischedda et al. 2012). Ces échanges consistent à la fois en des flux de dioxygène, de nutriments et de contaminants et peuvent engendrer une dégradation de la matière organique provenant de l'eutrophisation du milieu. En effet, la matière organique remontant à la surface est dégradée par les bactéries aérobies qui y vivent. De la même manière, le dioxygène se retrouvant dans les sédiments via les galeries favorise les activités microbiologiques aérobies en profondeur, résultant en la même dégradation de matière organique (Banta et al. 1999).

1.3.3. Réponses aux stress environnementaux à l'échelle des populations et des individus

1.3.3.1. Réponses aux variations naturelles de l'environnement et à l'eutrophisation

Concernant les stress environnementaux naturels, *H.diversicolor* est tolérante. C'est une espèce cosmopolite dont la répartition s'étale dans des milieux très variés, allant du littoral nord-africain aux pays scandinaves ce qui atteste d'une tolérance importante vis-à-vis de la température. Par ailleurs, c'est une espèce dite eurhyaline, c'est-à-dire capable de supporter de grandes différences de salinité dans l'eau. Cette capacité est rendue possible par des mécanismes osmorégulateurs perfomants permettant la survie jusqu'à une salinité égale à 0.5% de celle de l'eau de mer (Oglesby 1972). Durou (2006) a montré qu'une salinité variant de 18,9 à 33% n'affectait pas les réserves énergétiques de *H.diversicolor*. En revanche, une température variant entre 5°C et 20°C affecte significativement les réserves en lipides et en glycogène (Durou 2006). Il est également capable de supporter une large gamme d'oxygénation du milieu.

Concernant l'eutrophisation, *H.diversicolor* est un ver omnivore pouvant profiter de sources d'alimentation très diverses et qui supporte donc bien une modification de la quantité de nutriments dans le milieu. Il a été montré que des vers exposés à des sédiments contaminés mais également enrichis en matière organique avaient une masse plus grande que ceux en milieu sain (Gunnarsson et al. 2000). Selon les auteurs, cela serait dû à une augmentation de la biodisponibilité alimentaire qui serait facilitée par l'oxygénation du milieu par *H.diversicolor*,

permettant l'implantation de microorganismes dégradant la matière organique. En outre, une eutrophisation du milieu, néfaste pour nombre d'espèces, est accompagnée d'une biodiversité généralement pauvre. *H.diversicolor* est une espèce opportuniste qui profite de ce genre de milieu constituant pour lui une niche écologique qu'il peut recoloniser (Norkko et Bonsdorff 1996).

1.3.3.2. Réponses à la contamination chimique

1.3.3.2.1. Tolérance aux contaminants chimiques

Chez *H.diversicolor*, les mécanismes de tolérance aux polluants, et en particulier aux ETM, ont été particulièrement étudiés. Ainsi, des études portant sur la tolérance au cuivre, au zinc ou au cadmium ont montré qu'il était plus résistant à ces métaux en milieu contaminé qu'en milieu sain (Mouneyrac et al. 2003). Il a aussi été montré que cette tolérance était portée génétiquement et donc transmissible à la descendance (Virgilio et Abbiati 2004). Les mécanismes à l'origine de tolérance impliquent une détoxication par liaison à divers ligands permettant de limiter la biodisponibilité des polluants. Ils sont très variés (Mouneyrac et al.2003) :

- Sécrétion de mucus agissant comme chélateur de cuivre et d'argent
- Bio minéralisation des métaux (Cadmium, Cuivre, Zinc) et séquestration sous forme de granules
- Production de vésicules situés au niveau de l'épiderme et des néphridies (des organes excréteurs des invertébrés ayant une fonction analogues à celles des reins) stockant le cuivre
- Production de sphérocristaux au niveau des cellules de la paroi intestinale, permettant la détoxication du zinc.

Or, comme expliqué précédemment, les mécanismes de tolérance aux contaminants chez les animaux sont coûteux d'un point de vue énergétique et peuvent être à l'origine d'un impact sur leur capacité à croître et à se reproduire. Nous pouvons donc supposer qu'en milieu contaminé, la croissance et la reproduction de *H.diversicolor* pourraient être altérées.

1.3.3.2.2. Impact des polluants sur la physiologie de Hediste diversicolor

Durou étudie en 2006 les relations allométriques (relations taille/masse) en fonction de la contamination en milieu estuarien (Estuaire de la Seine, milieu contaminé et estuaire d'Authie, milieu sain). Plus précisément, il démontre que la relation taille-masse en phase de croissance segmentaire (nous rappelons qu'il s'agit de la première phase de croissance) ne varie pas, mais

qu'au cours de la croissance pondérale, pour une taille identique, les individus ont une masse augmentée dans le site de référence, l'Authie. Autrement dit, la croissance pondérale serait diminuée lorsque le milieu est contaminé. Il émet deux hypothèses pour expliquer cette variation intersites : la première serait qu'à âge identique, les animaux ont une phase de croissance pondérale limitée en milieu contaminée. Cela serait dû à une réallocation des ressources envers la tolérance aux métaux au détriment de la croissance. La deuxième serait que les animaux disparaissent précocement du fait d'un impact de la contamination sur la reproduction (précocité dans ce cas précis). Cela s'expliquerait par le fait que les contaminants interfèrent avec le système endocrinien impliqué dans la physiologie de la reproduction.

Durou montre dans cette même étude que les individus de la Seine atteignent une maturité sexuelle plus jeunes, (ce qui concorde avec la deuxième hypothèse) et que leur fécondité globale est diminuée (nombre d'ovocytes moins important). Cette fécondité diminuée pourrait également avoir un impact sur la densité des populations. Ainsi, la mesure du rapport poids/taille, ainsi que de la fécondité et de la maturité sexuelle constitueraient des paramètres exploitables dans le cadre de la surveillance de la qualité des eaux en milieu estuarien. Dans ces travaux, nous chercherons à voir si, en milieu lagunaire, nous retrouvons les mêmes impacts de la contamination sur ces relations allométriques (relations poids/taille). La question de la capacité reproductive ne sera pas abordée dans la partie expérimentale de cette étude.

Afin que les indices de conditions que nous étudions soit facilement exploitables dans le cadre de la surveillance de la qualité des eaux, il est nécessaire que leur mesure soit réalisable simplement en routine. Concernant le poids, il convient de choisir entre la mesure de la masse fraiche (c'est-à-dire non déshydratée, donc plus facilement mesurable) ou celle sèche. Il est montré que la teneur en eau de *H.diversicolor* ne dépend pas du milieu, que ce soit du point de vue de sa salinité (nous rappelons que cette espèce est eurhyaline) comme de sa contamination (Durou 2006). Il est donc possible de simplifier les mesures en utilisant la masse fraiche. Par ailleurs, concernant la taille, la difficulté chez *H.diversicolor* vient de son corps mou, pouvant s'étirer voire se rompre lors des manipulations ou des prélèvements. La longueur de la mâchoire, qui est bien corrélée avec la longueur totale, pourrait être une bonne alternative. Toutefois, chez cette espèce, sa mesure est délicate et chronophage car elle nécessite une dissection méticuleuse. Des études ont montré que la taille de la L3, c'est-à-dire des trois premiers segments du ver, était également bien corrélée avec la longueur totale. Lors de cette thèse, nous choisirons donc d'utiliser la masse fraiche et la L3 pour étudier les relations taille versus masse.

2. Matériel et méthode

2.1. Présentation de la structure d'accueil et des réseaux de surveillance environnementaux en Occitanie

2.1.1. La structure d'accueil

2.1.1.1. L'Ifremer

L'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer ou IFREMER) est un établissement public à caractère industriel et commercial sous la tutelle du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie et du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche. Ses missions visent à connaître et mettre en valeur les ressources de l'océan dans un contexte de développement durable, améliorer les méthodes de surveillance et de protection du milieu marin et côtier, et favoriser le développement économique du monde maritime. Les 25 sites de l'Ifremer sont répartis sur le littoral métropolitain et dans les DOM-TOM. L'Institut, dont le siège est situé à Brest, est composé de 5 centres (Boulogne, Brest, Nantes, Toulon et Tahiti), et d'une vingtaine de départements de recherche rattachés à ces centres. En Occitanie, les équipes sont implantées à Sète, Montpellier et Palavas. Les activités scientifiques qui y sont développées concernent les domaines de la surveillance de l'environnement du littoral et des lagunes régionales, de l'aquaculture, la conchyliculture et l'halieutique. A Sète, le site héberge une centaine de chercheurs, ingénieurs et techniciens des différentes tutelles (UM, CNRS, IRD, Ifremer). La station de 4500m^2 dispose de plateaux de biologie moléculaire, de génomique, chimie, biochimie, histologie et plancton. L'Ifremer Sète dispose de deux pôles : le pôle Halieutique, et le laboratoire Environnement Ressources Languedoc Roussillon (LER LR), au sein duquel s'est déroulé l'encadrement de cette thèse.

2.1.1.2. Le LER-LR

Ce laboratoire a pour objectif de comprendre la complexité des interactions entre les aspects conchylicoles et ceux de la qualité des eaux littorales des zones d'élevage, ainsi que d'utiliser plus systématiquement la biologie et l'écophysiologie des mollusques dans l'interprétation des données de la surveillance. La zone d'étude du laboratoire s'étend de l'embouchure du Petit Rhône au nord, à la frontière espagnole au sud. Son action intéresse le littoral et la façade maritime de la Région Languedoc Roussillon et des quatre départements : Gard, Hérault, Aude et Pyrénées Orientales. Le laboratoire s'est spécialisé dans la compréhension du fonctionnement

des écosystèmes lagunaires exploités (activités conchylicoles en particulier), leur modélisation, la surveillance de leur qualité, et le développement d'outils d'aide à leur gestion durable. Le Laboratoire opère plusieurs réseaux de surveillance de l'environnement côtier dans sa zone de responsabilité : des réseaux nationaux (ROCCH, OBSLAG, Rephy, REMI, Repamo, Observatoire conchylicole, Velyger) et régionaux (Ex RSL, RLM, Rinbio, Suivi Malaîgue). Les données traitées au cours de cette thèse sont issues des campagnes des réseaux ROCCHSED et de l'ancien RSL, aujourd'hui appelé « Mise en oeuvre du contrôle de surveillance au titre de la Directive Cadre Eau pour l'indicateur Benthos de substrats meubles des eaux de transition » que nous nommerons par la suite « DCE Benthos ». Le ROCCHsed évalue les niveaux de contamination chimique dans le compartiment sédimentaire des lagunes. Le DCE Benthos évalue la qualité écologique du milieu par des prélèvements de macrobenthos du substrat meuble.

2.1.2. Les réseaux de surveillance environnementale de la qualité des eaux en Occitanie

2.1.2.1. Le dispositif de surveillance de la contamination chimique dans l'environnement

Le ROCCH est un réseau national qui a remplacé le RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin) en 2008. Le ROCCH assure la surveillance chimique du milieu marin. Il correspond à l'application de la Directive Cadre européenne sur l'EAU. Du fait de la volonté d'une décentralisation inscrite dans la DCE, les maîtres d'ouvrage (c'est-à-dire les pilotes des réseaux) sont assurés au niveau local, c'est-à-dire par les différents LER régionaux. Le ROCCH intègre la surveillance des contaminants chimiques dans trois matrices : le biote, c'est-à-dire les coquillages destinés à la consommation (objectif sanitaire), l'eau et les sédiments (objectif environnemental).

En Occitanie, le réseau OBSLAG a pris le relai du ROCCH pour assurer la surveillance des contaminants dans l'eau. La surveillance dans les sédiments est assurée par le ROCCHsed. Ces deux réseaux sont opérés par le LER LR qui a le rôle de maître d'ouvrage, et qui réalise également les prélèvements terrains, ces derniers nécessitant un haut niveau de technicité du fait des concentration très faibles en contaminants. Les analyses des prélèvements sont effectués par deux laboratoires : le Laberca (à Nantes) et la station Ifremer de Nantes. Ces laboratoires sont accrédités selon la norme ISO IEC 17025 qui assure la qualité et la fiabilité des résultats.

Du fait de la vitesse de sédimentation, des remises en suspension et de la bioturbation, le centimètre le plus superficiel des sédiments peut intégrer plusieurs années de contamination, c'est pourquoi les prélèvements de sédiments ne sont réalisés qu'une fois tous les 6 ans (ce qui correspond au plan de gestion DCE). Les méthodes de prélèvements seront détaillées dans le chapitre 2.2.2.2. « Rappel des méthodes de prélèvements ». Les prélèvements dans l'eau sont réalisés tous les ans, mais n'ont pas été utilisés dans le cadre de cette thèse qui se concentre sur l'aspect sédimentaire. La liste des contaminants analysés dans le cadre du ROCCHsed figure dans le tableau I.

Tableau I : Liste des contaminants analysés dans le cadre du réseau ROCCHsed

ETM
Argent, Mercure, Cadmium, Chrome, Plomb, Zinc, Cuivre, Vanadium, Nickel, Manganèse, lithium, Tributylétain (organométallique)
Organochlorés
Dichlorodiphényl trichloréthane (DDT), Dichlorodiphényl dichloréthane (DDD), Dichlorodiphényl éthylène (DDE), lindane, alphaHCH, polychlorobiphényles (Congénères 28,52,105,118,138,156,180)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
Naphtalène, mono di,tri,tétra méthyles naphtalènes, acénaphtylène, acénatphène, fluorène, mono/di méthyles fluorènes, phénantrène, anthracène, mono/di/tri métyles phénanthrènes/anthracènes, fluoranthène, pyrène, mono/di méthyles pyrènes/fluoranthènes, benzo[a]anthracène, triphénylène, chrysène, mono/di méthyles chrysène, benzofluoranthènes, mono méthyle benzofluorenthènes, benzo[e]pyrène, benzo[a]pyrène, pérylène, dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]pérylène, indéno[1,2,3-cd]pyrène, hétérocycles soufrés : dibenzothiophène, mno/di/tri méthyles dibenzothiophène, benzonaphtothiophènes, monométhyle benzonaphtothiophènes

2.1.2.2. Le dispositif de surveillance de la macrofaune benthique

Les objectifs du réseau DCE Benthos sont de recueillir et de mettre en forme les données relatives à la distribution, au sein des lagunes méditerranéennes, de la faune marine et de sa biodiversité afin de la mettre à disposition des scientifiques et des gestionnaires. Ce réseau régional s'inscrit dans un dispositif national, le Rebent (Réseau Benthique), qui a pour objectif d'étudier la faune et la flore de l'ensemble des habitats côtiers français. Ce réseau permet de répondre aux objectifs de la DCE en termes de qualité biologique des environnements marins. Le DCE benthos passe par la réalisation de prélèvements de sédiments, le tri et la détermination du macrobenthos, des analyses granulométriques et de teneur en matière organique aux différents points de prélèvements. Le maître d'ouvrage du DCE benthos est l'Agence de l'Eau.

Les premières campagnes de prélèvements étaient confiées à CREOCEAN, mais pour la dernière campagne de 2015 les prélèvements furent réalisés par la STARESO (STAtion de REcherches Sous-marines et Océanographique) ainsi que par le LER LR. Le tri et l'identification des taxons est réalisée par le STARESO. Les analyses granulométriques et de teneurs en MO ont été sous-traitées au laboratoire LECOB.

2.1.2.3. Le dispositif de surveillance de l'hydrologie

L'hydrologie consiste en la description des paramètres physiques (température, salinité, turbidité…) et chimique (nutriments et dioxygène dissous) des milieux aquatiques. En Occitanie, le contrôle des paramètres hydrologiques est réalisé dans le cadre du réseau Obslag. Ce réseau, qui a pour objectif d'établir un diagnostic des masses d'eau dans les lagunes méditerranéennes en matière de physicochimie et d'eutrophisation, est coordonnée par l'Ifremer. C'est également l'Ifremer qui réalise les prélèvements ainsi que l'analyse des résultats.

2.2. Analyse de données : Réponses de la macrofaune benthique à la contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes à l'échelle des communautés

2.2.1. Les sites d'études

2.2.2.1. Localisation des sites de prélèvements

Les réseaux de surveillance de la qualité des eaux ROCCHSED, DCE Benthos et Obslag couvrent respectivement 32 et 24 lagunes méditerranéennes (Figure 5). Sur le continent, elles s'étalent depuis Canet, dans la plaine moyenne du Roussillon à 10km de Perpignan, jusqu'à l'étang de Berre dans les bouches du Rhône, à l'ouest de Marseille. En Corse, ce sont 4 lagunes de la côte est qui sont évaluées, de Biguglia à Palo.

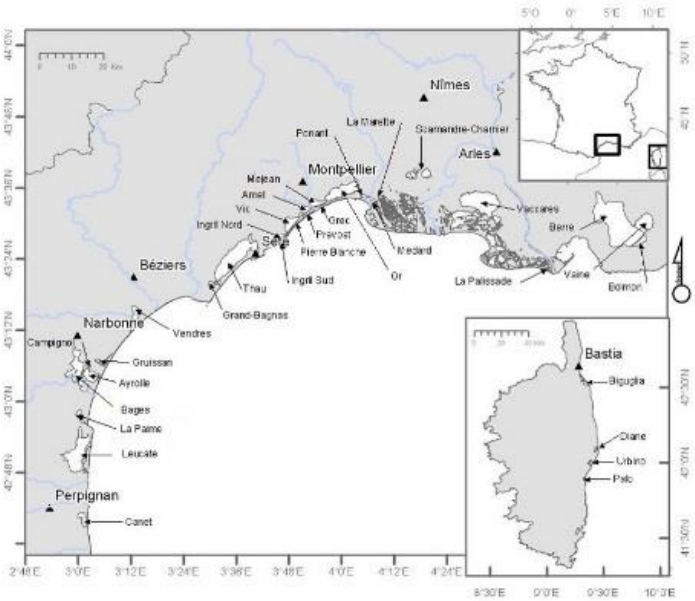

Figure 5 : Carte des lagunes méditerranéennes échantillonnées dans les plans de prélèvements ROCCHSED et Macrofaune (Bouquet, Aurélien)

2.2.2.2. Rappel des méthodes de prélèvement de sédiments utilisées dans le cadre du ROCCHsed en vue des analyses de contamination chimique

Les campagnes d'évaluation du niveau de contamination chimique des sédiments ont été effectuées dans le cadre du réseau ROCCHSED. Quatre campagnes ont été réalisées : en 1996, 2006, 2012 et 2017. Les sédiments ont été prélevés à l'aide de benne de type Ekman, sur embarcation légère. Le prélèvement était effectué dans le premier centimètre superficiel du sédiment. Chaque benne mesurait 15*15cm soit une aire de 0.0225m². La répartition des sédiments selon le type d'analyse est schématisée dans la figure 6.

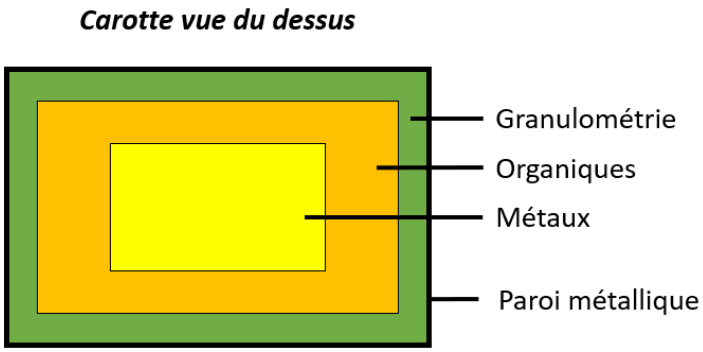

Figure 6 : Répartition des sédiments dans les bennes Ekman selon le type d'analyse lors des campagnes ROCCHSED (Bouquet, Aurélien)

Les sédiments étaient conditionnés dans des piluliers traités pour les contaminants métalliques, des piluliers non traités pour la granulométrie, et des bocaux en verre calciné pour les contaminants organiques, puis congelés le plus rapidement possible. Ces dernières années, les analyses de contaminants métalliques étaient réalisées par le laboratoire de biogéochimie des contaminants métalliques de l'Ifremer. Les contaminants métalliques étaient analysés par l'équipe du laboratoire d'expertises et d'analyses de la Vendée.

2.2.2.3. Rappel des méthodes de prélèvement de sédiments utilisées dans le cadre de la DCE en vue de la recherche de macrofaune benthique

Les campagnes de prélèvements et d'identification des espèces étaient initialement réalisées dans le cadre du Réseau de surveillance lagunaire mis en place en 1999 puis ont été perpétuées par la DCE Benthos. Les trois dernières campagnes datent de 2006, 2009 et 2015, et étaient effectuées au mois d'avril.

Pour chaque site de prélèvement, 3 réplicas de 0.09m² (4 bennes par échantillons) étaient réalisés à l'aide de benne Ekman (Grouhel et al. 2018). Chaque prélèvement était passé sur un tamis de maille 1mm, puis les échantillons étaient traités (fixation et conservation). Parallèlement, un échantillon était prélevé dans des conditions similaires pour chacune des stations, afin de procéder aux analyses de répartitions granulométriques et de teneur en matière organique des sédiments.

En laboratoire, la faune de chaque prélèvement a été extraite, délicatement et à la pince, des débris et particules sédimentaires. A l'exception de certains taxons, chaque espèce a été identifiée et les individus dénombrés. Ces dernières années, les analyses granulométriques, de dosage de matière organique, et de teneur en azote et phosphore ont été réalisées par le laboratoire du Lecob à Banyuls.

2.2.2.4. Rappel des méthodes de prélèvement d'eau dans le cadre du réseau Obslag

Les prélèvements d'eau et leur analyses dans le but d'évaluer les caractéristiques hydrologiques (température, salinité, turbidité, O2 dissous) ne nécessitant pas une technicité ou des moyens importants, ils sont réalisés plusieurs fois par an à des périodes variées. Pour la température, la salinité et l'O2 dissous, les analyses se font sur le terrain directement à l'aide d'un thermomètre, de mesureurs de salinité, et d'analyseur d'O2 dissous. Pour la turbidité, l'eau est prélevé à l'aide d'une bouteille à clapet, transportée en laboratoire dans des flacons en verre puis est analysée via un turbidimètre. Cette mesure se fait à température ambiante et après remise en suspension des particules par agitation manuelle du flacon.

2.2.2.5. Les bases de données disponibles

L'ensemble des données traitées dans cette thèse était présenté sous forme de tableaux Excel dans la base de données Quadrige de l'Ifremer. Nous disposions de plusieurs bases de données :

- Une base de données « Macrofaune » dont nous avons extrait les informations relatives à l'abondance des différents taxons, mais aussi des données environnementales : granulométrie, pourcentage de matière organique, taux d'azote et de phosphore
- Une base de données « Contaminants » dont nous avons extrait les concentrations pour chaque contaminant
- Une base de données « Eau » dont nous avons extrait des informations relatives aux paramètres physicochimiques du compartiment aquatique : Salinité, dioxygène dissous, turbidité, mais aussi des données morphologiques des lagunes : profondeur du site de prélèvement, profondeur maximum de la lagune, volume de la lagune, aire de la lagune.

2.2.2.6. Sélections des années et des stations à étudier

Nous souhaitons déterminer quelles années et quelles lagunes nous utiliserons pour analyser conjointement les prélèvements de macrofaune, d'eau et ceux de contaminants. Nous décidons de travailler sur une seule année et ne ferons pas d'analyse temporelle. Les prélèvements d'eau étant réalisés tous les ans, ils ne représentent pas un facteur contraignant. Nous réalisons donc une représentation spatiotemporelle des prélèvements de contaminants et de macrofaune en fonction des lagunes (Figure 7).

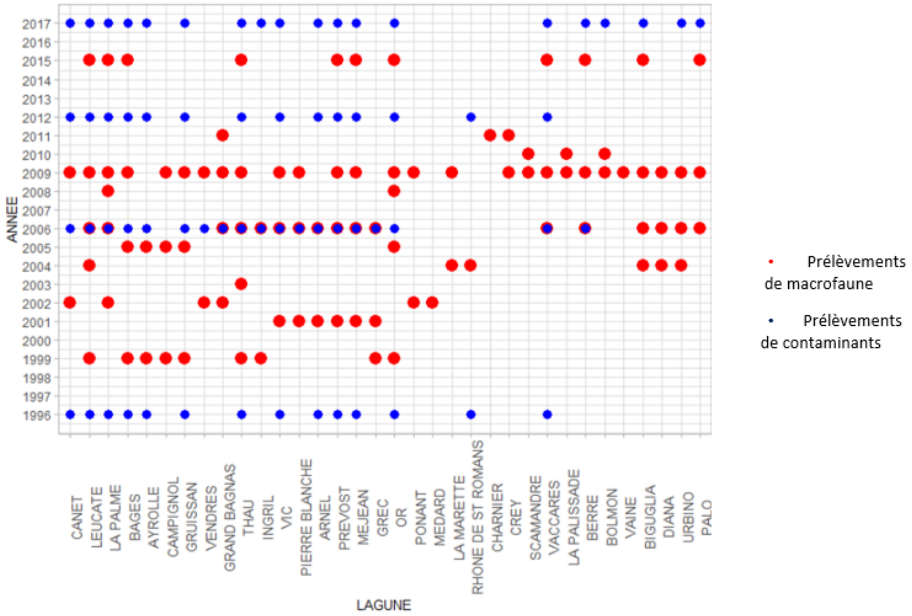

Figure 7 : Représentation spatiotemporelle des prélèvements de macrofaune et de contaminants

En premier lieu nous souhaitons déterminer l'année d'étude. Depuis 1996, les prélèvements de contaminants et de macrofaune ont rarement été faits à la même lagune la même année : ce n'est le cas qu'en 2006 pour 13 lagunes. Néanmoins, ces données datant de plus de 10 ans, il ne semble pas judicieux de travailler sur cette année. Cela implique donc de travailler sur deux années différentes : une pour les contaminants et une pour la macrofaune. Il nous paraît dès lors intéressant de travailler sur les années les plus récentes, à savoir 2015 pour la macrofaune et 2017 pour les contaminants. Il est à noter qu'au cours des campagnes 2006, 2012 et 2017 des prélèvements de contaminants, une très faible variabilité temporelle de contamination des lagunes a été montrée, grâce aux travaux réalisés lors du stage au sein du LER LR de Lucas Viol. Par conséquent, nous pouvons estimer que la contamination des lagunes en 2015 et en 2017 était équivalente. Nous analyserons donc les données de la campagne ROCCHSED 2017 et Macrofaune 2015 (qui inclut également les données liées à la matière organique).

Concernant les données correspondant aux caractéristiques physicochimiques de l'eau et morphologiques des lagunes, nous décidons de réaliser une moyenne sur les 5 dernières années de prélèvements, soit de 2014 à 2018. Les figures 8 à 15 présentent les emplacements des stations de prélèvements de macrofaune en 2015, qui correspondent également aux stations de mesures physicochimiques « Eau / Lagune », et de contaminants en 2017. Elles ont été réalisées avec Google earth pro.

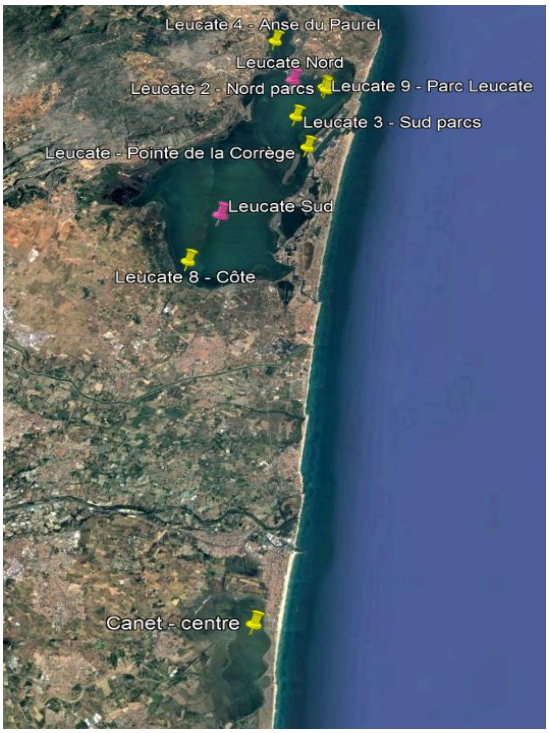

Figure 8 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Canet et Leucate (Bouquet, Aurélien)

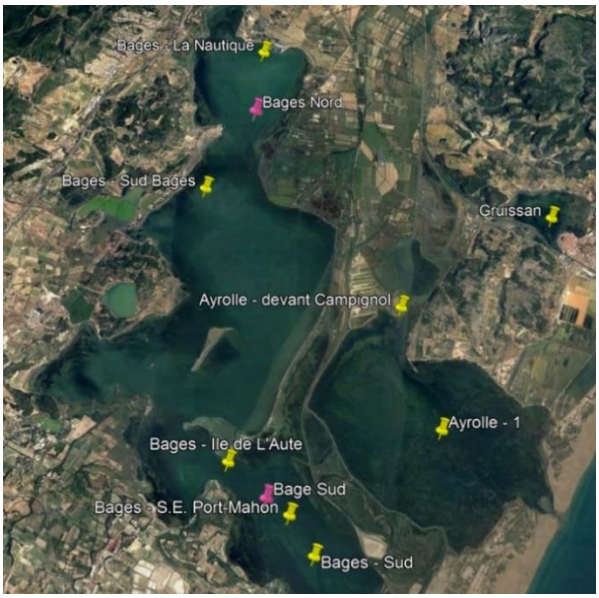

Figure 9 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Bages, Ayrolle et Gruissan (Bouquet, Aurélien)

Figure 10 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Thau (Bouquet, Aurélien)

Figure 11 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : La Peyrade, Ingril, Vic, Arnel et Prevost (Bouquet, Aurélien)

Figure 12 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Vaccarès et Berre (Bouquet, Aurélien)

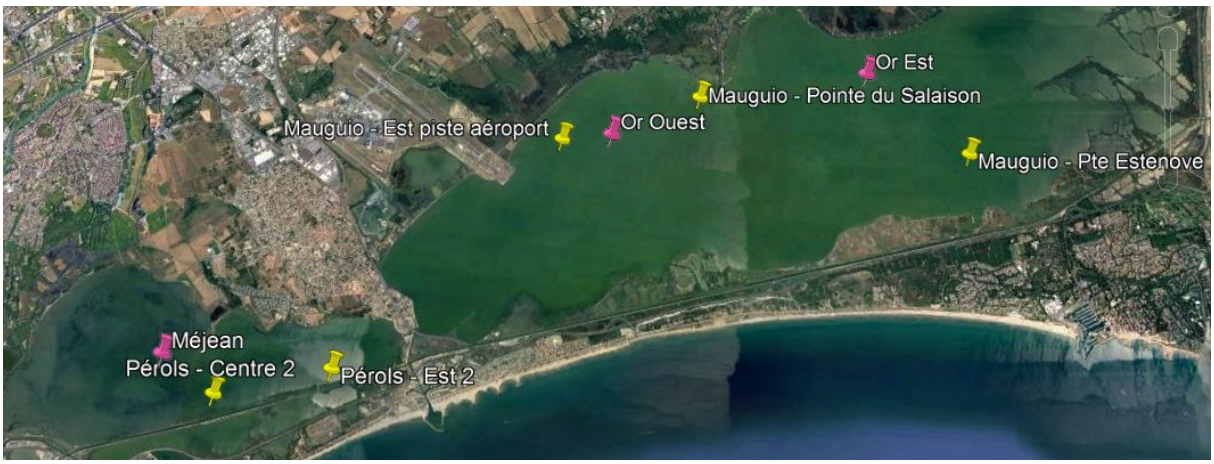

Figure 13 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Méjean et Or (Bouquet, Aurélien)

Figure 14 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Biguglia (Bouquet, Aurélien)

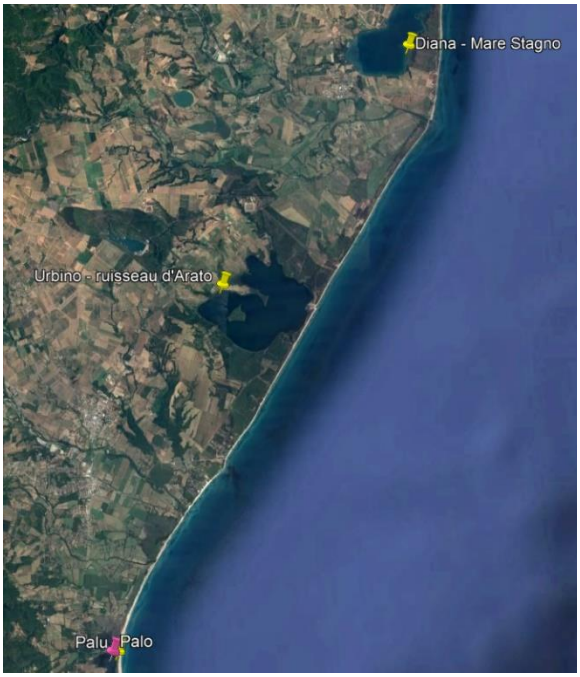

Figure 15 : Stations de prélèvements macrofaune (rose) et contaminants (jaune) : Diana et Palo (Bouquet, Aurélien)

Lors de la partie liée à l'analyse des données contaminants et macrofaune, nous travaillerons uniquement sur les lagunes dans lesquelles ont été faits des prélèvements à la fois de contaminants en 2017 et de macrofaune en 2015. Il s'agit des étangs de Leucate, La Palme, Bages, Thau, Prévost, Mejean, Or, Vaccarès, Berre, Biguglia et Palo.

Pour certaines d'entre elles, il y a plus de sites de prélèvements contaminants que de prélèvements macrofaune. Pour analyser conjointement les données, nous avons fait le choix d'assigner à chaque station macrofaune les niveaux de contamination du point "contaminant" le plus proche afin d'avoir le même nombre de stations, et ceci, après avoir vérifié que la granulométrie est la même au niveau des deux sites grâce à des cartes de leur répartition spatiale réalisées au sein du laboratoire dans le cadre d'un autre projet (figure 16). Dans le cas où la granulométrie des deux stations n'est pas dans la même gamme, alors le point "contaminant" le plus proche en distance et qui se rapproche le plus au niveau granulométrique est choisi à la place. Toutefois, le point « contaminant » le plus proche s'avérant être systématiquement celui avec la granulométrie se rapprochant le plus de celle du point « macrofaune », c'est toujours le point le plus proche qui est conservé.

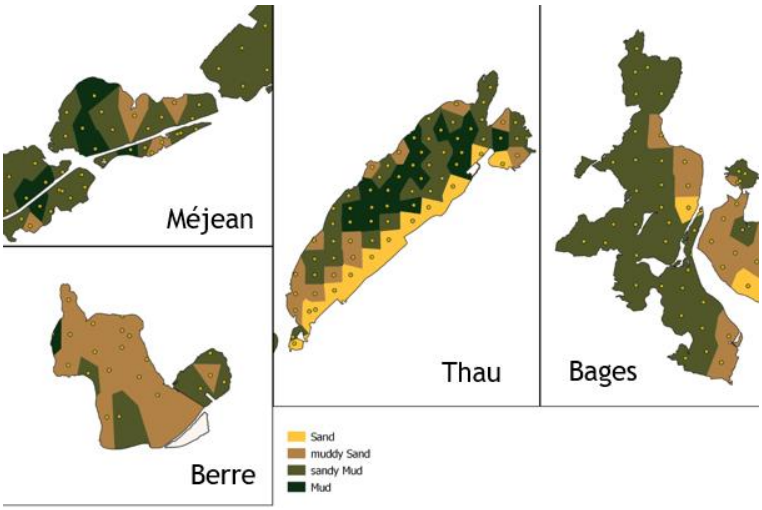

Figure 16 : Carte des granulométries de certaines lagunes méditerranéennes (Source : Menu, Marion)

Ce choix se justifie par le caractère intégrateur des sédiments vis-à-vis des contaminants choisis, qui entraîne qu'en premier lieu, la variabilité de la contamination chimique au sein d'une même lagune est une fonction empirique de la distance à la source. Donc plus des sites sont proches, plus il y a de chances qu'ils soient contaminés de la même manière dans la mesure où leurs caractéristiques granulométriques sont identiques. Ainsi, la liste des stations étudiées et la source des données associées pour l'analyse de données sont synthétisées dans le tableau II.

Tableau II : Stations étudiées pour les analyses de données

Site de prélèvement macrofaune / eau	Site de prélèvement contaminants
Bages Nord	Bages – La Nautique
Bages Sud	Bages – S.E. Port-Mahon
Berre	Berre Sud – Le Jaî
Biguglia Nord	Biguglia Nord
Leucate Nord	Leucate 3 – Sud Parc
Leucate Sud	Leucate 8 - Côte
La Palme	La Palme Nord
Méjean	Pérols Centre 2
Or Est	Mauggio – Pte Estenove
Or Ouest	Mauggio – Est piste Aéroport
Palo	Palu
Prévost Est	Prévost - Est
Thau Est	Thau – Crique de l'Angle
Thau Ouest	Thau – Face La Fadèze
Vaccarès	Vaccarès – La Capelière 2

2.2.2.Les indices de biodiversité

Des indices de biodiversité ont été calculés dans le cadre du DCE Benthos 2015. Nous étudierons dans le cadre de cette étude les indices de Shannon et le M-AMBI, afin de voir si la biodiversité est impactée par la contamination. Il faut toutefois noter que ces indices ne sont calculés qu'à partir des individus prélevés dans une station, ce qui représente une aire infime comparée à la surface de la lagune. Il est difficile d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble des étangs.

2.2.3. Analyses statistiques

Le logiciel R est utilisé pour traiter les données. La liste des packages utilisés est la suivante :

Ggplot2, dplyr, reshape2, Hmisc, corrplot, d3heatmap, FactoMineR, missMDA, factoextra, snakecase, ade4, adegraphics, vegan, textmineR, kmed, ggpubr, gridExtra, cowplot, stats, rcompanion.

2.2.3.1. Classification de la macrofaune benthique dans les sites d'études

Afin de simplifier le traitement des données liées à la macrofaune benthique, il est nécessaire de faire des groupes à partir des 147 taxons présents en 2015. Pour cela, nous calculons les distances de Hellinger entre chaque espèce en se basant sur les densités (=abondance/surface) de chaque espèce dans les sites. Cette distance se calcule en fonction de la distribution que suit la densité des espèces : plus elle est petite entre deux taxons, plus ces taxons se répartissent de manière similaire entre les stations. Par la suite, nous regroupons les taxons via un clustering kmedoid : les groupes ainsi formés sont composés d'espèces dont les distances de Hellinger sont les plus petites possibles. Ainsi, les espèces au sein d'un même groupe sont réparties de manière similaire dans les lagunes en termes de densité. Le tableau des groupes formés est disponible en annexe (Annexes 2 et 3).

2.2.3.2. Sélection et classification des variables environnementales

Les contaminants analysés dans le cadre du ROCCHSED 2017 étant très nombreux, il est nécessaire de n'en sélectionner qu'une partie. Ce travail fut réalisé dans le cadre du stage de Lucas Viols, qui conserva des contaminants dits "historiques" tels que les métaux et un panel de contaminants organiques persistants. Les contaminants métalliques que nous étudions sont : l'argent, le plomb, le mercure, le cuivre, le lithium, le cadmium, le manganèse, le chrome et le nickel. Concernant les contaminants organiques, nous étudions 8 HAP (Benzo-apyrène, phénanthrène, chrysène, fluoranthène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluorenthène,

benzo(g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène), les PCB, le tributylétain et le DDT. Les PCB sont représentés par une somme de 7 congénères considérés comme indicateurs de la pollution par l'ICES (International Council for the Exploration of the Sea) : les n°28, 52, 101, 118, 138, 153, 180. Le DDT est considéré comme représentatif de ses deux métabolites, le DDD et le DDE. Les HAP sont représentés par le Benzo(a)pyrène, considéré comme le plus toxique.

Par la suite, une matrice de corrélation est réalisée à partir des contaminants retenus afin de déterminer si certains polluants varient de la même manière en fonction des stations. Ce travail permet de ne pas avoir à tous les représenter sur les analyses en composantes principales, pour plus de lisibilité. Lorsque certains contaminants sont corrélés à plus de 70%, ils sont regroupés en une seule variable pour laquelle la concentration est celle d'un des contaminants considérés choisi arbitrairement. Les variables « contaminants » sont représentées dans le tableau III :

Tableau III : Variables correspondants aux contaminants étudiés

Contaminants métalliques	Contaminants organiques
- Argent - Plomb - Mercure - Manganèse/Chrome/Nickel - Cuivre - Lithium/Cadmium	- HAP - Somme des congénères de PCB - Tributylétain - Dichlorodiphényl trichloréthane

De la même manière, une matrice de corrélation est réalisée à partir des données relatives à ce que nous appellerons désormais l'habitat, c'est-à-dire la matière organique dans le milieu et les caractéristiques physicochimiques de l'eau et de la lagune. Les variables retenues sont représentées dans le tableau IV :

Tableau IV : Variables liées à l'habitat après regroupement lorsque le pourcentage de corrélation est supérieur à 70%

Sédiment	Eau et lagune
- MO/NT (Pourcentage de matière organique/Azote) - PT (Phosphore)	- Salinité - Turbidité - O2 (dioxygène dissous) - Volume lagune - Profondeur site/Profondeur maximum lagune / Aire lagune

2.2.3.3. Analyses en composantes principales

Dans un premier temps, compte tenu de la diversité des données disponibles, et de l'hétérogénéité de leur mode d'acquisition (les différents jeux de données utilisés n'ayant pas été acquis initialement dans ce but-là), trois Analyses en Composantes Principales sont nécessaires pour explorer l'ensemble du jeu. La première décrit la variabilité des groupes de macrofaune selon les stations. La deuxième concerne les contaminants. La troisième décrit les variables liées à l'habitat. Pour chacune de ces ACP, une projection des sites de prélèvements a été réalisée. Ces ACP vont donc nous permettre de qualifier les relations entre les variables précédemment décrites en fonction des sites. Sur l'ACP « Macrofaune », la densité d' *H.diversicolor* a été représentée en variable prédite (c'est-à-dire qu'elle ne participe pas à l'élaboration de l'ACP, mais est juste projetée dans le repère formé par les autres variables). Cela permet de savoir où Hediste se situe par rapport aux autres groupes.

Ensuite, pour analyser conjointement les données macrofaune et celles liées aux contaminants et à l'habitat, il est nécessaire de les représenter dans le même plan. Pour cela, une analyse de co-inertie a été effectuée.

2.2.3.4. Analyses de co-inertie

La comparaison directe des ACP entre-elles ne peut être réalisée qu'à titre indicatif car les axes ne portent pas la même information. Des analyses de co-inertie sont donc effectuées afin de coupler les jeux de données. L'analyse de co-inertie consiste à coupler les ACP en établissant, dans un premier temps, un tableau de covariances entre les variables environnementales et celles de macrofaune. Puis, une ACP est réalisée sur ce tableau de covariances. Un coefficient RV de corrélation vectorielle (compris entre [0;1]) entre les deux tableaux est fourni par l'analyse et s'interprète comme un coefficient de corrélation classique étendu aux deux groupes de variables. Nous réalisons deux analyses de co-inertie : une confrontant les données macrofaune et contaminants, et l'autre confrontant les données macrofaune et habitat. Ces analyses permettront d'étudier les relations entre les jeux de données.

2.3. Etudes d'indices de condition de *Hediste diversicolor*

2.3.1. Sites d'études

2.3.1.1. Sélection des sites d'études

Les prélèvements de *H.diversicolor* ont été réalisés au niveau des stations de prélèvements du ROCCHSED 2017, afin d'être le plus précis possible quant à la contamination du milieu. Deux sites de prélèvement ont été sélectionnés en fonction de leur degré de contamination, de manière à avoir des sites très contrastés. Pour cela, une ACP a été réalisée (figure 17) décrivant la contamination des 32 lagunes étudiées dans le cadre de la campagne 2017. Cette ACP prend cette fois en compte toutes les stations de prélèvements de contaminants, figurant sur la figure 18.

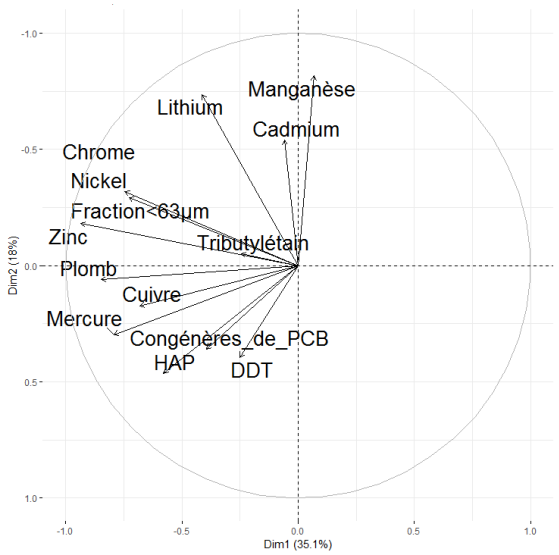

Figure 17 : Cercle des corrélations de l'ACP : Contamination chimique des sédiments lagunaires (travail sur *Hediste.d*)

Figure 18 : Représentation des stations de prélèvement dans l'ACP : Contamination chimique des sédiments lagunaires (travail sur *Hediste.d*)

Dans leur ensemble, les étangs palavasiens (Bolmon, Mejean La Peyrade et Arnel) sont fortement contaminés par les contaminants organiques. Parmi eux, l'étang de La Peyrade est celui qui est le plus contaminé par les métaux. A cela s'ajoute une grande facilité d'accès et une faible profondeur qui rendent les prélèvements aisés. Par ailleurs, l'habitat dans cet étang est plutôt propice à *H.diversicolor* : c'est une lagune peu profonde et dont le sédiment est de type sablo-vaseux. Pour ces raisons, nous choisissons cet étang en tant que site contaminé.

Parmi les étangs peu contaminés se trouvent Berre, Ayrolle, Vaccarès et Diana. Diana étant situé en Corse, nous ne le considérons pas. Ayrolle semble représenter un site de choix : en effet, c'est un étang facile d'accès, et dont les conditions environnementales ressemblent à celles de La Peyrade : un sédiment de type vaseux et une faible profondeur. Il constituera donc le site non contaminé. La station ROCCHsed où auront lieu les prélèvements est « Devant Campignol » pour des raisons de facilité d'accès.

2.3.1.2. Caractéristiques des sites d'Ayrolle et de La Peyrade

Afin de rendre compte de la différence de contamination et d'habitat entre les sites d'Ayrolle et de La Peyrade, des tableaux regroupant leurs caractéristiques ont été réalisés. Ces tableaux donnent également les ERL (Effect Range Low : gamme de concentrations associés à des effets toxiques). Ces données ont été complétées par des mesures ponctuelles et récentes de la température, de dioxygène dissous, de la salinité et de la turbidité, effectuées à Ayrolle le 6 juin, soit un mois après les prélèvements de vers, et à La Peyrade le 12 juin, soit 1 mois et demi après les prélèvements de vers. Certaines mesures sont donc susceptibles d'avoir évolué, notamment la température. Par ailleurs, les mesures à Ayrolle n'ont pas pu être réalisées au site de prélèvement de vers « Devant Campignol », mais au site « Ayrolle 1 ». Nous en tiendrons compte lors de l'exploitation des résultats.

Le tableau V décrit les caractéristiques environnementales des deux lagunes. L'étang de La Peyrade est davantage eutrophisé, que ce soit au niveau du pourcentage de matière organique, de l'azote et du phosphore. Le pourcentage de matière organique est même qualifié de mauvais selon la grille d'évaluation de l'outil de diagnostic d'eutrophisation du RSL (Réseau de Suivi Lagunaire). Par ailleurs, le sédiment y est légèrement plus fin, avec un pourcentage de fraction inférieure à 63um plus grand. Toutes ces conditions étant propices au développement de *H.diversicolor*, on peut s'attendre à une densité supérieure à La Peyrade. Les autres variables liées à l'habitat (température, salinité, O2, turbidité) varient peu entre les deux sites, toutefois il faut rappeler que les prélèvements pour ces variables n'ont pas été fait exactement en même temps, et qu'ils sont ponctuels c'est pourquoi leur représentativité reste limitée et fortement variable en fonction des conditions hydro-climatiques du moment. Cela reste des paramètres descriptifs.

Tableau V : Variables liés à l'habitat à Ayrolle et La Peyrade

Evaluation : Selon la grille d'évaluation de l'état d'eutrophisation des sédiments des lagunes (Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL, 2013)

Variable	Teneur Ayrolle	Teneur La Peyrade	Unité	Evaluation Ayrolle	Evaluation La Peyrade
Fraction < 63µm	38.5	55.2	%		
Matière organique	6.06	14.35	mg/kg	Bon	Mauvais
Azote	1	2.1	mg/kg	Très bon	Bon
Phosphore	379	577	mg/kg	Très bon	Bon
Température	22	18.4	°C	Non concerné	Non concerné
Salinité	41.7	40.5	g/kg	Non concerné	Non concerné
Oxygène dissous	11.42	Non renseigné	mg/L	Non concerné	Non concerné
Turbidité	1.01	4.10	FNU	Non concerné	Non concerné

Au regard de quasiment tous les contaminants, qu'ils soient métalliques ou organiques, le niveau de pollution à La Peyrade est largement supérieur à celui de Ayrolle (tableau VI). Seul le Manganèse se trouve en plus grande quantité à Ayrolle, et le DDT en mêmes proportions. Ainsi, l'on s'attend à observer une variabilité des paramètres biométriques : *H.diversicolor* pourrait avoir développé des mécanismes de tolérance ou d'adaptation à ces contaminants ce qui impacterait sa croissance. Néanmoins, quels que soient les résultats des biométries, il sera difficile d'incriminer un contaminant en particulier puisque les concentrations sont quasiment toutes plus élevées à La Peyrade qu'à Ayrolle.

Tableau VI : Concentrations en contaminants dans les sites d'Ayrolle et de La Peyrade

(Rouge : Dépassement de l'Effect Range Low (ERL) ; Jaune : Valeurs au moins deux fois plus élevées à La Peyrade qu'à Ayrolle mais ne dépassant pas d'ERL ; Vert : Valeurs du même ordre de grandeur à La Peyrade et à Ayrolle)

Contaminants	Concentration Ayrolle (mg/kg)	Concentration La Peyrade (mg/kg)	ERL (mg/kg)
Argent	0.08	0.16	1
Chrome	31	41	81
Cuivre	10	41	34
Mercure	0.017	0.113	0.15
Nickel	12	24	20.9
Plomb	17	77	46.7
Zinc	33	117	150
Cadmium	0.11	0.49	1.2
Lithium	26	22	Non renseigné
Manganèse	379	226	Non renseigné
Congénères de PCB	0.223	10.744	Non renseigné
DDT	0.7	0.7	Non renseigné
Somme des HAP	0.115	26.7	Non renseigné
Tributylétain	0.004	0.007	Non renseigné

2.3.2.Prélèvements terrain et dépuration

Les vers sont prélevés au site de La Peyrade le 23 avril, et au site d'Ayrolle le 7 mai. Les prélèvements ont lieu à pieds à La Peyrade et sur embarcation légère (bateau Murex) à Ayrolle, du fait de la distance séparant la zone d'accès au site de la station de prélèvement. Pour chaque site, environ 50L d'eau du milieu est prélevée dans 3 bidons en plastique de 20L chacun. Des échantillons de sédiments sont prélevés à l'aide d'une carotte en polyester de 20 cm de diamètre, sur une profondeur de 25cm (figure 19). Ils sont ensuite disposés dans des bacs en vue d'être tamisés. Pour chaque station, quatre réplicas de 3 carottes sont réalisés, à une distance d'environ 10m chacun. La zone couverte par chaque réplica est donc de 0.094m², soit une aire pour chaque station de 4*0.094=0.376 m².

Après prélèvement des sédiments, un tamisage est réalisé sur place à l'aide de tamis de maille 1mm (figure 20). Les vers sont récupérés délicatement à la main et identifiés : l'identification est très simple car *H.diversicolor* se reconnait facilement macroscopiquement. A La Peyrade, ils sont placés dans des seaux (1 seau par réplica) au fond desquels sont mis 3cm d'eau du milieu et 3cm de sédiment. Ce processus nécessite de retrouver les vers par la suite dans les sédiments ce qui s'avère fastidieux, il est donc abandonné pour le site d'Ayrolle. A la place, sont placés au fond des seaux 3cm d'eau du milieu filtrée avec du papier absorbant, ainsi que des tubes d'aquarium en plastique, découpés en portions de 10 à 15cm, dont le nombre est équivalent à celui du nombre de vers. Les vers viennent alors s'y loger naturellement.

Figure 19 : Carottage des sédiments (Bouquet, Aurélien)

Figure 20 : Tamisage des sédiments (Bouquet, Aurélien)

Les vers sont transportés au laboratoire le plus rapidement possible, en évitant de les stresser (faible agitation, faibles à-coups...). Afin de limiter le temps de trajet, les expérimentations ont été réalisées à la station Ifremer de Palavas les flots pour le site de La Peyrade, et à celle de Sète pour le site de Ayrolle.

Au laboratoire, les sédiments du site de La Peyrade placés au fond des seaux sont tamisés de manière méticuleuse pour récupérer les vers et éviter de les stresser à nouveau. Ces derniers sont alors placés dans des bacs (1 par réplica) avec environ 10 cm d'eau du milieu filtrée avec du papier absorbant et un nombre de tubes d'aquarium découpés équivalent au nombre de vers (qui leur serviront de petites loges ou cachettes de protection). 2 bulleurs par bac sont installés pour permettre une oxygénation efficace et éviter une mortalité des individus échantillonnés. Un couvercle non hermétique est placé dessus pour toute la durée de la dépuration.

Pour le site d'Ayrolle, les seaux dans lesquels sont placés les vers sont simplement équipés de 2 bulleurs, et le niveau d'eau est complété avec de l'eau du milieu filtrée, de manière à atteindre 10 cm d'eau visuellement sans matière en suspension. Un couvercle non hermétique est placé dessus pour toute la durée de la dépuration.

Les vers sont alors laissés à dépurer (c'est-à-dire à jeun, pour se vider de leurs excréments) environ 36h au calme et à l'obscurité dans des laboratoires dédiés.

2.3.3. Mesures de paramètres biométriques

Comme décrit précédemment, les mesures de paramètres biométriques concernent le poids et la taille. Il s'agit du poids frais et la L3, c'est-à-dire de la longueur des 3 premiers segments des vers.

2.3.3.1. Pesées des animaux

La pesée de chaque ver se déroule ainsi. Le ver est récupéré dans le seau. S'il se trouve dans un tube, il en est sorti à l'aide d'une pissette d'eau du milieu. Sinon, il est récupéré à l'aide d'une spatule. Il est déposé dans un petit récipient en plastique où il est nettoyé avec un peu d'eau distillée. Il est ensuite déposé à l'aide d'une spatule sur du papier absorbant, qui est replié de sorte à tapoter doucement sur le ver pendant 2 à 3 secondes afin de le sécher sans trop le stresser. Il est ensuite déplacé jusqu'à la balance dans un petit récipient en plastique sec sur lequel figure son numéro d'identification. Il est pesé au dixième de microgramme près, le poids est noté sur une feuille de pesée où sont écrits les numéros d'identification. Il est ensuite déplacé jusqu'à l'appareil de prise de photo.

2.3.3.2. Mesures de la L3

La mesure de la L3 se fait sur des photos prises des vers. Ces photos sont prises à l'aide d'un appareil photo Canon pour les premiers vers de La Peyrade (Figure 21). Néanmoins, suite à un problème électronique, les photos sont poursuivies à l'aide d'une loupe binoculaire Zeiss Stemi

508, équipée d'une caméra Axiocam 503 color (Figure 22). Un calcul de moyenne et d'écart type permet de vérifier statistiquement que ces changements n'ont pas affecté la mesure de la L3, qui reste comparable d'une technique à l'autre (sachant que c'est le même opérateur qui a réalisé toutes les mesures).

Figure 21 : Photo de Hediste.d à l'appareil photo (Bouquet, Aurélien)

Figure 22 : Photo de Hediste.d à la loupe binoculaire (Bouquet, Aurélien)

La prise de photo se déroule ainsi :

- l'appareil photo est placé dans une salle sombre, sur une potence, à une hauteur précalibrée. Il est relié à un ordinateur disposant du logiciel EOS2. Les vers sont placés sous l'appareil, dans un récipient transparent, avec une étiquette où figure le numéro d'identification. Une règle au millimètre près est placée à côté du ver. Les photos sont prises avec flash, à l'aide du logiciel, au moment où le ver n'est pas enroulé sur lui-même.
- la loupe binoculaire est placée dans une salle sombre, et reliée à un ordinateur disposant du logiciel Zeiss. Le ver est placé dans un récipient en plastique transparent. L'éclairage se fait par le dessus du ver grâce à la loupe. Les photos sont prises à l'aide du logiciel, qui permet d'ajouter un étalon de taille sur la photo et de nommer cette dernière par le numéro d'identification du ver.

La mesure de la taille de la L3 (figure 23) se fait par la suite à l'aide du logiciel ImageJ.

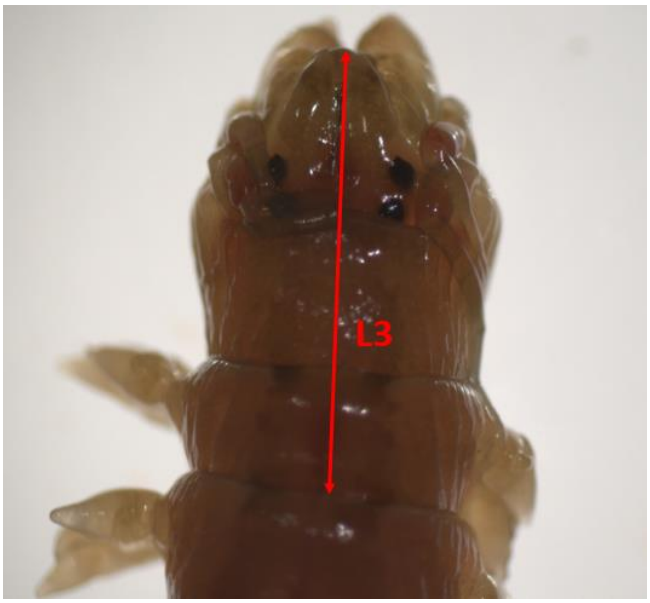

Figure 23 : Mesure de la L3 chez *H.diversicolor* (Bouquet, Aurélien)

2.3.4.Analyses statistiques

2.3.4.1. Mesure de densité

Afin de déterminer si les contaminants impactent *H.diversicolor* à l'échelle des populations, les densités des vers sont calculées pour chaque réplicat en divisant le nombre d'individus trouvés par l'aire d'un réplicat, c'est-à-dire 0,38m². La densité moyenne par station est calculée ainsi que l'écart type.

2.3.4.2. Boxplots des L3 et des poids frais

Afin d'évaluer l'impact des contaminants sur les paramètres biométrique que sont la L3 et le poids frais, des boxplots sont réalisés pour les L3, les poids frais et le rapport poids humide sur poids frais pour chaque station. Ces boxplots sont également faits en ne prenant en compte que les individus dont la taille est supérieure à 2mm. Des tests de Wilconxon sont réalisés pour comparer les sites d'Ayrolle et de La Peyrade.

2.3.4.3. Régressions linéaires

Nous souhaitons enfin décrire l'impact des contaminants sur l'évolution du poids par rapport à la taille. Des nuages de points sont donc réalisés, décrivant l'évolution du poids frais en fonction de la L3 pour les deux stations. Les pentes des régressions linéaires calculées à partir de ces nuages de points sont comparées par ANCOVA. Ces nuages sont modélisés par des régressions polynomiales d'ordre 3. Le choix du modèle se fait via différents essais et par calcul de l'AIC (Akaike Information Criterion) : le modèle retenu est celui qui a l'AIC le plus bas.

3. Résultats et analyse

3.1. Réponse de la macrofaune benthique à la contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes à l'échelle des communautés

3.1.1. Caractérisation de la macrofaune benthique

3.1.1.1. Biodiversité dans les sites de prélèvements

Les figures 24 et 25 décrivent les indices de biodiversité au sein des stations de prélèvements DCE Benthos. Au regard des indices de Shannon, les sites de prélèvements de Mejean Ouest, Or ouest et est, Vaccarès, Berre Sud et Biguglia Sud et Nord ont une biodiversité moins importante que les autres sites (figure 24). Ce sont également ceux qui ont un M-AMBI le plus faible, ce qui semble logique puisque le M-AMBI est calculé en partie grâce à l'indice de Shannon (figure 25). Néanmoins, cet indice prend également en compte la polluo-sensibilité des espèces. La biodiversité plus faible serait donc à mettre en relation avec le niveau de contamination potentiellement plus élevé de ces sites. A l'inverse, les sites de Thau Est et de Leucate Nord se démarquent par un indice de Shannon et un M-AMBI plus élevés, reflétant une forte biodiversité peu impactée par la pollution.

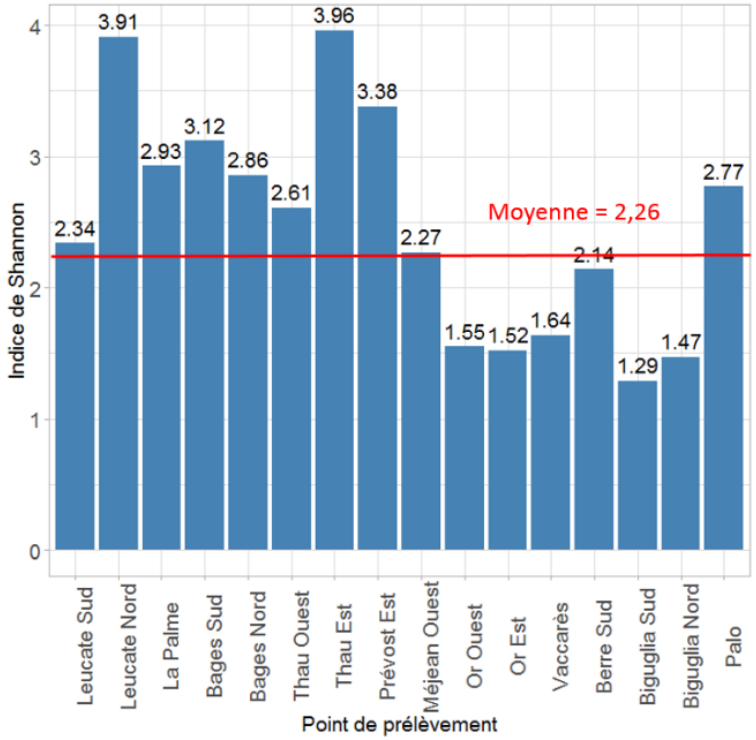

Figure 24 : Indice de Shannon par station en 2015

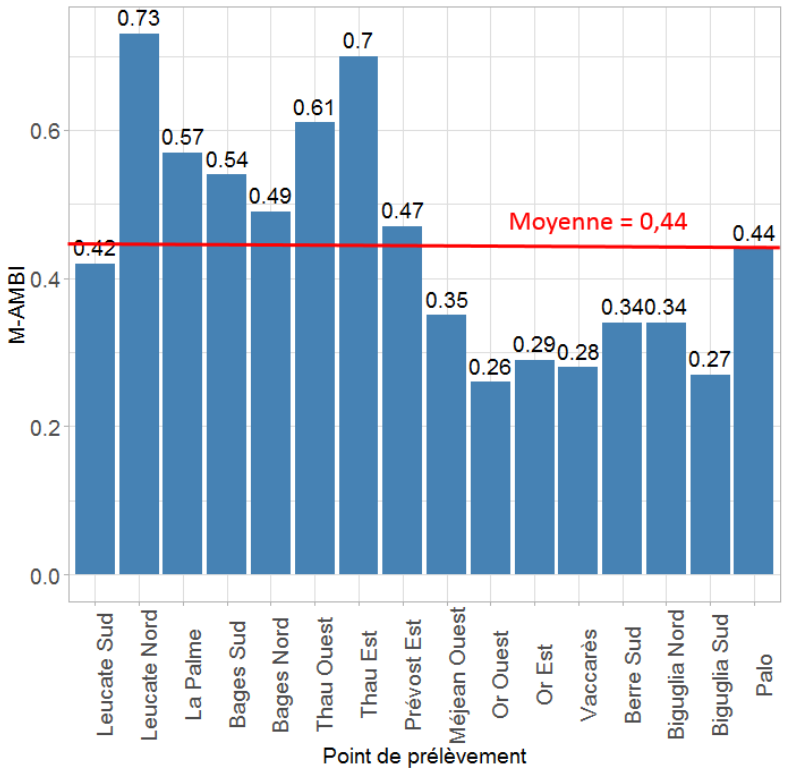

Figure 25 : M-AMBI par station en 2015

Il est difficile de généraliser ces résultats aux lagunes dans leur globalité car les sites de prélèvements ne couvrent qu'une partie infime de l'aire de chacune. Et pour les lagunes les plus vastes, cette surface de prélèvement n'est sans doute pas représentative de la variété des substrats, des habitats et de leur contamination. Les différences de biodiversité constatées entre les deux points de prélèvement des étangs de Thau et de Leucate le confirment (figures 20 et 21).

3.1.1.2. Regroupement des espèces

Après avoir analysé la biodiversité dans les stations, les taxons ont été regroupés à partir des distances de Hellinger entre les espèces. L'analyse taxonomique de ces groupes révèle qu'ils traduisent surtout l'affinité écologique des espèces. Ces affinités sont reportées dans le tableau 7.

Tableau VII : Affinité des espèces au sein des groupes pour les types de substrat

N° du groupe	Type du substrat
1	Sables fins envasés, présence de phanérogames ou d'algues en décomposition
2	Fond hétérogènes (sables fins envasé et éléments grossiers)
3	Fond hétérogènes et placages de Sabellaria
4	Sables fins envasés plus chargés en matière organique
5	Fond de sables propres
6	Sables fins plus ou moins envasés
7	Fonds de sables grossier, voire graveleux à caillouteux
8	Fonds envasés chargés en matière organique

Les groupes 1,4,6 et 8 sont constitués d'espèces qui préfèrent les milieux envasés et chargés en matière organique. Sans surprise, *H.diversicolor* appartient à l'un de ces groupes, le 8. Les groupes 2 et 3 contiennent des espèces préférant les fonds hétérogènes et se trouvant également dans les placages de Sabellaria, c'est-à-dire des tubes sédimentaires formés par *Sabellaria alveolata*, un polychaete sédentaire tubicole, autour de rochers. Les espèces du groupes 5 préfèrent les fonds de sables propres, c'est-à-dire sans rochers, alors que celles du groupe 7 préfèrent les fonds de sables grossiers à caillouteux. Ainsi, on pourra supposer que les stations dans lesquelles se trouvent préférentiellement les groupes sont situées sur des milieux correspondant aux affinités des espèces.

3.1.1.3. Répartition des groupes de macrofaune en fonction des sites de prélèvements

Les liens inter-groupes ont été étudiés au moyen d'une analyse en composantes principales (ACP). Le cercle des corrélations (figure 26) représente la projection de chacun des groupes selon les deux axes principaux de variabilité, qui expliquent respectivement 26.3 et 18.5% de la variance totale. L'axe 1 est construit surtout par les groupes 1, 2 et 3 qui sont plus fréquents et nombreux vers la gauche. L'axe 2 est construit autour d'une opposition, le groupe 8 explique en grande partie cet axe qui croit vers le haut, et qui est anti-corrélé aux groupes 4, 6 et 7 qui y contribuent toutefois de manière moins importante. Dans ce même repère et à partir des mêmes données, sont représentés les barycentres des points de prélèvement des différentes lagunes (figure 27).

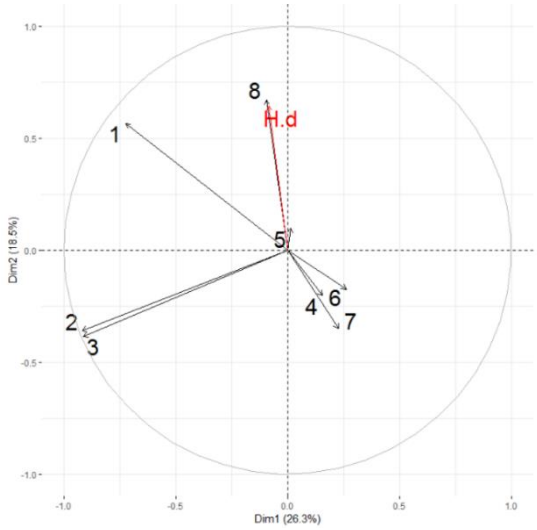

Figure 26 : Cercle des corrélations de l'ACP : Groupes de macrofaune

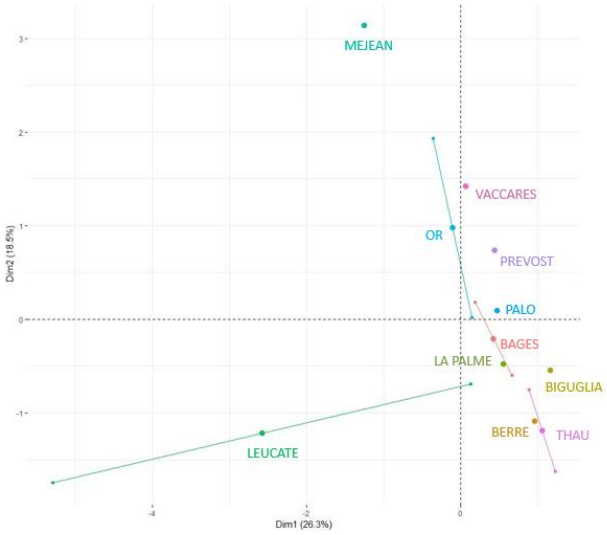

Figure 27 : Représentation des sites de prélèvements dans l'ACP : Groupes de macrofaune

Les groupes de macrofaune se répartissent selon 3 ensembles :

- Les groupes 2 et 3 sont constitués d'espèces que l'on ne trouve quasiment qu'à la station de Leucate Sud, et que l'on suppose par conséquent être constituée de fonds hétérogènes. C'est le seul étang où on observe un tel cas de figure, ce qui peut laisser penser qu'une particularité du point de vue de l'habitat ou de la contamination, le distingue des autres étangs. Cela est conforté par le fait que les groupes 2 et 3 sont complètement indépendants des groupes 8 d'une part et 4, 6 et 7 d'autre part (perpendicularité des projections sur la figure 22).
- Les groupes 1 et 8 se retrouvent souvent dans les sites de prélèvement des lagunes de Méjean, Or et Vaccarès, qui sont marqués par une faible biodiversité (figures 26 et 27).

Ces espèces ont une préférence pour les milieux avec beaucoup de matière organique, et particulièrement eutrophisés (Obslag, 2019). Les espèces du groupe 1 et 8 semblent donc assez opportunistes et résistantes à l'eutrophisation, capables de survivre dans des milieux où d'autres espèces ne parviennent pas à proliférer.

- Les groupes 4, 6 et 7 se retrouvent majoritairement dans les lagunes de Thau, Berre, Biguglia, Bages et La Palme, lagunes moins eutrophisées que les précédentes (Obslag, 2019). Il est difficile de caractériser les milieux de par les préférences des groupes puisque ces dernières vont de « sables fins » à « sables grossiers », mais la présence de sables en majorité, et dans un milieu peu eutrophisé semble être le caractère commun à chacune.
- Le groupe 5 est quant à lui faiblement représenté par l'ACP et il est donc difficile d'interpréter sa position.

3.1.2.Caractérisation des pressions environnementales

3.1.2.1. Variabilité de l'habitat et de son eutrophisation

L'analyse des pressions environnementales, débute par l'exploration des données liées à l'habitat grâce à une ACP (figures 28 et 29). L'axe 1 (représentant 35,8% de la variance totale) porte des variables qui sont liées à la taille de la lagune, corrélées entre elles et avec la salinité, et anti corrélées à la turbidité et à la teneur en dioxygène dissous : On trouve donc à gauche de l'ACP les lagunes plutôt grandes et profondes, et possédant une forte salinité (Thau et Berre). Celle-ci est généralement le signe d'une communication avec la mer. A droite, on trouve par opposition les petites lagunes, dont la faible profondeur peut être à l'origine d'une forte turbidité et d'une forte concentration en O_2. En effet, le vent et les vagues qui mettent en mouvement les masses d'eau des lagunes permettent d'oxygéner plus facilement les petites lagunes mais à contrario, remettent d'autant plus facilement les sédiments de surface en suspension dans l'eau que la profondeur est faible (augmentant leur turbidité).

Le deuxième axe (représentant 22,5% de la variance totale) porte les variables liés à l'eutrophisation du milieu : teneurs en matière organique, azote et phosphore dans les sédiments. Si les sédiments des lagunes de Palo et de l'Or semblent fortement eutrophisés, ceux de Leucate et de Bages le sont moins.

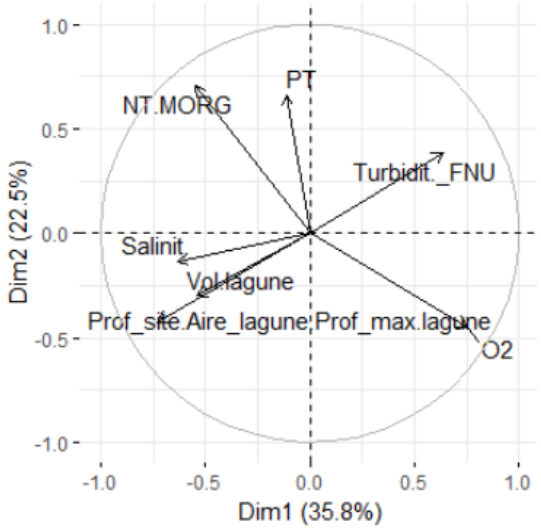

Figure 28 : Cercle de corrélations de l'ACP : Variables liées à l'habitat

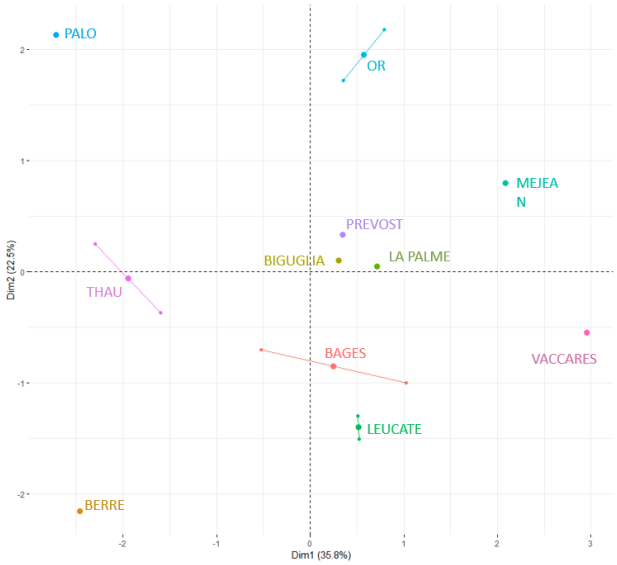

Figure 29 : Représentation des sites de prélèvement dans l'ACP : Variables liées à l'habitats

3.1.1.2.Variabilité des contaminants chimiques

Les relations entre la répartition des contaminants dans les sédiments lagunaires ont été étudiées au moyen d'une nouvelle ACP (figures 30 et 31). L'axe 1 représente près de 50% de la variance totale et l'axe 2, 20,3%. Ces 2 axes expliquent et décrivent la majorité de l'information liée à la contamination chimique des sédiments lagunaires. L'axe 1 porte la plupart des contaminants chimiques suivis qui le tirent vers la gauche. Plus une lagune se placera à gauche et plus ses sédiments seront à priori contaminés. Et inversement si elle se retrouve à droite. Vers la gauche et en haut, sont corrélés des métaux (zinc, plomb, cuivre, cadmium et lithium) avec la fraction fine des sédiments (<63µm). C'est donc la fraction fine qui porte préférentiellement ces contaminants. Vers la gauche et en bas, se retrouvent plutôt le mercure ainsi que des contaminants organiques persistants (HAPs, PCBs et DDT). Ces derniers sont quasiment indépendants de la fraction fine sédimentaire, ce qui est cohérent avec les informations connues qui indiquent une affinité forte de ces substances pour la matière organique. L'axe 2 porte donc en partie cette différence entre métaux et contaminants organiques mais il est aussi tiré vers le haut (et à droite) par un autre groupe de métaux, indépendants des premiers et anti-corrélés aux contaminants organiques, constitués du manganèse du chrome et du nickel. Les contaminants organiques sont surtout présents dans les étangs palavasiens (Prévost et Méjean). Ces étangs sont connus pour être soumis à des contaminations urbano-industrielles historiques et actuelles.

Les étangs corses, en particulier Biguglia, sont notamment marqués par une forte concentration en manganèse, chrome et nickel qui est à mettre en relation avec le substratum qui est riche en manganèse et en nickel et avec l'activité minière qui exploite ces métaux autour de la Corse.

Les sédiments des points de prélèvements situés dans les lagunes de Berre, Vaccarès et La Palme sont les moins contaminés vis-à-vis de ces contaminants chimiques "historiques".

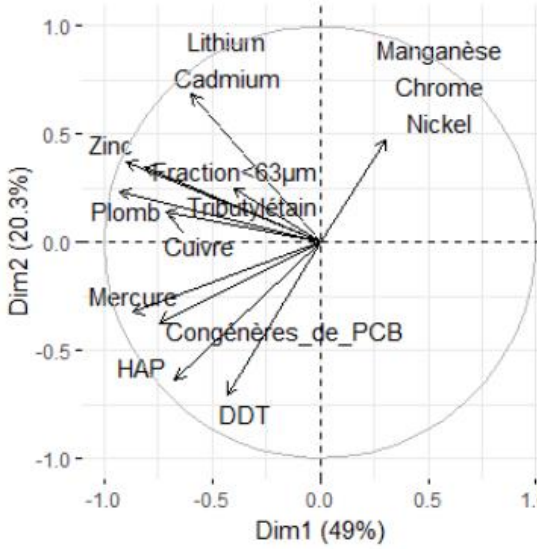

Figure 30 : Cercle des corrélation de l'ACP : Contamination chimique des sédiments lagunaires (dans le cadre du travail sur les communautés)

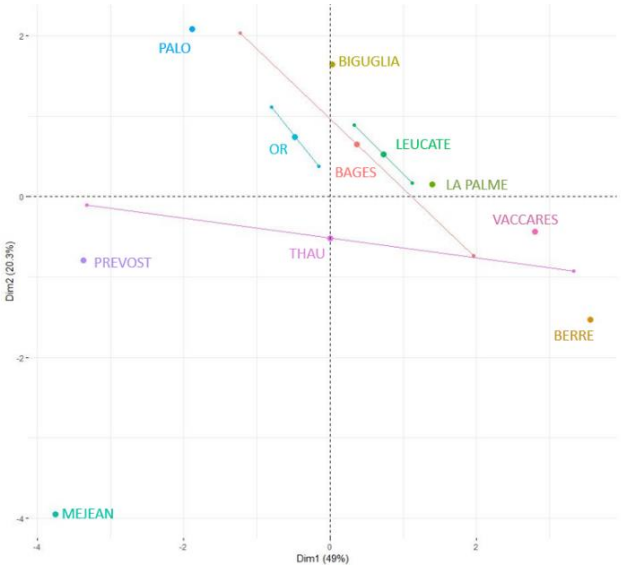

Figure 31 : Représentation des sites de prélèvement dans l'ACP : Contamination chimique des sédiments lagunaires (dans le cadre du travail sur les communautés)

Les étangs de Thau et de Bages, sur lesquels plusieurs stations de prélèvement ont été réalisées, montrent les profils de contamination les plus contrastés au sein d'une même lagune. Le site de Thau Est (point le plus à gauche des deux) est probablement plus contaminé du fait de la présence de la ville de Sète, de son activité industrielle et de la proximité avec d'anciennes installations de raffinage du pétrole aujourd'hui encore utilisées pour le stockage du pétrole et des essences uniquement. A l'inverse, les étangs de l'Or et de Leucate semblent avoir des sédiments plus homogènes d'un point de vue de la contamination chimique.

3.1.3. Réponse de la macrofaune benthique aux pressions environnementales

3.1.3.1. Réponses aux contaminants chimiques

Les données liées aux pressions environnementales et celles liées à la macrofaune sont analysées via des analyses de co-inertie, en commençant par confronter les données contaminants et macrofaune (figure 32). Les variables se rapportant à la contamination sont situées à droite de la projection de l'ACP (figure 32-D). Les contaminants métalliques sont plutôt en bas et les organiques plutôt en haut.

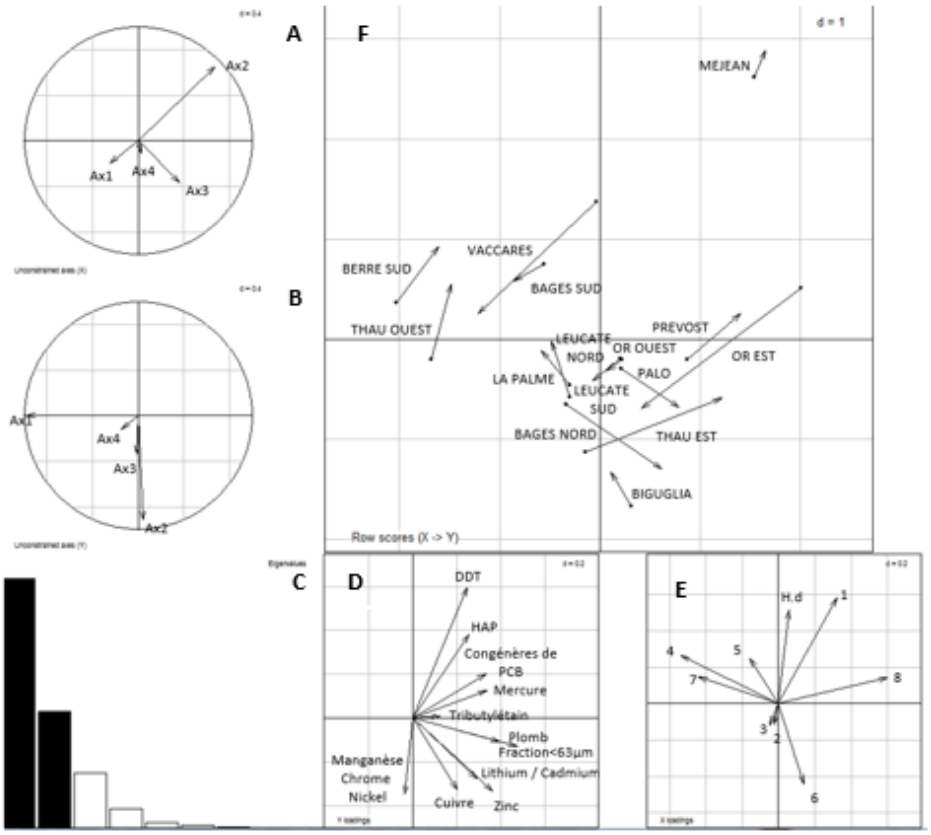

Figure 32 : Graphiques bilan de l'analyse de co-inertie entre les données de Contaminants et de macrofaune benthique lagunaires

A : Cercle de corrélations entre les axes de l'analyse de co-inertie et ceux de l'ACP sur les données macrofaune ; B : Cercle de corrélation entre les axes de l'analyse de co-inertie et ceux de l'ACP sur les données contaminants ; C : Inertie des axes de l'analyse canonique ; D : Projection des variables contaminants sur le plan 1-2 de la co-inertie ; E : Projection des groupes de macrofaunes sur le plan 1-2 de la co-inertie ; F : Projection des stations sur le plan 1-2 de la co-inertie. La position issue du tableau macrofaune est à l'origine de chaque flèche, celle du tableau contaminant est à l'extrémité.
RV coefficient : 0.31, pvalue : 0.49

Le RV coefficient désigne la force de la corrélation entre contaminants et macrofaune. Il est ici de 0.31, ce qui est plutôt faible, de plus sa pvalue de 0.49 indique qu'il n'est pas significatif. La macrofaune est donc dans son ensemble faiblement liée à la contamination chimique des sédiments (dans la limite des contaminants étudiés), même si certains groupes ou espèces peuvent être spécifiquement plus ou moins sensibles à certains contaminants ou groupes de contaminants en particulier.

Les groupes de macrofaune 4, 5 et 7, situés à gauche sur la projection de l'ACP macrofaune (figure 32-E) semblent donc les plus sensibles à la contamination, car on les retrouve moins souvent dans les sédiments les plus contaminés par des contaminants chimiques. Le groupe 1 est corrélé positivement à la contamination sédimentaire organique, et le groupe 6 à la contamination métallique. Le groupe 8 est corrélé positivement à la contamination sédimentaire dans son ensemble. Ces groupes pourraient être résistants aux contaminations évoquées et opportunistes, profitant de l'absence des autres espèces pour occuper de manière préférentielle ces sédiments plus contaminés.

La position de *H.diversicolor* montre que sa densité est corrélée positivement aux contaminants organiques, négativement à la présence de manganèse, chrome et de nickel et en revanche indépendante des teneurs sédimentaires en contaminants métalliques (plomb, cadmium, zinc...).

3.1.3.2. Réponses aux autres pressions environnementales

L'analyse de co-inertie concernant les variables liées à l'habitat et celles liées à la macrofaune est présentée en figure 33. Le RV coefficient est ici de 0.49, avec une pvalue de 0.05. La macrofaune est donc fortement et significativement liée à son habitat.

Concernant les variables environnementales, on retrouve les lagunes profondes et salées à gauche (figures 33-D et F), et les lagunes peu profondes, avec une forte turbidité et une forte concentration en O_2 à droite. Les groupes de macrofaune 1 et 8 (dont *H.diversicolor*) se retrouvent plutôt dans des lagunes avec une faible salinité et une forte turbidité (figures 33-E et F). La présence de *H.diversicolor* semble légèrement associée à des sédiments aux faibles teneurs en Nt et en matière organique, ce qui est assez étonnant. En revanche, elle est complètement indépendante de la teneur en Pt dans les sédiments, de même que du volume, de la surface et de la profondeur de la lagune, ce qui est assez rassurant dans l'optique de l'utiliser potentiellement comme un bio-indicateur. Les groupes 2 et 3, présents à Leucate sont corrélés négativement aux variables d'eutrophisation, ce qui pourrait suggérer une sensibilité de leur part à ce type de pollution. Le groupe 4 est particulièrement bien corrélé au volume des lagunes.

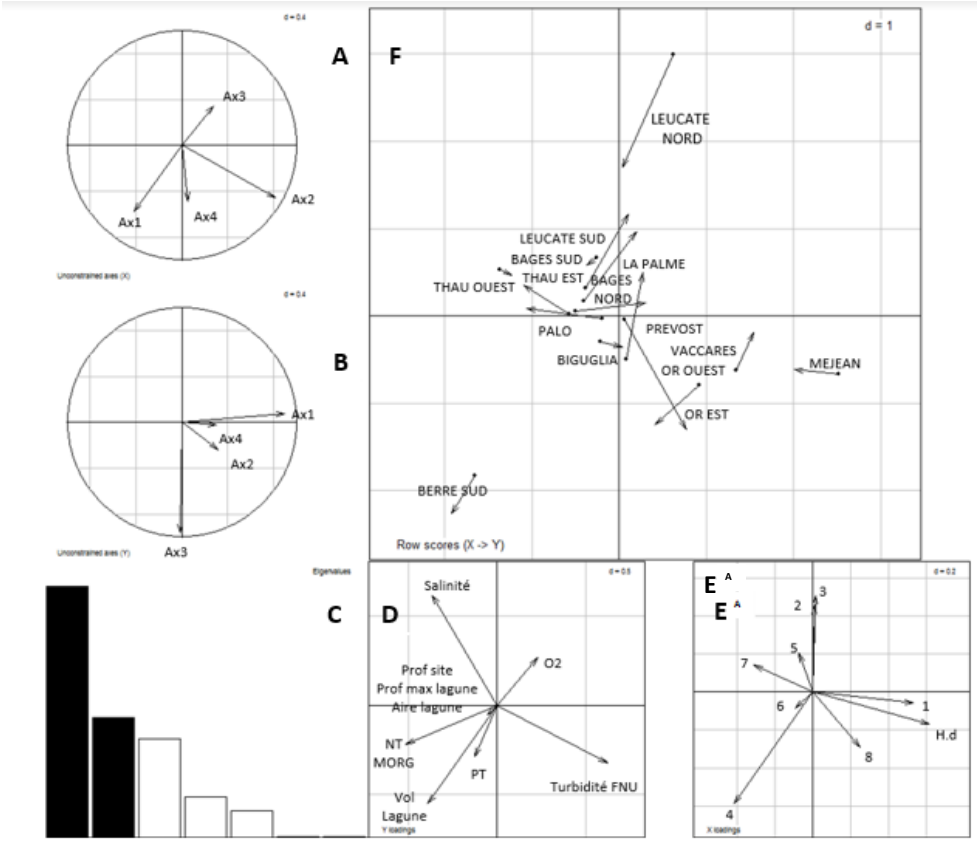

Figure 33 : Graphiques bilan de l'analyse de co-inertie entre les données d'Habitat et de macrofaune benthique lagunaires

A : Cercle de corrélations entre les axes de l'analyse de co-inertie et ceux de l'ACP sur les données macrofaune ; B : Cercle de corrélation entre les axes de l'analyse de co-inertie et ceux de l'ACP sur les données environnementales ; C : Inertie des axes de l'analyse canonique ; D : Projection des variables environnementales sur le plan 1-2 de la co-inertie ; E : Projection des groupes de macrofaunes sur le plan 1-2 de la co-inertie ; F : Projection des stations sur le plan 1-2 de la co-inertie. La position issue du tableau macrofaune est à l'origine de chaque flèche, celle du tableau environnemental est à l'extrémité.
RV coefficient : 0.49, pvalue : 0.05

3.2. Réponse de *H.diversicolor* à la contamination chimique des sédiments à l'échelle individuelle

3.2.1. Densité à chaque station

Les densités sont de 71,5+/- 17,1 à Ayrolle et de 65,3+/- 13,3 à La Peyrade (Figure 34). Elles ne sont pas significativement différentes selon les sites. Les conditions environnementales (nature du sédiment, quantité de matière organique) étant plus propices à La Peyrade qu'à Ayrolle, cela pourrait être dû au niveau de contamination élevé de La Peyrade qui empêcherait la prolifération des vers.

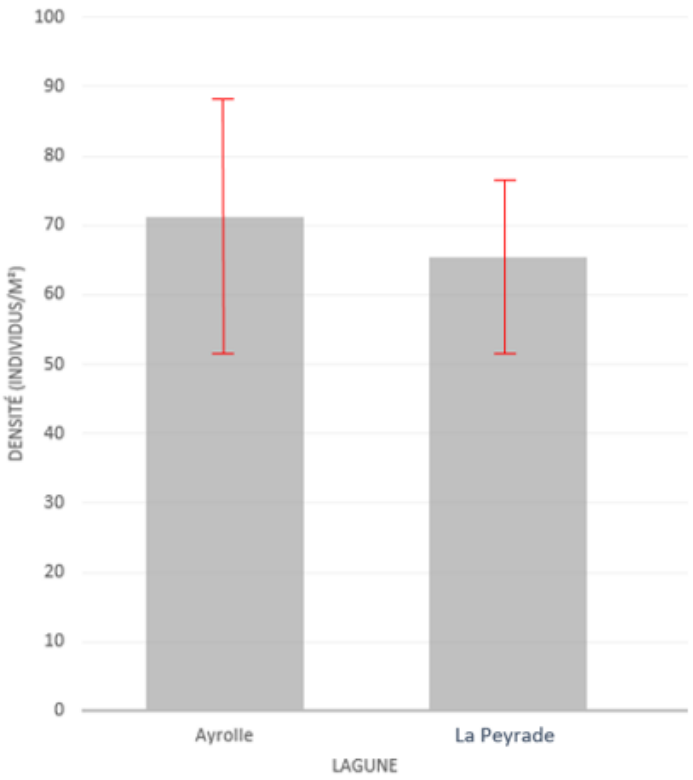

Figure 34 : Densités moyennes en *Hediste diversicolor* au niveau de stations d'Ayrolle et de La Peyrade

(Barres rouges : Ecarts types)

3.2.2. Variabilité des paramètres biométriques de *H.diversicolor*

3.2.2.1. Variabilité du poids et de la L3

Etant donné qu'il a déjà été montré que la L3 et la longueur totale des individus étaient fortement corrélées (Lopes 2018), seule la L3 a été mesurée et la variabilité de cette dernière a été assimilée à celle de la taille des vers. Aucune différence entre les poids, les L3 et les rapports Poids/L3 des deux sites n'est significative (figure 35). On ne peut donc pas affirmer que les individus sont dans l'ensemble plus petits ou moins lourds à Ayrolle qu'à La Peyrade. Ces graphiques ne donnent néanmoins pas d'information quant à l'évolution du poids en fonction de la taille.

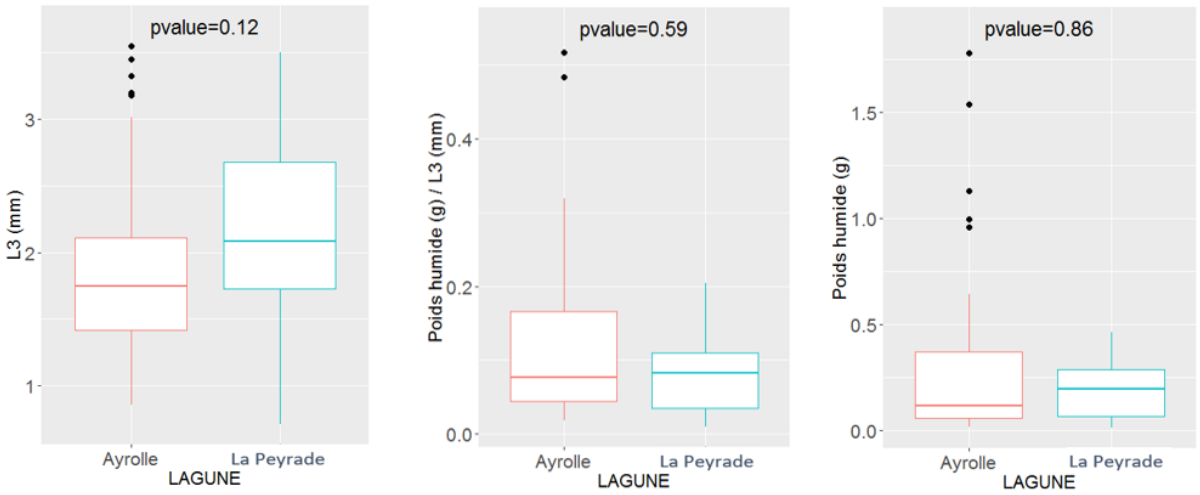

Figure 35 : Boxplots, de gauche à droite, du rapport poids taille, du poids, et de la taille des individus, en fonction des lagunes de Ayrolle et de La Peyrade (pvalues calculées par la méthode de Wilconxon)

3.2.2.2. Evolution du poids en fonction de la L3

La figure 36 présente l'évolution des poids de *H.diversicolor* en fonction de la longueur de la L3 sur les deux sites de prélèvement. Les pentes des régressions linéaires calculées à partir des nuages de points, non représentées sur ce graphique, sont significativement différentes (méthode ANCOVA). Le poids augmenterait donc plus vite en fonction de la taille à Ayrolle qu'à La Peyrade. Néanmoins, au regard des nuages de points, et en particulier de celui de Ayrolle, il semble plus judicieux de tracer des courbes à partir d'un modèle polynomial de 3ème ordre, représenté sur ce graphique. En effet, c'est ce modèle pour lequel l'indice de Akaiké est le plus faible, et donc qui se rapproche le plus de la réalité. On observe alors, à Ayrolle, une décomposition en deux phases : une pour une taille en deçà de 2mm, et une au-delà de 2mm.

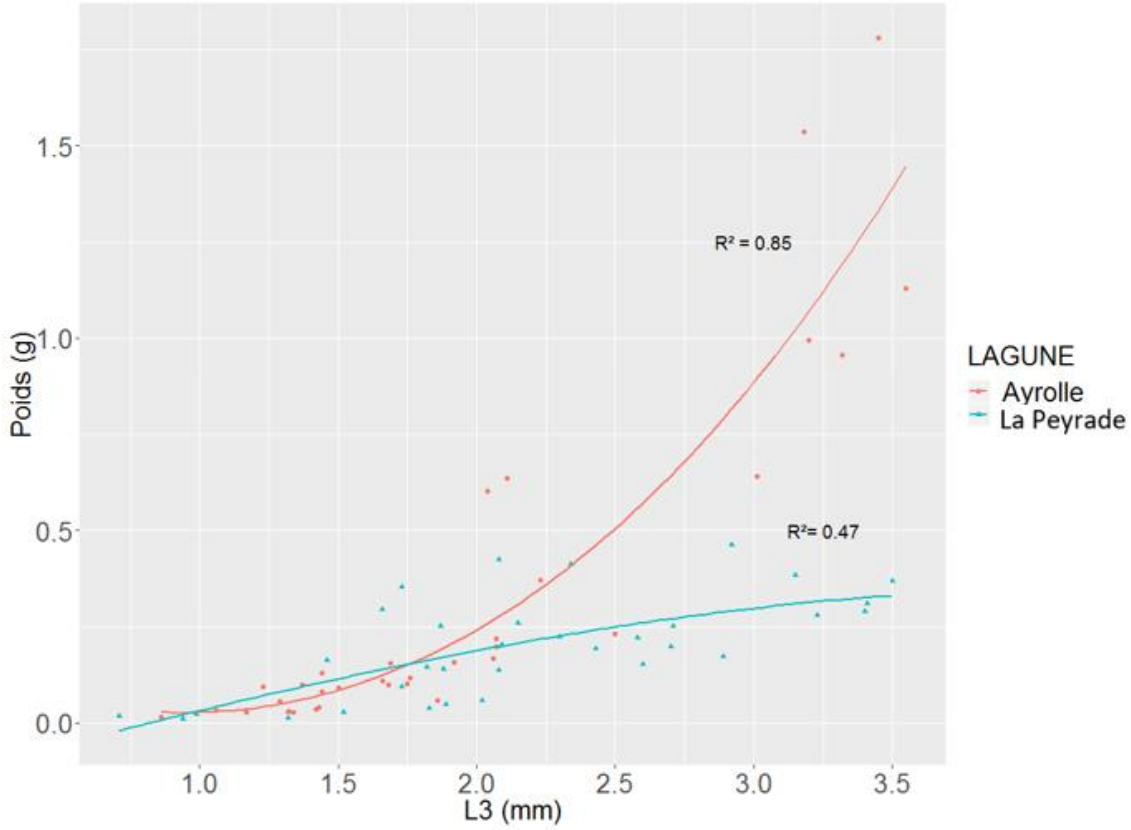

Figure 36 : Courbes du poids en fonction de la L3 à Ayrolle et La Peyrade (pvalue : 3.265e-10, calculée par la méthode ANCOVA)

Ces deux phases correspondent plutôt bien aux deux phases de croissance évoquées précédemment chez *H.diversicolor* (Durou 2006) :

- en deçà de 2mm : la croissance segmentaire, par ajout de segment, est caractérisée par une augmentation rapide de la taille avec une prise de poids modérée
- au-delà de 2 mm : la croissance pondérale, par épaississement des segments, est caractérisée par une augmentation de la taille modérée et une forte prise de poids.

La croissance pondérale semble très diminuée, voire absente, à La Peyrade. Pourtant, l'abondance de matière organique devrait permettre à *H.diversicolor* de prendre de la masse facilement. Le fort niveau de contamination pourrait donc effectivement altérer la croissance de ce ver en milieu lagunaire.

3.2.2.3. Variabilité du poids et de la L3 au-delà de 2mm

Afin de confirmer l'hypothèse qu'au-delà de 2 mm, les vers pourraient prendre moins de poids à La Peyrade qu'à Ayrolle, les données des boxplots précédentes ont été retraitées avec uniquement les individus dont la L3 mesure plus de 2mm (figure 37).

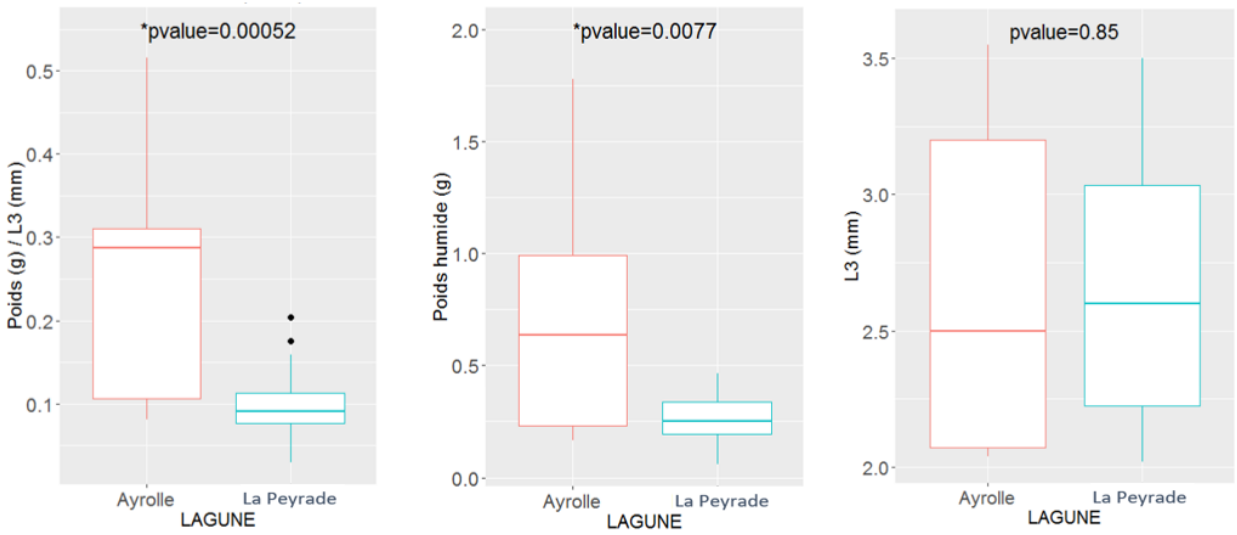

Figure 37 : Boxplots, de gauche à droite, du rapport poids taille, du poids, et de la taille des individus, en fonction des lagunes de Ayrolle et de La Peyrade, pour les individus dont la L3 mesure plus de 2mm. (pvalues calculées par la méthode de Wilconxon)

La taille des individus, au-delà de 2mm, n'est pas significativement différente en fonction des sites. Les individus n'atteignent globalement pas des tailles supérieures en milieu peu contaminé. Cela n'est pas très étonnant, puisqu'il cela pourrait être la croissance pondérale qui soit altérée et que cette dernière ne s'accompagne pas d'une augmentation de la taille très importante.

En revanche, le poids est significativement plus petit à La Peyrade qu'à Ayrolle pour les individus dont la L3 mesure plus de 2mm. De manière logique, le rapport poids/L3 est également significativement différent : pour une même taille, les individus pèsent plus lourd à Ayrolle qu'à La Peyrade. Cela confirme bien un défaut, une altération de croissance pondérale à La Peyrade, possiblement due à la présence d'une forte contamination sédimentaire.

4. Discussion générale

L'objectif de la première partie de cette étude était de mettre en évidence un potentiel impact de la contamination chimique des sédiments sur les communautés benthiques, en analysant les répartitions d'une part des polluants et d'autre part de la macrofaune.

Nous avons constaté que la biodiversité au sein des lagunes, évaluée via les indices de Shannon et le M-AMBi, variait grandement en fonction des étangs. Cette variabilité reste forte lorsque l'on étudie la biodiversité au sein même d'une lagune. Par conséquent, il est difficile d'assimiler la biodiversité au sein d'une station à celle de toute la lagune qu'elle concerne. Par ailleurs, la biodiversité au sein d'une station n'est pas forcément corrélée avec le niveau de contamination des stations ROCCHsed à proximité : les stations des lagunes de Vaccarès, Berre, Méjean et Biguglia sont celles qui ont la plus faible biodiversité, et pourtant les stations correspondantes font partie des moins contaminées. Il semble donc que les indices de biodiversité ne soient pas exploitables, utilisés seuls, pour évaluer l'état de contamination chimique d'une lagune. Ce ne sont pas de bons proxys de la contamination chimique et pour cause, ils répondent à des pressions naturelles et anthropiques multiples et simultanées et pas uniquement ou spécifiquement à la contamination chimique (Boyé, 2014). De plus, du fait de la disparité de la distribution des contaminants dans les lagunes, il aurait été pertinent d'avoir des points de collecte « contaminants » et « macrofaune » très proches pour observer un impact de la pollution sur les indices de biodiversité. Par ailleurs, en regroupant les taxons présents dans les lagunes en groupes basés sur leurs répartitions spatiales, nous avons pu observer que certaines espèces se retrouvaient dans les stations présentant une faible biodiversité. C'est notamment le cas du groupe incluant *H.diversicolor*. On peut dès lors émettre l'hypothèse que ces espèces sont des opportunistes, profitant de l'espace délaissé pour proliférer. La présence de *H.diversicolor* dans de tels milieux est plutôt rassurante quant à sa potentielle utilisation en tant que bio-indicateur : on pourrait en effet le retrouver dans de nombreuses lagunes, même celles dans lesquelles les pressions environnementales sont néfastes à la prolifération de la plupart des autres espèces.

Concernant les niveaux de contamination sédimentaires des lagunes, globalement, les teneurs reflètent bien l'historique connu des lagunes : les étangs palavasiens et la station Thau Est sont fortement poly-contaminées par d'anciennes activités industrielles, les lagunes corses sont marquées par un fort taux de manganèse, de chrome et de nickel lié au substratum et à l'activité minière, et les lagunes de l'ouest du Languedoc-Roussillon sont en général peu contaminées

par ces polluants persistants. Leurs teneurs varient également grandement au sein-même des lagunes. Dans ce dernier cas, cette variabilité semble surtout exister dans les grands étangs : Thau, Bages, Méjean ou Berre sont les lagunes qui montrent les plus grandes différences de contamination selon les stations. Cette variabilité serait donc à lier au moins en partie à la distance séparant les stations, ainsi qu'à la capacité de stockage des sédiments (dont la granulométrie et la matière organique peuvent en être des proxys). Cela nous conforte dans la décision que nous avons prise d'assimiler les stations de prélèvements de contaminants aux stations de prélèvements de macrofaune les plus proches et les plus semblables en terme de granulométrie. Néanmoins, cela nous montre également que, lorsque la distance entre ces deux types de stations reste grande, il est difficile voire impossible d'évaluer le réel niveau de contamination à l'endroit où la macrofaune était prélevée.

Nous avons ensuite procédé à l'analyse conjointe des répartitions de contaminants et de macrofaune par le biais d'une analyse de co-inertie. Certains groupes de macrofaune semblent se retrouver en densités moindres dans les lagunes contaminées par les métaux, par les contaminants organiques ou bien par les deux types de contaminants. *H.diversicolor* fait partie des espèces dont la densité ne semble pas être impactée par les contaminants. Pour pouvoir étudier des paramètres biométriques ou des biomarqueurs, il est nécessaire de le trouver en quantité suffisante même en milieu contaminé. Cela confère à *H.diversicolor* des caractéristiques intéressantes comme bio-indicateur. Il convient néanmoins de noter que le coefficient de corrélation de l'analyse de co-inertie était de 0.31, soit une corrélation existante mais faible et surtout non significative (pvalue de 0.49). Par conséquent, nous ne pouvons pas affirmer que la contamination du milieu impacte réellement la répartition de la macrofaune. Concernant cette analyse conjointe, il convient également de noter, comme expliqué précédemment, que les prélèvements de macrofaune et ceux de contaminants n'ont pas été réalisés aux mêmes stations, ni aux mêmes années. Cela pourrait expliquer le fait que les données contaminants et macrofaune ne soit pas corrélées. Il y a donc un biais dans notre plan expérimental liée au fait que nous avons utilisé des bases de données qui n'étaient initialement pas construites pour traiter ces questions. Il serait donc intéressant à l'avenir, de pouvoir se baser sur un échantillonnage complet de la macrofaune benthique et de la contamination chimique, mais aussi de l'eutrophisation et de la caractérisation de l'habitat sur les mêmes points, simultanément, de manière à préciser le lien entre toutes ces variables et notamment l'effet possible de la contamination chimique sur la macrofaune.

En ce qui concerne l'analyse de co-inertie entre les variables liées à l'habitat et la macrofaune, on montre qu'il existe une corrélation entre ces données (coefficient de corrélation 0,49, pvalue 0,05). Certains groupes se retrouvent surtout dans les grandes lagunes, profondes et salées, et d'autres dans les petites lagunes peu profondes et peu salées. D'autres groupes semblent sensibles à l'eutrophisation. *H.diversicolor* semble se retrouver davantage dans les petites lagunes peu profondes et peu salées. Sa présence semble également modérément associée à des sédiments ayant un faible de taux de matière organique, cette corrélation restant minime. Il conviendrait d'explorer plus finement sa répartition spatiale en fonction des caractéristiques environnementales du milieu, sur plusieurs années et à différentes périodes de l'année par exemple, si l'on souhaite l'utiliser en tant que bio-indicateur dans des lagunes comme celle de Thau, grande, salée et eutrophisée.

Durant la deuxième partie de la thèse, nous avons cherché à déterminer si la densité et les paramètres biométriques de *H.diversicolor* sont affectés par la contamination chimique des sédiments lagunaires.

En premier lieu, nous avons montré que la densité en *H.diversicolor* ne variait pas significativement entre le site contaminé (La Peyrade) et le site non contaminé (Ayrolle). Or, le site de La Peyrade dispose d'un habitat plus propice au développement de H.d : davantage de matière organique et une granulométrie plus fine. Le fait que les vers ne parviennent pas à proliférer dans cet environnement qui leur est favorable pourrait être dû au niveau de contamination plus élevé. En effet, à La Peyrade, quasiment tous les contaminants, métalliques comme organiques, sont présents en concentrations bien supérieure qu'à Ayrolle, et ils sont présents à des teneurs parmi les plus élevées retrouvées dans un sédiment lagunaire (Anne et al. s. d.)

Nous avons par la suite constaté que le poids frais des vers évoluait différemment en fonction de la L3 à La Peyrade et à Ayrolle : à La Peyrade, nous n'observons pas d'importante prise de poids au-delà d'une L3 de 2 mm, alors qu'elle est clairement visible à Ayrolle. Cette prise de poids correspond à la phase de croissance pondérale, qui serait donc altérée en milieu contaminé. Les autres facteurs de stress potentiels (c'est-à-dire les pressions environnementales constituant l'habitat) n'étant pas moins propices au développement de *H.d*, dans le milieu contaminé, il semblerait que ce soit bien le niveau de pollution qui ait affecté la croissance. Ce phénomène avait déjà été observé par Durou en 2006 en milieu estuarien. Deux hypothèses pourraient l'expliquer :

- Les réserves énergétiques des vers à La Peyrade pourraient être mobilisées dans les mécanismes de défenses contre les contaminants et permettent la tolérance à ces derniers. L'épaississement des segments lors de la phase de croissance pondérale n'est donc plus possible du fait de la mobilisation des ressources.

- Les vers pourraient vivre moins longtemps en milieu contaminé qu'en milieu sain. La phase de croissance pondérale étant la deuxième et dernière phase de croissance dans le cycle de vie de *H.diversicolor*, c'est cette dernière qui serait raccourcie du fait de la disparition précoce des vers. La longévité diminuée pourrait s'expliquer par une maturité sexuelle précoce, les vers mourant suite à la reproduction. Durou (2006) montre dans son étude que les femelles matures sexuellement étaient plus légères dans le site contaminé que dans le site non contaminé, ce qui concorderait avec notre hypothèse. On pourrait expliquer ce déclenchement de maturité sexuelle par un impact des contaminants sur le système endocrinien des vers ou simplement par un réflexe de survie de l'espèce qui entre en période de reproduction plus tôt dès lors que le milieu dans lequel elle vit est moins propice à sa survie.

Afin d'étayer ces différentes hypothèses et de comprendre plus précisément l'impact des contaminants sur *H.diversicolor*, il serait intéressant de poursuivre ces études par des analyses plus poussées à l'échelle sub-individuelle. Ainsi, l'utilisation de biomarqueurs chimiques impliqués dans la défense face aux contaminants permettrait de montrer si des mécanismes de défense ont bien été mis en place. Par exemple, la Glutathion–S-transférase est une enzyme impliquée dans la métabolisation des composés organiques tels que les HAP ou les PCB (Durou 2006a) et constituerait donc un biomarqueur de choix pour la suite des travaux. L'utilisation de la métallothionéine pourrait également être envisagée, car elle joue un rôle essentiel dans la détoxication de certains métaux (Ag, Cd, Hg) (Geret et Cosson 2000). Cette analyse serait à coupler avec l'utilisation de biomarqueurs de dommages cellulaires qui pourraient être causés par les contaminants, comme les activités des AChE, marqueurs de la neurotoxicité des pesticides organochlorés (Bocquene 1996). Afin de comprendre si le coût énergétique des mécanismes de défense peut expliquer la diminution de la croissance pondérale, il serait également intéressant d'utiliser des marqueurs physiologiques des réserves énergétiques, à savoir le glycogène, les lipides et les protéines. Cela permettrait d'une part de confirmer que les individus ont bien été davantage exposés et ont absorbé plus de polluants, mais aussi d'étudier les impacts respectifs des différents types de contaminants. Par ailleurs, il pourrait également être envisageable de poursuivre par des analyses mettant en évidence le stade de maturité sexuelle des vers, qui serait à mettre en relation avec le poids des individus. Cela

permettrait de comprendre si les individus déclenchent la maturité sexuelle plus précocement. Il serait aussi intéressant d'étudier les mécanismes à l'origine du déclenchement de maturité sexuelle, par le biais de dosages d'hormones stéroïdiennes. Il pourrait également être envisagé de quantifier l'impact des contaminants sur la respiration, par exemple par des mesures de taux métabolique standard révélateur de la consommation en dioxygène nécessaire pour couvrir les besoins au repos. Enfin, comme indicateur plus intégratif de l'état de santé global de *H.diversicolor*, la vitesse d'enfouissement pourrait également permettre de voir si le comportement général des individus est altéré par leur vie dans un milieu contaminé ou dans un milieu sain. Ce travail pourrait être mené expérimentalement sur des cohortes de vers issus de différentes lagunes plus ou moins contaminées et suivi en fonction de différents marqueurs physiologiques (L3, poids...). Des mesures de contamination chimique directement dans les vers échantillonnés seraient particulièrement intéressantes pour apporter des éléments supplémentaires d'interprétation mais n'ont pas pu être réalisées dans le cadre de ce travail.

La poursuite de ces travaux nécessiterait de modifier certains aspects de notre étude. Notamment, la durée de travail a impliqué de ne réaliser des prélèvements qu'aux mois d'avril et de mai d'une seule année. Or, le cycle de vie d'*H. diversicolor* s'étale sur 2 à 3 ans, et il a par ailleurs été montré que sa période de reproduction différait en fonction des habitats (Durou 2006). Les travaux réalisés au cours de cette étude ne montrent donc qu'une image à l'instant t des populations en *H.diversicolor* dans les stations échantillonnées. Il serait intéressant d'effectuer des prélèvements sur une durée de 2 à 3 ans, et à différentes saisons, afin d'avoir des données décrivant de manière plus complète l'évolution des communautés en fonction de celle de l'habitat et du niveau de contamination. Par ailleurs, il aurait été intéressant de choisir un troisième site, intermédiaire quant à son niveau de contamination. En outre, en dehors du niveau de contamination, les habitats à Ayrolle et à La Peyrade différaient ce qui a compliqué l'interprétation des résultats. Afin de se focaliser uniquement sur l'impact des contaminants, il faudrait que les habitats d'étude soient identiques ou presque. Cela s'avère néanmoins quasiment impossible, surtout si l'on souhaite se restreindre à des milieux montrant un fort contraste du point de vue de la contamination ce qui limite le choix. Des études en laboratoire compléteraient donc idéalement les travaux menés : bien que ne respectant pas exactement les conditions naturelles et leur variabilité, elles permettraient de gérer plus facilement les variables que l'on souhaite ou non modifier.

CONCLUSION

L'objectif de cette étude était d'analyser la réponse de la macrofaune benthique, et en particulier du polychaete *H.diversicolor* à la contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes. A plus long terme, nous souhaitions évaluer la possibilité d'utiliser *H.diversicolor* en tant que bio-indicateur de la contamination chimique des sédiments lagunaires. Nous avons pour cela décomposé cette étude en deux parties. Premièrement, nous avons analysé des données préexistantes liées à la contamination chimique des sédiments, à la macrofaune benthique et à l'habitat environnemental dans les sédiments des lagunes méditerranéennes. Cette analyse s'est faite, d'une part, par des analyses des indices de biodiversité comparées aux variables environnementales, et d'autre part via des ACP portant sur les données de la campagne DCE Benthos 2015 et ROCCHsed 2017. Afin de pouvoir comparer les ACP, nous avons réalisé des analyses de co-inertie confrontant les données environnementales (habitat et contaminant) et celles liées à la macrofaune. La deuxième partie du travail consista à déterminer l'impact des contaminants plus spécifiquement sur *H.diversicolor,* en se basant sur des prélèvements et des biométries réalisés par nous-mêmes. Ces prélèvements ont été réalisés dans les lagunes de La Peyrade et de l'Ayrolle, dont nous avons montré qu'elles étaient respectivement très contaminée et peu contaminée.

Dans de la première partie, nous avons observé une grande variabilité de la biodiversité et des niveaux de contamination entre les lagunes et au sein des lagunes. Nous avons montré que la répartition de la macrofaune à l'échelle taxonomique était liée à son habitat environnemental et à l'eutrophisation du milieu, et que certains groupes d'espèces semblaient par exemple plus sensibles que d'autres à l'eutrophisation. *H.diversicolor* n'y semble pas particulièrement sensible, et on le retrouve davantage dans les petites lagunes peu salée. En revanche, la richesse de la biodiversité ne semblait pas corrélée au taux de contamination. Par ailleurs les analyses de coinertie n'ont pas révélé d'impact significatif de la contamination sur la répartition des espèces, y compris *H.diversicolor,* au sein des lagunes. Cela est peut-être lié au fait que les méthodes de collectes de données n'ont pas été pensées en vue de traiter ces questions initialement.

Dans de la seconde partie, nous avons montré une différence significative concernant l'évolution du poids en fonction de la L3 de *H.diversicolor* entre le site contaminé et le site non contaminé. Cette différence reflétait une croissance pondérale, c'est-à-dire la deuxième phase de croissance, diminuée chez ce ver dans le milieu contaminé. Les deux hypothèses pouvant

expliquer cela seraient que les ressources énergétiques sont mobilisées par la défense contre les contaminants, ou bien qu'en milieu contaminé a lieu un déclenchement précoce de la maturité sexuelle, les vers mourant suite à la reproduction. Par ailleurs, la densité était la même sur les deux sites, alors que les conditions environnementales (granulométrie, taux de matière organique) était plus propices à son développement dans le milieu contaminé.

La répartition quasi-ubiquiste de *H.diversicolor* au sein des lagunes méditerranéennes serait plutôt un avantage quant à son utilisation en tant que bioindicateur, d'autant qu'il ne semble pas y être affecté par l'eutrophisation. En revanche, son utilisation reste soumise à une exploration plus fine du lien entre répartition intra-lagunaire et habitat. Les différences observées quant aux paramètres biométriques montrent un impact de la contamination sur sa croissance qui justifierait son utilisation en tant que bioindicateur. Afin de mieux qualifier ces impacts, des dosages de contaminants et des mesures de biomarqueurs sont envisagés à la suite de ces travaux.

Bibliographie

Abrantes A., Pinto F. et Helena Moreira M. 1999. « Ecology of the polychaete Nereis diversicolor in the Canal de Mira (Ria de Aveiro, Portugal): Population dynamics, production and oogenic cycle ». *Acta Oecologica-international Journal of Ecology - ACTA OECOL* 20:267-83.

Banta G. T., Holmer M., Jensen M. H. et Kristensen E. 1999. « Effects of Two Polychaete Worms, Nereis Diversicolor and Arenicola Marina, on Aerobic and Anaerobic Decomposition in a Sandy Marine Sediment ». *Aquatic Microbial Ecology* 19(2):189-204.

Barriuso E., Calvet R., Schiavon M. et Soulas G. 1996. « Les pesticides et les polluants organiques des sols ». 18.

Benomar S., Bouhaimi A., El Hamidi F., Mathieu M., Ouichou A. et Moukrim A. 2006. « Cycle de reproduction de la moule africaine Perna perna (Mollusca, Bivalvia) dans la baie d'Agadir : Impact des rejets d'eaux usées domestiques et industrielles. » 6:13.

Bocquene G. 1996. « L'acétylcholinestérase, marqueur de neurotoxicité. Application à la surveillance des effets biologiques des polluants chez les organismes marins ». Ecole Pratique des Hautes Etudes Montpellier.

Burns K. A., Ehrhardt M., L. Howes B. et Taylor C. 1993. « Subtidal benthic community respiration and production near the heavily oiled Gulf coast of Saudi Arabia ». *Marine Pollution Bulletin* 27:199-205.

Carr R. S. et Neff J. M. 1982. « Biochemical indices of stress in the sandworm Neanthes virens (SARS). II. Sublethal responses to cadmium ». *Aquatic Toxicology* 2(5):319-33.

Casper, A. F. 1994. « Population and Community Effects of Sediment Contamination from Residential Urban Runoff on Benthic Macroinvertebrate Biomass and Abundance ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 53(6).

Chapelle A., Lazure P. et Souchu P. 2001. « Modélisation numérique des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France) ». *Oceanologica Acta* 24:87-97.

Congdon, J. D., Dunham A. E., Hopkins W. A., Rowe C. L. et Hinton T. G. 2001. « Resource Allocation-Based Life Histories: A Conceptual Basis for Studies of Ecological Toxicology ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(8):1698-1703.

De Coen, W. M. et Janssen C. R. 1997. « The Use of Biomarkers in Daphnia Magna Toxicity Testing. IV. Cellular Energy Allocation: A New Methodology to Assess the Energy Budget of Toxicant-Stressed Daphnia Populations ». *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6(1):43-55.

Deslous-Paoli J. M., Souchu P., Mazouni N., Juge C. et Dagault F. 1998. « Relationship between environment and resources: impact of shellfish farming on a Mediterranean lagoon (Thau, France) ». *Oceanologica Acta* 6(21):831-43.

Devier M. H. 2003. « Étude intégrée sur l'impact des différentes classes de contaminants (composés organostanniques, métaux, HAP, PCB) sur les moules : bioaccumulation et réponses biochimiques ». thesis, Bordeaux 1.

Durou C. 2006. « Recherche d'indicateurs de l'état physiologique de l'annélide polychète endogée Nereis diversicolor en relation avec la qualité du milieu ». thesis, Nantes.

Durou C., Mouneyrac C. et Amiard-Triquet C. 2008. « Environmental Quality Assessment in Estuarine Ecosystems: Use of Biometric Measurements and Fecundity of the Ragworm Nereis Diversicolor (Polychaeta, Nereididae) ». *Water Research* 42(8-9):2157-65.

Encomio, V. et Chu F. L. 2000. « The Effect of PCBs on Glycogen Reserves in the Eastern Oyster Crassostrea Virginica ». *Marine Environmental Research* 50(1-5):45-49.

Espinoza, H. M., Williams C. R. et Gallagher E. P. 2012. « Effect of cadmium on glutathione S-transferase and metallothionein gene expression in coho salmon liver, gill and olfactory tissues ». *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)* 110-111:37-44.

Galasso, H. L., Richard M., Lefebvre S., Aliaume C. et Callier M. D. 2018. « Body Size and Temperature Effects on Standard Metabolic Rate for Determining Metabolic Scope for Activity of the Polychaete *Hediste (Nereis) Diversicolor* ». *PeerJ* 6:e5675.

Garric J., Morin S. et Vincent-Hubert F. 2010. « Les biomarqueurs en écotoxicologie : définition, intérêt, limite, usage ». *Sciences Eaux Territoires* Numéro 1(1):12-17.

Gauthier-Clerc S. 2003. « Activité vitellogénique et stéroïdienne chez Mya arenaria (mollusque bivalve) durant la gamétogenèse et en réponse à une exposition au 17ß-oestradiol ». thesis, Nantes.

Geret F. et Cosson R. P. 2000. « Utilisation des métallothionéines comme biomarqueur de la contamination métallique : variabilité entre sites et organes chez l'huître ». *Oceanologica Acta* 11.

Gilbert F., Hulth S., Grossi V., Poggiale J. C., Desrosiers G., Rosenberg R., Gérino M., François-Carcaillet F., Michaud E. et Stora G. 2007. « Sediment Reworking by Marine Benthic Species from the Gullmar Fjord (Western Sweden): Importance of Faunal Biovolume ». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 348(1-2):133-44.

Gillet P. 2012. « Preliminary Data on the Bioturbation Activity of Hediste Diversicolor (Polychaeta, Nereididae) from the Loire Estuary, France ». *The Open Marine Biology Journal* 6(1):53-56.

Grant A., Hateley J. G., et Jones N. V. 1989. « Mapping the Ecological Impact of Heavy Metals on the Estuarine Polychaete Nereis Diversicolor Using Inherited Metal Tolerance ». *Marine Pollution Bulletin* 20(5):235-38.

Gremare A. et Olive P. J. W. 1986. « A preliminary study of fecundity and reproductive effort in two polychaetous annelids with contrasting reproductive strategies ». *International Journal of Invertebrate Reproduction and Development* 9(1):1-16.

Grouhel A.,Chiffoleau J. F., Crochet S., Ouisse V., Galgani F. et Munaron D. (2018). Contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises - Bilan de la Campagne ROCCHSED 2017. RST-RBE-BE-2018-01. https://doi.org/10.13155/57885

Gunnarsson J., Björk M., Gilek M., Granberg M., et Rosenberg R. 2000. « Effects of Eutrophication on Contaminant Cycling in Marine Benthic Systems ». *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29(4):252-59.

Hare L., Tessier A. et Borgmann U. 2003. « Metal Sources for Freshwater Invertebrates: Pertinence for Risk Assessment ». *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 9(4):779-93.

Holloway G. J., Sibly R. M. et Povey S. R. 1990. « Evolution in Toxin-Stressed Environments ». *Functional Ecology* 4(3):289-94.

Janer G., Sternberg R. M., LeBlanc G. A. et Porte C. 2005. « Testosterone Conjugating Activities in Invertebrates: Are They Targets for Endocrine Disruptors? » *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)* 71(3):273-82.

Johnston E. L. et Roberts D.A. 2009. « Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis ». *Environmental Pollution* 157(6):1745-52.

Koné, M., Dramane D., Sory T. K., Ardjouma D. et Valentin H.P. 2007. « Niveaux de Contamination des ETM (Cu, Zn , Fe, Cd et Pb) Dans les Tissus Mous du Gastéropode Tympanotonus Fuscatus Radula Collecté Dans La Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) ». 12.

Le Gal, Y., Lagadic, L., Le Bras, S., Caquet, T. (1997). Charge énergétique en adénylates (CEA) et autres biomarqueurs associés au métabolisme énergétique. In: L. Lagadic , T. Caquet , J.C. Amiard , F. Ramade , *Biomarqueurs en écotoxicologie, aspects fondamentaux.* (p. 241-285). Issy-les-Moulineaux, FRA : Elsevier Mason SAS. https://prodinra.inra.fr/record/133268

Léauté F. 2008. « Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau ».

Liess M. et Von Der Ohe P.C. 2005. « Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in Streams ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4):954-65.

Liston S. E., Newman S. et Trexler J.C. 2008. « Macroinvertebrate Community Response to Eutrophication in an Oligotrophic Wetland: An in Situ Mesocosm Experiment ». *Wetlands* 28(3):686-94.

Lopes Galasso H. 2018. « Bioremédiation des rejets de poissons par un polychète détritivore en vue d'un système aquacole intégré multi-trophique ». thesis, Montpellier.

Marchand J., Quiniou L., Riso R., Thebaut M. T. et Laroche J. 2004. « Physiological Cost of Tolerance to Toxicants in the European Flounder Platichthys Flesus, along the French Atlantic Coast ». *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)* 70(4):327-43.

Marty R. 1997. « Biologie de la reproduction et du developpement de deux especes d'annelides polychetes nereis diversicolor (o. F. Muller) et perinereis cultrifera grube ». thesis, Rennes 1.

Marty R. et Retière C. 1999. « LARVAL-TO-JUVENILE MOBILITY ACTIVITIES OF A HOLOBENTHIC SPECIES, NEREIS DIVERSICOLOR (O. F. MÜLLER) (POLYCHAETA: NEREIDAE)—THEIR INVOLVEMENT IN RECRUITMENT ». *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* 65(3):13.

Massé H., Nodot C. et Macé A. M. 1978. « INFLUENCE DE LA TEMPERATURE SUR LA REPRODUCTION ET LA SURVIE DE QUELQUES NASSARIIDAE (MOLLUSCA, GASTEROPODA) ». P. 367-74 in *Physiology and Behaviour of Marine Organisms*, édité par D. S. McLUSKY et A. J. Berry. Pergamon.

Matsumoto T., Osada M., Osawa Y. et Mori K. 1997. « Gonadal Estrogen Profile and Immunohistochemical Localization of Steroidogenic Enzymes in the Oyster and Scallop during Sexual Maturation ». *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* 118(4):811-17.

Mayer F. L., Versteeg D. J., McKeeM. J., Folmar L. C., Graney R. L., McCume D. L., Rattner B. A., Versteeg D. J. et McKee M. J. 2018. « Physiological And Nonspecific Biomarkers ». *Biomarkers*. Consulté 7 août 2019 (https://www.taylorfrancis.com/).

Mouneyrac C., Mastain O., Amiard J. C., Amiard-Triquet C., Beaunier P., Jeantet A., Smith B. et Rainbow P. 2003. « Trace-metal detoxification and tolerance of the estuarine worm Hediste diversicolor chronically exposed in their environment ». *Marine Biology* 143:731-44.

Nielsen A, Eriksen N., Iversen J. et Riisgård H. 1995. « Feeding, Growth and Respiration in the Polychaetes Nereis Diversicolor (Facultative Filter-Feeder) and N. Virens (Omnivorous)-a Comparative Study ». *Marine Ecology Progress Series* 125:149-58.

Oetken M., Bachmann J., Schulte-Oehlmann U. et Oehlmann J. 2004. « Evidence for Endocrine Disruption in Invertebrates ». *International Review of Cytology* 236:1-44.

Oglesby L. C. 1972. « Studies on the salt and water balance of Nereis diversicolor-II. Components of total sodium efflux ». *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 41(4):765-90.

Pinsker H. M. et Parsons D.W. 1985. « Temperature Dependence of Egg Laying InAplysia Brasiliana AndA. Californica ». *Journal of Comparative Physiology B* 156(1):21.

Pischedda L., Cuny P., Esteves J. L., Poggiale J. C. et Gilbert F. 2012. « Spatial Oxygen Heterogeneity in a Hediste Diversicolor Irrigated Burrow ». *Hydrobiologia* 680(1):109-24.

Scaps P. 1992. « Bases biologiques de l'elevage de deux especes d'annelides polychetes : nereis diversicolor (o. f. muller) et perinereis cultrifera (grube) ». thesis, Rennes 1.

Scaps P. 2002. « A Review of the Biology, Ecology and Potential Use of the Common Ragworm Hediste Diversicolor (O.F. Müller) (Annelida: Polychaeta) ». *Hydrobiologia* 470(1):203-18.

Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. et Matejka G. 1994. « Adsorption des ETM (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* 7(4):343.

Siah A., Pellerin J., Amiard J. C., Pelletier E. et Viglino L. 2003. « Delayed Gametogenesis and Progesterone Levels in Soft-Shell Clams (Mya Arenaria) in Relation to in Situ Contamination to Organotins and Heavy Metals in the St. Lawrence River (Canada) ». *Comparative Biochemistry and Physiology. Toxicology & Pharmacology: CBP* 135(2):145-56.

Smolders R., Bervoets L., De Coen W. et Blust R. 2004. « Cellular energy allocation in zebra mussels exposed along a pollution gradient: linking cellular effects to higher levels of biological organization ». *Environmental Pollution* 129(1):99-112.

Spooner N., Gibbs P.E., Bryan G. W. et Goad L. J. 1991. « The effect of tributyltin upon steroid titres in the female dogwhelk, Nucella lapillus, and the development of imposex ». *Marine Environmental Research* 32(1):37-49.

Universalis, Encyclopædia. s. d. « MOLLUSQUES ». *Encyclopædia Universalis*. Consulté 12 août 2019 (http://www.universalis.fr/encyclopedie/mollusques/).

Vernberg W. B. et O'Hara J. 1972. « Temperature–Salinity Stress and Mercury Uptake in the Fiddler Crab, Uca pugilator ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29(10):1491-94.

Vos J. G., Dybing E., Greim H. A., Ladefoged O., Lambré C., Tarazona J. V., Brandt I. et Vethaak A. D. 2000. « Health Effects of Endocrine-Disrupting Chemicals on Wildlife, with Special Reference to the European Situation ». *Critical Reviews in Toxicology* 30(1):71-133.

Widdows J., Donkin P., Staff F. J., Matthiessen P., Law R. J., Allen Y. T., Thain J. E., Allchin C. R. et Jones B. R. 2002. « Measurement of Stress Effects (Scope for Growth) and Contaminant Levels in Mussels (Mytilus Edulis) Collected from the Irish Sea ». *Marine Environmental Research* 53(4):327-56.

Widdows J., Nasci C. et Fossato V. U. 1997. « Effects of pollution on the scope for growth of mussels (Mytilus galloprovincialis) from the Venice Lagoon, Italy ». *Marine Environmental Research* 43(1):69-79.

Zeeck E., Hardege J. D., Willig A., Ikekawa N. et Fujimoto Y. 1994. « Sex Pheromones in Marine Polychaetes: Steroids from Ripe Nereis Succinea ». *Steroids* 59(5):341-44.

Annexes

Annexe 1 : Pertinence des substances prioritaires de la DCE vis-à-vis du milieu marin naturel

Pertinence des substances prioritaires de la DCE vis-à-vis du milieu marin littoral.

❶ Substances de la DCE non prioritaires pour le milieu marin	**Substances volatiles** - **Solvants chlorés** (chloroforme, 1,2-dichloroéthane, dichlorométhane) - **Hydrocarbures aromatiques** : benzène
❷ Substances de la DCE déjà considérées comme prioritaires pour le milieu marin (surveillance RNO)	- **Métaux** : mercure (*), plomb (*), cadmium (*), nickel [1] - **Hydrocarbures aromatiques** : naphtalène, anthracène, fluoranthène, HAP(*) *[benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1,2,3-cd)pyrène]* - **Pesticide** : lindane (*)
❸ Substances de la DCE devant être considérées comme prioritaires pour le milieu marin (apports possibles à l'échelle générale)	- **Substances benzéniques** : trichlorobenzènes (*), pentachlorobenzène, hexachlorobenzène, - **Métaux** : nickel - **Divers** : diphényléthers bromés, chloroalcanes à chaine courte (*), phthalate (DEHP) (*), hexachlorobutadiène, nonylphénols (*), octylphénols (*)
❹ Substances de la DCE pouvant être considérées comme prioritaires pour le milieu marin compte tenu des usages.	- **Pesticides** : alachlore, atrazine, chlorfenvinphos[2], chlorpyrifos, diuron[2], endosulfan (*), isoproturon, simazine, trifluraline(*) - **Biocides** : pentachlorophénol (*), TBT [(*) (3)]
❺ Substances qui ne figurent pas dans la liste DCE mais étant ou pouvant être préoccupantes pour le milieu marin	- Surveillance RNO : cuivre, chrome, zinc, PCB (*), DDT, autres HAP(*) ne figurant pas dans la liste DCE [*fluorène, phénanthrène, acénapthène, acénapthtylène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, dibenzo(a,h)anthracène*] - Substances prioritaires OSPAR non mentionnées précédemment (18) : **hydrocarbures aromatiques** (4-ter-butyltoluène), **ester organique** (ester éthylique d'acide néodécanoïque), **organohalogénés** (tetrabromobisphenol A, hexachlorocyclopentadiene, retardeurs de flamme au brome, polychlorodibenzodioxines (PCDD), polychlorodibenzofuranes (PCDF)), **composés organiques de l'azote** (4-(diméthylbutylamino)diphénylamine), **organophosphate** (phosphine triphényle), **organosilicone** (hexaméthyldisiloxane-HMDS), **pesticides** (dicofol, méthoxychlore), **produit pharmaceutique** (clotrimazole), **phénols** (2,4,6-tri-tert-butylphénol, nonylphénol/nonylphénol éthoxylates), **phtalates esters** (dibutylphtalate), **musc synthétique** (xylène musqué) - Autres subtances : produits pharmaceutiques (hormones, antibiotiques), métaux (argent, vanadium), pesticides (dichlorvos utilisé en pisciculture), dioxines….

(*) substances prioritaires OSPAR
(1) analysé depuis 2003
(2) peut être considéré également comme biocide
(3) le TBT fait l'objet d'une surveillance RNO à partir de 2003 (effets biologiques et surveillance chimique)

Annexe 2 : Tableau des groupes de taxons formés – Groupes 1 à 4

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
Abra segmentum	Brania arminii	Ampelisca typica	Arcuatula senhousia
Acromegalomma claparedei	Callipallene phantoma	Ampithoe spuria	Corbula gibba
Actiniaria	Leiochone leiopygos	Gastrana fragilis	Lucinella divaricata
Apherusa alacris	Notomastus	Sabellaria alveolata	Macroclymene santandarensis
Barbatia barbata	Aphelochaeta		Phoronis
Caulleriella alata	Perioculodes aequimanus		Prionospio cirrifera
Chaetozone christiei	Syllis garciai		Spisula subtruncata
Chaetozone gibber	Thyasira flexuosa		
Cirrophorus furcatus	Nucula hanleyi		
Corophium	Parapionosyllis elegans		
Cossura	Nucula nitidosa		
Cyathura carinata	Gibbomodiola adriatica		
Dipolydora	Vermiliopsis infundibulum		
Ericthonius brasiliensis	Pholoe inornata		
Euchone	Petaloproctus terricolus		
Gallardoneris iberica	Cirriformia tentaculata		
Gammarus insensibilis	Amphiura chiajei		
Harmothoe gilchristi	Protocirrineris chrysoderma		
Heteromastus filiformis	Amphiura mediterranea		
Idotea balthica	Amphipholis squamata		
Idotea pelagica			
Insecta			
Iphinoe serrata			
Lysianassina longicornis			
Melinna palmata			
Microdeutopus gryllotalpa			
Micromaldane ornithochaeta			
Nemertea			
Nephtys assimilis			
Oligochaeta			
Oxydromus pallidus			
Parvicardium exiguum			
Phtisica marina			
Phyllodoce mucosa			
Platyhelminthes			
Prionospio fallax			
Schistomeringos rudolphi			
Spio decorata			
Thelepus setosus			

Annexe 3 : Tableau des groupes de taxons formés – Groupes 5 à 8

Groupe 5	Groupe 6	Groupe 7	Groupe 8
Armandia cirrhosa	Abra alba	Abra nitida	Capitella capitata
Bittium reticulatum	Alitta succinea	Athanas nitescens	Cerastoderma glaucum
Ericthonius punctatus	Amphictene auricoma	Cymodoce truncata	Chironomidae
Eumida sanguinea	Astacilla longicornis	Dynamene bidentata	Eunice vittata
Gammarus aequicauda	Chaetozone caputesocis	Hilbigneris gracilis	Exogone verugera
Idotea chelipes	Chondrochelia savignyi	Limaria hians	Ficopomatus enigmaticus
Loripes orbiculatus	Corophium orientale	Lumbrineris latreilli	Flabelligera affinis
Medicorophium rotundirostre	Exogone	Musculus subpictus	Glycera
Melita palmata	Hydroides norvegicus	Pilargis verrucosa	Glycera alba
Microdeutopus	Leiochrides deltaicus	Pista mediterranea	Glycera lapidum
Mytilaster marioni	Lekanesphaera hookeri	Platynereis dumerilii	Glycera tridactyla
Mytilaster minimus	Loripinus fragilis	Pseudoleiocapitella fauveli	Glycera unicornis
Nephtys kersivalensis	Lysianassa costae		Grandidierella japonica
Phyllodoce maculata	Mediomastus		Harmothoe antilopes
Tricolia pullus	Microdeutopus versiculatus		Hediste diversicolor
Vermiliopsis	Modiolus barbatus		Hydroides dianthus
	Moerella donacina		Malacoceros fuliginosus
	Mya arenaria		Monocorophium insidiosum
	Mytilaster solidus		Nematoda
	Neanthes acuminata		Polydora cornuta
	Nereiphylla rubiginosa		Pseudopolydora antennata
	Oxydromus flexuosus		Spio symphyta
	Polititapes aureus		Streblospio shrubsolii
	Serpula concharum		Sycon
	Spiochaetopterus costarum		

BOUQUET Aurélien

REPONSE DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE, ET EN PARTICULIER DU POLYCHAETE *HEDISTE DIVERSICOLOR*, A LA CONTAMINATION CHIMIQUES DES SEDIMENTS DES LAGUNES MEDITERRANEENNES

Thèse d'Etat de Doctorat Vétérinaire : Lyon, Le 5 décembre 2019

RESUME : Cette étude a pour objectif, d'une part, de déterminer si les contaminants chimiques dans les sédiments des lagunes méditerranéennes ont un impact sur la macrofaune benthique qui s'y trouve, et d'autre part, d'évaluer la possibilité d'utiliser l'annélide polychaete *Hediste diversicolor* en tant que bio-indicateur du niveau de contamination. Premièrement, nous avons étudié des données provenant de campagnes relatives à l'hydrologie des lagunes (2015), de prélèvements de macrofaune (2015) et de contaminants chimiques (2017). Nous avons analysé conjointement ces données sur R par le biais d'ACP et d'analyses de co-inertie. Il a été mis en évidence un impact des variables hydrologiques et géomorphologiques des lagunes sur la répartition de la macrofaune, mais aucun impact significatif des contaminants chimiques n'a été montré. Par la suite, nous avons prélevé des vers (*H.diversicolor*) dans deux lagunes : La Peyrade (très contaminée) et Ayrolle (peu contaminée). Nous avons mesuré des paramètres biométriques sur ces individus : le poids frais et la longueur des trois premiers segments (L3). Nous avons analysé les données à l'aide de boxplots et d'une modélisation du rapport poids frais/L3. Celui-ci était significativement plus petit en milieu contaminé qu'en milieu non contaminé, cette différence étant d'autant plus visible pour les individus dont la L3 dépassait 2mm. Cette taille correspondant au début de la croissance pondérale, on suppose que les contaminants altèreraient cette phase de croissance, peut-être à cause d'un impact sur l'allocation des ressources ou bien sur la reproduction. Cela irait dans le sens d'une possible utilisation de *H.diversicolor* en tant que bio-indicateur de la contamination chimique des lagunes méditerranéennes.

MOTS CLES :

- Animaux – Effets de la pollution de l'eau
- Animaux des lagunes
- Indicateurs biologiques
- Ecotoxicologie

JURY :

Président : Monsieur le Professeur Jean Baptiste Pialat

1er Assesseur : Monsieur le Professeur Philippe Berny
2ème Assesseur : Madame le Professeur Jeanne Marie Bonnet

DATE DE SOUTENANCE : 5 décembre 2019