Master professionnel 2ème année 2015-2016
Mention Sciences de l'Environnement Terrestre
Spécialité GEMA-Zones humides méditerranéennes

Rapport de stage de master professionnel

Suivi post-travaux de la macrofaune benthique et évaluation de l'état écologique des lagunes du site des Etangs et marais des salins de Camargue



Présenté par Pauline SCIBEK

du 01 mars au 31 août 2016

Structure d'accueil : Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes de la Tour du Valat

Maître de stage : Marc Thibault, chef de projet

Tuteur universitaire : Evelyne Franquet

Master professionnel 2ème année 2015-2016
Mention Sciences de l'Environnement Terrestre
Spécialité GEMA-Zones humides méditerranéennes

Rapport de stage de master professionnel

Suivi post-travaux de la macrofaune benthique et évaluation de l'état écologique des lagunes du site des Etangs et marais des salins de Camargue

Présenté par Pauline SCIBEK

du 01 mars au 31 août 2016

Structure d'accueil : Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes de la Tour du Valat

Maître de stage : Marc Thibault, chef de projet

Tuteur universitaire : Evelyne Franquet

RESUME

Les travaux faisant l'objet de ce mémoire s'inscrivent dans la continuité des études engagées antérieurement par la Tour du Valat sur les anciens salins du site des Etangs et marais des salins de Camargue. Afin de favoriser la renaturation de ces anciennes lagunes salicoles, des travaux de reconnexions hydrauliques ont été entrepris en 2014 et 2015. L'objectif de la présente étude est d'étudier les trajectoires d'évolution des milieux lagunaires et d'évaluer les éventuels effets des travaux sur l'état écologique des lagunes. Des prélèvements biotiques (invertébrés benthiques) et physico-chimiques ont été effectués d'avril à début juin. Nos résultats ont mis en évidence que la plupart des lagunes ciblées par les travaux hydrauliques montrent une évolution de la structure et de la composition de leurs communautés d'invertébrés. L'indice M-AMBI a révélé une amélioration de l'état écologique des lagunes visées par un objectif de déconfinement. Pour certains plans d'eau, l'étude a aussi révélé un déséquilibre dans les peuplements, attribué à la variabilité importante des conditions climatiques ou à des perturbations hydrauliques persistantes. Cependant, il s'impose un suivi à long terme des variables biotiques et abiotiques afin d'appréhender la part du phénomène liée au climat et celle résultant du processus de restauration.

Mots clés : Indices métriques Lagunes, Macroinvertébrés Renaturation

ABSTRACT

This master thesis contributes to ongoing research conducted by the Tour du Valat in the former salt pans of the « Etangs et marais des salins de Camargue ». Important hydrological work was undertaken in 2014 and 2015 in order to improve the renaturalisation of these abandoned salt lagoons. The aim of the present study is to investigate the potential impacts of this work on the lagoons' ecological state and monitor the evolution over time.Field work collecting biotic (i.e. benthic invertebrates) and physicochemical samples was carried out from April to early June 2016. Our results revealed that most of the lagoons targeted by the new hydrological connections showed modifications in structure and composition of their invertebrate communities. The M-AMBI index indicated an improvement of the ecological state of the lagoons with reduced confinement. In some lagoons, we highlighted an imbalance in communities that can be related to considerable variability in climatic conditions or to persistent hydraulic disturbances. However, long-term monitoring of biotic and abiotic variables is required in order to determine the influence of climatic versus restoration processes.

Keywords: Benthic invertebrates, Lagoons, Metric index, Renaturalisation,

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement mon tuteur, Marc Thibault de m'avoir accepté pour ce stage. Son expertise pointilleuse, sa disponibilité, ses conseils et sa bonne humeur ont été des qualités ayant contribué au bon déroulement du stage.

Je tiens aussi tout particulièrement à remercier Gaétan Lefebvre pour sa patience infaillible lors de ses explications des tests statistiques. Je le remercie grandement de m'avoir secouru dans les analyses de données et rassuré quand la panique m'envahissait.

De plus, je remercie Samuel Hilaire de m'avoir aidé dans la détermination des espèces. J'admire sa patience et sa sagesse qui m'ont permis d'apprendre davantage sur les peuplements benthiques en milieu lagunaire. Je remercie aussi l'aide apporté par Evelyne Franquet, Francesca Rossi et Frédérique Carcaillet de l'UMR Marine Biodiversity Exploitation & Conservation.

Je remercie grandement Tatiana Fuentes de m'avoir accompagnée sur les anciens salins et d'avoir été d'une compagnie chaleureuse. Je remercie également Antoine Arnaud de m'avoir accompagné.

Pour les nombreuses et interminables séances de tamisage, je tiens à remercie l'équipe stagiaires de s'être dévouée à m'aider. Je la remercie merci aussi d'avoir contribuée à l'ambiance chaleureuse de la Tour du Valat.

Enfin, je remercie Marie-Antoinette pour sa grande disponibilité malgré un emploi du temps plus que chargé et je remercie l'équipe de la Tour du Valat pour leur accueil.

SOMMAIRE

..... 5
PRESENTATION DE LA TOUR DU VALAT 3
I. INTRODUCTION 1
II. MATERIELS ET METHODES 6
2.1. Caractéristiques du site d'étude **6**
2.2. Période d'échantillonnage **10**
2.3. Méthode d'échantillonnage **10**
2.4 Calibrage de l'échantillonnage **11**
2.5 Traitement et identification des échantillons **12**
2.6 Paramètres mesurés **12**
2.7 ANALYSES STATISTIQUES **15**
3 RESULTATS 17
3.1 Calibrage de l'échantillonnage **17**
4.2 Evolution biotique des lagunes temporaires et permanentes. **20**
4.3 Evolution abiotique des lagunes temporaires et permanentes. **22**
4.4 Evolution de la structure des communautés benthiques au sein de chaque station 24
3.6 Evolution biotique des stations. **28**
4.6 Qualité biologique des lagunes permanentes **33**
4 DISCUSSION 34
5 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 38
6 REFERENCES CITEES 39
ANNEXES 42

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Liste des figures :

Figure 1 : courbes de raréfaction estimant le pourcentage d'espèces détectées en fonction de l'effort d'échantillonnage au sein des lagunes permanentes (à gauche) et temporaires (à droite) 17

Figure 2: courbes de raréfaction estimant le nombre d'espèces échantillonnées en fonction de l'effort d'échantillonnage dans les lagunes permanentes 18

Figure 3 : courbes de raréfaction estimant le nombre d'espèces échantillonnées en fonction de l'effort d'échantillonnage dans les lagunes temporaires. 19

Figure 4 : A. Représentation de l'évolution des stations entre 2015 et 2016 sur le plan factoriel F1*F2.Les flèches reconstituent la trajectoire d'évolution temporelle des stations. Les stations permanentes sont représentées en vert et noir et les temporaires en rouges. B .Les contributions absolues des espèces pour la construction des axes 1 et 2 sont exprimées en pourcentages de l'inertie de chaque axe…….. 20

Figure 5 : A Représentation de l'évolution entre 2015 et 2016 des stations sur le plan factoriel F1*F2. Les flèches reconstituent la trajectoire d'évolution temporelle des stations. Les stations permanentes sont représentées en vert et les temporaires en rouges. B. Les contributions absolues des paramètres abiotiques pour la construction des axes 1 et 2 sont exprimées en pourcentages de l'inertie de chaque axe……22

Figure 6: Représentations graphiques des évolutions entre 2015 et 2016 de l'abondance, de la richesse spécifique, des indices de Shannon-Wiever et de l'Equitabilité de Piélou entre les stations échantillonnées issus du GLM. (*signifie que la p-value est inférieure à 0,05 ** p-value est inférieure à 0,01 *** p –value est inférieure à 0,001). Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. ..... **Erreur ! Signet non défini.**

Figure 7: Graphiques issus des tests t représentant la salinité mesurée lors des prélèvements (à gauche) et la salinité minimum observée durant les 12 derniers mois précédant les prélèvements (à droite). Y sont indiqués la moyenne, l'erreur type. 26

Liste des tableaux :

Tableau 1: Données de variables environnementales (hauteur d'eau*, salinité*, salinités minimale** et maximale**, transparence* nombre de mois d'assèchement**, le pourcentage de sable** et d'argile et limons**) mesurées sur chaque station, avec (*) variables mesurées

lors des prélèvements, (**) variables mesurées durant les 12 mois précédant les prélèvements .Les unités pour ces paramètres : hauteur d'eau(m), les salinités (%°) et la transparence (cm) 27

Tableau 2 : stations en fonction des distances euclidiennes des variables abiotiques et biotiques entre leur position 2015 et 2016 selon les deux premiers axes de l'ACP (figures 4 et 5) et évolution de leur communautés benthiques selon l'analyse GLM (pour les groupes significativement différents; et tendances 2015 et 2016. Les stations sont ordonnées en fonction de leur valeur décroissante des distances euclidiennes de la variable biotiques..... 28

Tableau 3: Présentation des variables biotiques (espèces, famille ou genre) corrélées significativement aux variables abiotiques (hauteur d'eau, salinité, salinité minimum (mini), salinité maximum (max), nombre de mois d'assèchement au cours des 12 derniers mois , le pourcentage de sables et celui des argiles et limons par la présence du p-value (p)) ou non (présence du tiret dans le cas contraire)..... 32

Tableau 4: Résultats des calculs des indices AMBI et M-AMBI pour les lagunes Rascaillan, Galabert 2 et Beauduc échantillonnées en 2015 et 2016. Y sont indiqués les proportions des groupes de polluo-sensibilités différentes (de I à V) et les indices métriques (richesse et diversité) associés à chaque lagune. 33

Liste des cartes :

Cartes 1 à 2 : 1 : Localisation des étangs et marais des salins de Camargue, 2 : Schéma de la circulation des eaux et gestion des salinités pendant leur exploitation salicole…….4

Carte 3 : Schéma des travaux proposés pour la restauration hydraulique……..5

Carte 4 : Schéma de la circulation des eaux en 2016…….5

Carte 5: Représentation de la zone d'étude et localisation des stations d'échantillonnage de la macrofaune benthique……..9

PRESENTATION DE LA TOUR DU VALAT

La Tour du Valat (TDV) est un organisme privé de recherche dédié à la conservation des zones humides méditerranéennes. Elle est située en Camargue, près du hameau du Sambuc (commune d'Arles, département des Bouches-du-Rhône). Créée par Luc Hoffmann en 1954, elle a pour forme juridique une fondation à but non lucratif, reconnue d'utilité publique depuis 1978.

La TDV emploie plus d'une soixantaine de personnes qui interviennent principalement en Camargue et sur le pourtour méditerranéen français ; des projets et diverses collaborations scientifiques sont également développés dans plusieurs autres pays du bassin Méditerranéen, notamment en Slovénie, en Espagne, en Italie, en Turquie, au Maroc et en Algérie. L'organisation de la TDV s'articule autour de 3 directions (annexe 1). Les équipes scientifiques sont organisées dans trois départements (Tour du Valat, 2016) :

- **Département Conservation des espèces :** l'objectif est de trouver des solutions à des problèmes de conservation impliquant des espèces des zones humides méditerranéennes, qu'elles soient menacées ou sources de problèmes sanitaires ou économiques. Les activités de recherche visent (1) à comprendre la dynamique des espèces, (2) comprendre les interactions entre biodiversité et santé publique et (3) prédire la répartition des espèces et des agents pathogènes en fonction de la dynamique des paysages. Les activités de recherche se concentrent sur des espèces endémiques (ex : Truite marbrée), des espèces au statut de conservation défavorable (ex : Goéland railleur, amphibiens, Cistude d'Europe), des espèces emblématiques des zones humides méditerranéennes (ex : Flamant rose) ou bien qui sont exploitées (ex : canards, Anguille).
- **Département Conservation des écosystèmes :** l'objectif général et de contribuer à préserver la biodiversité, les fonctions et les services des écosystèmes dans un contexte de changements globaux, en s'appuyant sur trois axes : la modélisation, la restauration et la gestion des écosystèmes. Les principaux sites de projet sont la Camargue (en particulier le site des Etangs et marais des salins de Camargue, les

étangs du Charnier-Scamandre et les domaines de la Tour du Valat, du Petit Saint-Jean et du Cassaïre) et le delta du Gediz.

- **Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes :** il a pour but d'analyser à l'échelle du bassin Méditerranéen, l'état et les tendances des zones humides et de leur biodiversité, les biens et services qu'elles procurent, ainsi que les facteurs environnementaux et les pressions qui expliquent ces tendances. Un autre objectif est de promouvoir la protection, la restauration et l'utilisation durable des zones humides.

La Tour du Valat est également propriétaire d'un domaine de 2600 hectares, constitué d'habitats naturels caractéristiques de la Camargue et incluant des milieux rares et menacés tels que les mares temporaires méditerranéennes, les pelouses xériques méditerranéennes et les fourrés halophiles (appelés localement sansouires). La plus grande partie de cette propriété (1 844 ha) est classée en Réserve Naturelle Régionale.

La gouvernance de la TDV est assurée par deux fondations œuvrant en relation étroite (www.tourduvalat.org) :
- La Fondation Tour du Valat, fondation de droit français reconnue d'utilité publique dont les statuts ont été validés par le Conseil d'Etat en 2008, gère l'ensemble de l'activité de la TDV.
- La Fondation Pro Valat, structure de droit suisse, est en charge de la gestion et de la protection du capital dédié à la TDV et alloue annuellement le revenu de ce capital à la Fondation Tour du Valat, dans le cadre d'un dialogue programmatique.

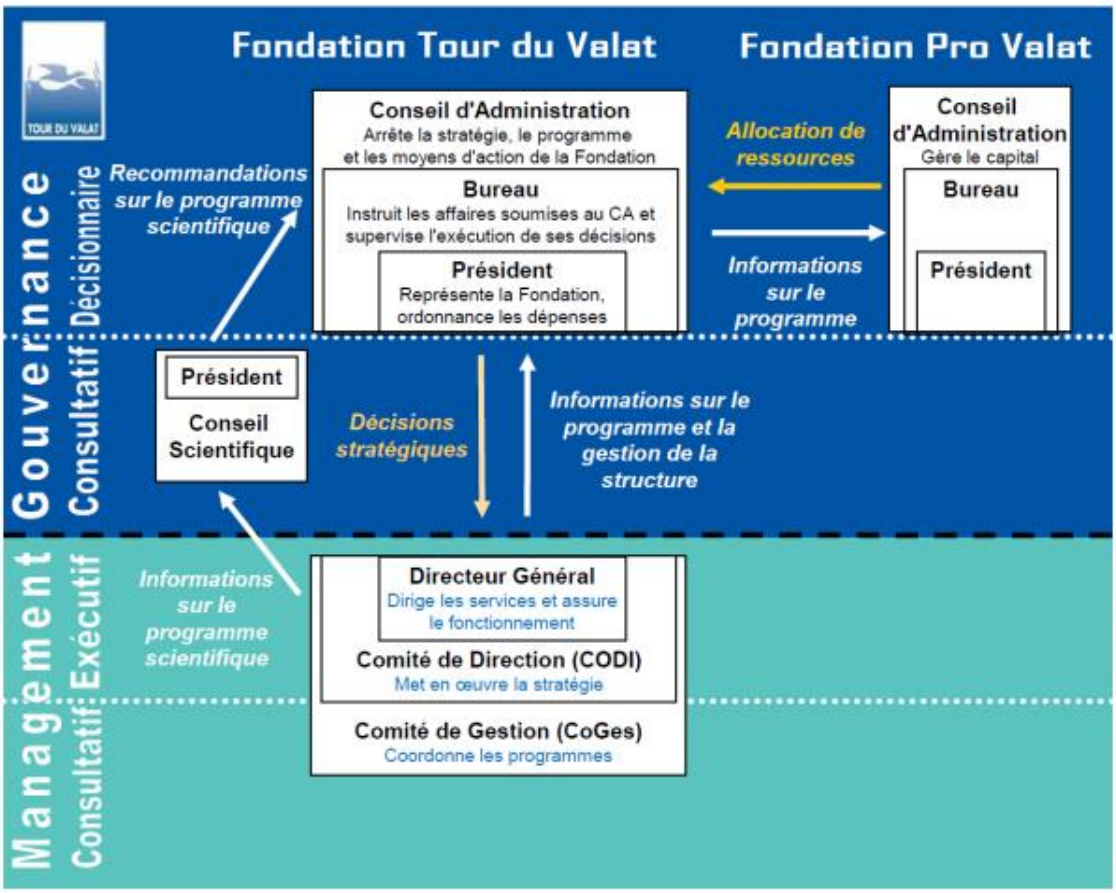


Figure 1: Organigramme de la Tour du Valat

La TDV dispose de plusieurs sources de financement (prévisionnel pour l'année 2016) :

- la subvention de la Fondation MAVA (2600 K€)
- les conventions externes (1636 K€)
- la subvention d'équilibre Pro Valat (758 K€)
- les autres recettes (459 K€) : subventions agricoles, cantines, hébergements, revenus de la manade.

La Fondation TDV bénéficie de subventions publiques et de contrats venant notamment de l'Union Européenne, du Ministère de l'Ecologie, du Syndicat Mixte de Gestion de la Camargue Gardoise, de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.

Les dépenses comprennent les investissements (193 K€) les frais de fonctionnements (déplacements, réception de partenaires, services supports, etc.) (1529 K€), les salaires (3731 K€).

Le montant total du budget prévisionnel pour cette année s'établit à 5453 K€

I. INTRODUCTION

Les zones humides sont des milieux caractérisés par une forte diversité biologique et une productivité importante. Elles assurent de multiples fonctions hydrologiques, écologiques et socio-économiques (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse http://www.eaurmc.fr/) mais subissent de nombreuses modifications et sont souvent fortement exploitées. La France a perdu près de 67 % de ses zones humides depuis le début du XX^{ème} siècle (http://www.zones-humides.eaufrance.fr) cependant entre 1990 et 2010, un ralentissement de la tendance de la dégradation des zones humides a été enregistré (http://www.zones-humides.eaufrance.fr). De nombreuses initiatives et politiques publiques ont donc été développées en faveur des zones humides. En 1971, la Convention de Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale a été adoptée et elle est actuellement signée par 168 pays. Les politiques européennes de gestion durable des ressources naturelles et de préservation de la biodiversité (Directive Cadre 2000/60/CE sur l'Eau, réseau « Natura 2000 » issu des directives 92/43/CEE « habitats » et 79/409 /CEE « oiseaux ») renforcent la protection des zones humides. En France, la loi sur l'eau (1992), puis la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (2006) ont permis de préciser le cadre juridique de ces milieux et en 1995, un Plan National d'Action a été adopté sous l'impulsion du Ministère en charge de l'environnement pour sauvegarder et reconquérir les zones humides ; un troisième Plan National d'Action est en cours actuellement (2014-2018). Le Conservatoire du littoral est un établissement public qui poursuit en France une politique de maîtrise foncière sur le littoral et les rivages lacustres ; dans ce cadre il préserve d'importantes superficies de zones humides littorales.

La Camargue est la plus grande zone humide française et se distingue par une importante biodiversité (Pôles relais lagunes méditerranéennes, 2007). Elle est située dans le delta du Rhône, qui s'étend sur 140,000 ha. Dès la seconde moitié du XIX^{ème} siècle, cette région est totalement endiguée avec des digues fluviales surélevées à la suite de la grande crue du Rhône de 1856 et la construction de la Digue-à-la-Mer. L'introduction artificielle d'importantes quantités d'eau douce du fleuve à des fins agricoles conduit aujourd'hui à une présence de l'eau tout au long de l'année sur l'ensemble du territoire (Allouche *et al.*, 2015). La Camargue est alimentée partiellement en eau douce par les pluies, mais aussi par le pompage des eaux du Rhône destinées à l'irrigation, notamment pour l'agriculture et la chasse au gibier d'eau. Ces activités induisent une forte demande en eau et se traduisent par une irrigation sans assèchement estival, occasionnant des perturbations hydrologiques et des changements dans

les communautés faunistiques et floristiques des zones humides (Allouche *et al.*, 2015). (Mathevet ,2004) apporte une synthèse des problématiques de gestion de ses zones humides. Il décrit la Camargue de par ses nombreux aménagements comme « une nature modifiée, calculée, provoquée, imposée, produite par la technique, par une activité humaine finalisée sans tenir compte des contraintes naturelles locales. Il s'agit d'une nature factice dont la genèse et le fonctionnement dépendent entièrement de l'homme ». La conservation de la nature est devenue un élément important de la gestion du territoire, s'exprimant par la multiplication des espaces protégés, dont les périmètres incluent aujourd'hui de vastes superficies de lagunes côtières. Celles-ci sont définies comme des étendues d'eau salée côtières, peu profondes, de salinité et de volume d'eau variables, séparées de la mer par une barrière de sable, de galets ou plus rarement par une barrière rocheuse (Pôles relais lagunes méditerranéennes ,2013). Elles constituent un habitat prioritaire de la directive « Habitats » de l'Union européenne.

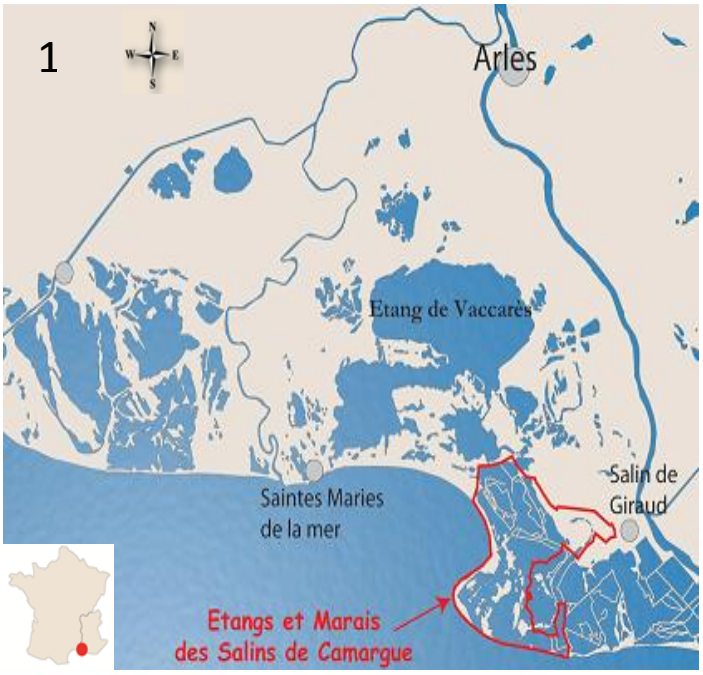
Le site des étangs et marais des salins de Camargue, propriété du Conservatoire du littoral (Cdl), est situé au sud de l'île de Camargue, dans la partie laguno-marine du delta et à l'ouest du village de Salin-de-Giraud, sur les communes d'Arles et des Saintes-Maries-de-la-Mer. Il est entièrement inclus dans le périmètre du site d'intérêt communautaire « Camargue » (n° FR9301592) désigné au titre de la directive « Habitats ». Il couvre une surface de 6257 hectares dont environ 3500 ha de lagunes (carte 1). Ce site qui présente une valeur écologique importante a en grande partie été aménagé pour la saliculture à partir de la fin des années 1950 (carte 2) (Tour du Valat, 2012). En 2008, suite à des difficultés financières, le Groupe Salins a pris la décision de réduire sa production de sel en vendant près de la moitié du Salin de Giraud au Conservatoire du littoral (Tour du Valat, 2012). Le transfert foncier est intervenu en plusieurs actes de vente entre 2009 et 2012 et ce n'est qu'en 2012 que la gestion hydraulique salicole a été totalement interrompue sur les secteurs vendus au Cdl. Bien que les aménagements (endiguements, stations de pompage) et la gestion salicoles ont avantagé certaines espèces d'oiseaux d'eau et plus particulièrement les flamants roses (*Phoenicopterus roseus*), ils ont fortement modifié le fonctionnement hydrologique du site et ses écosystèmes : les salinités élevées, le cloisonnement des étangs et leur déconnection avec les sous-bassins versants périphériques ont notamment eu pour conséquence de modifier les caractéristiques abiotiques et biotiques des milieux lagunaires (Tour du Valat, 2012).

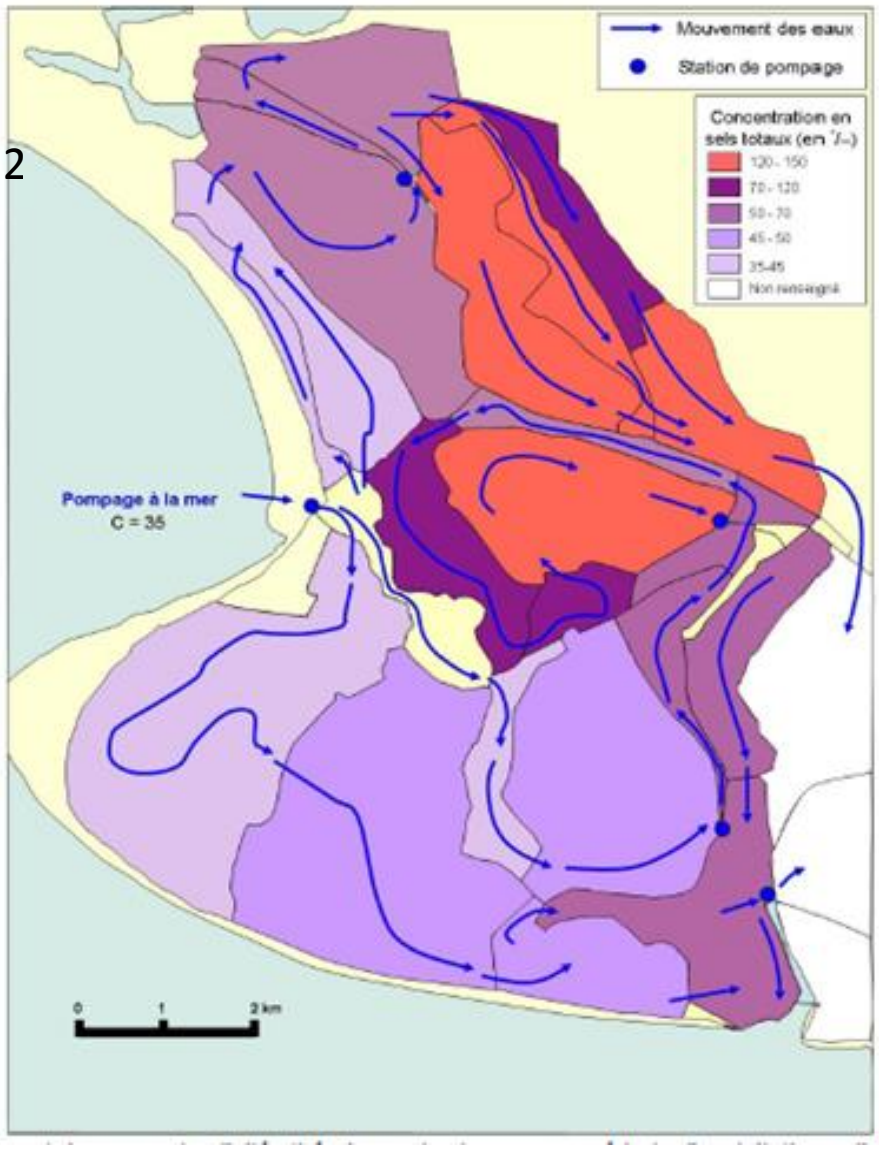
Le transfert du site au Cdl constitue une opportunité importante pour mener un projet de restauration sur une vaste zone humide. Ce besoin de restauration répond au constat d'une dégradation. En effet, « la restauration écologique peut s'entendre comme une action visant à

améliorer l'état écologique ou bien à retrouver un fonctionnement écologique meilleur qui se matérialise notamment par le retour d'espèces indicatrices d'un fonctionnement amélioré » (Bazin & Barnaud, 2002). La réhabilitation écologique d'un milieu consiste à y restaurer l'écosystème présent antérieurement, ou un environnement proche ou à plus forte naturalité. Dans le cas des anciens salins, ceux-ci sont décrits comme un site instable et dynamique (du fait notamment du trait de côte qui évolue rapidement, de la dynamique côtière incluant les transits sédimentaires), tel que le sont typiquement les zones côtières en contexte deltaïque (Parc naturel régional de Camargue, 2016).Dans ce contexte, l'objectif n'est pas pour les lagunes des anciens salins de fixer un état écologique précis que l'on chercherait à restaurer mais de favoriser sa renaturation par « des opérations d'aménagements restauratoires puis conservatoires visant à réhabiliter un milieu vers un état proche de son état naturel d'origine » (Boissery, 2014). Il a ainsi été privilégié la restauration des processus naturels (rétablissement des écoulements hydrauliques, de la dynamique côtière (incluant les transferts de sédiments)).

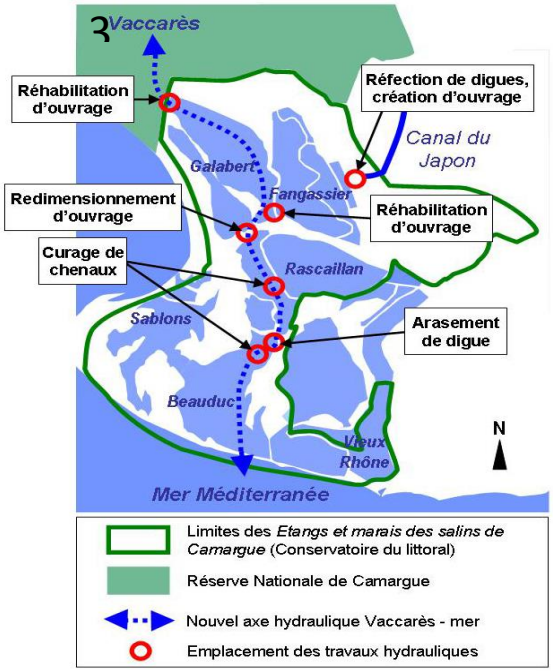
Le programme européen LIFE+ Nature MC SALT a pour objectif la mise en œuvre de mesures de gestion et de restauration sur 5 sites salins (en activité ou non exploités), dont 2 en France, 2 en Italie et un en Bulgarie. Sur le site des Etangs et marais des salins de Camargue, il constitue un outil pour initier une première série d'actions de restauration des milieux lagunaires. Ces actions sont menées par la Tour du Valat et le Parc naturel régional de Camargue. Les travaux hydrauliques réalisés sur ce site en 2014 et 2015 avaient notamment pour objectifs d'améliorer les connexions hydrauliques entre les lagunes, de reconnecter les anciens salins à l'hydrosystème Vaccarès (situé au Nord du site) et améliorer l'état écologique des milieux lagunaires. Ce mode de gestion est moins coûteux que le maintien des infrastructures et de la gestion salicoles et se rapproche du fonctionnement du site avant son aménagement pour la saliculture (carte 3).Les macroinvertébrés constituent de bons intégrateurs des conditions environnementales du fait de leur sensibilité aux pressions anthropiques ainsi que leur sédentarité (Gibson *et al.,* 2000). Un suivi de la macrofaune benthique a été réalisé en 2015, immédiatement après la fin des travaux. Dans le cadre de mon stage, ce suivi a été renouvelé par le biais d'une campagne de terrain.

La présente étude a pour objectif, à travers ces relevés macrobenthiques et physico-chimiques, de comparer la situation un an après travaux (2016) avec celle observée immédiatement après leur finalisation (2015), autrement dit d'étudier les trajectoires d'évolution des milieux lagunaires et évaluer les éventuels effets des travaux. Ainsi, nous pourrons discuter de l'efficacité du mode de gestion entrepris.

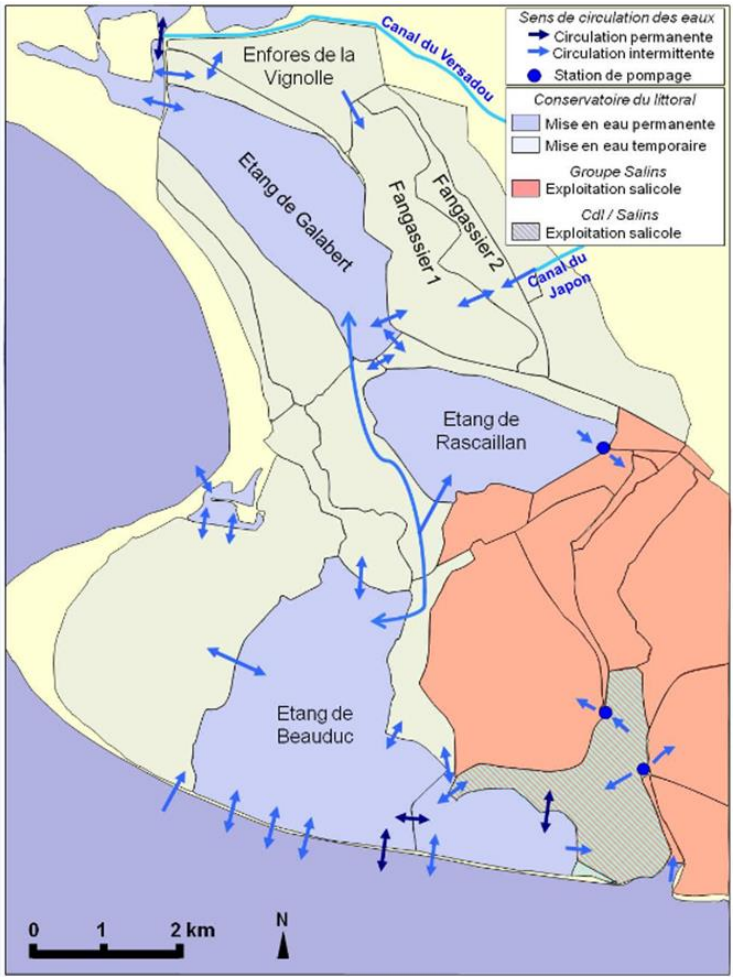




Cartes 1 à 2 : 1 : Localisation des étangs et marais des salins de Camargue, 2 : Schéma de la circulation des eaux et gestion des salinités pendant leur exploitation salicole (Tour du Valat, 2012)



Carte 3 : *Schéma des travaux proposés pour la restauration hydraulique (Tour du Valat, 2012)*



Carte : 4 : Schéma de la circulation des eaux en 2016 (Tour du Valat).

II. MATERIELS ET METHODES

2.1. Caractéristiques du site d'étude

Les anciens salins sont constitués de terrains gagnés récemment sur la mer, qui sont à nette tendance sableuse, témoignant d'un alluvionnement intense (Tour du Valat, 2012). Les avancées successives des lignes de rivage ont construit de vastes ensembles de cordons dunaires qui ont peu à peu isolé une partie des étangs et des lagunes. L'altitude de la plus grande partie du site est proche ou en deçà du niveau de la mer. Les étangs sont de faible profondeur et leurs dimensions sont généralement importantes, atteignant jusqu'à 500 ha. L'empreinte du sel détermine la composition des milieux halomorphes et son influence varie en fonction d'un gradient de salinité qui décroit selon la topographie.

Le climat est de type méditerranéen avec des automnes et des printemps pluvieux et des étés chauds et secs. L'ensoleillement est important, avec en moyenne 300 jours de soleil par an dans les Bouches-du-Rhône (Tour du Valat, 2012). Ce climat présente en Camargue quelques spécificités :

- l'absence de relief et la situation au débouché du couloir rhodanien et à proximité de la mer accentuent la fréquence et la violence des vents,
-l'influence de la mer se traduit notamment par un gradient pluviométrique du sud vers le nord.

Les précipitations sont parmi les plus faibles de France, avec une moyenne annuelle de 620 mm à la station météorologique de la Tour du Valat sur la période 1993-2009. Le régime pluviométrique est très irrégulier, avec un intervalle de valeurs annuelles compris entre 252 mm (1969) et 1049 mm (1996). Des variations de pluviométrie très importantes ont été enregistrées entre septembre 2014 et avril 2015 (750.3mm) et entre septembre 2015 et avril 2016 (333.6mm) (station météorologique de la Capelière, données : Société Nationale de Protection de la Nature). Les vents soufflent pratiquement en permanence. La vitesse moyenne annuelle toutes directions confondues sur la période 1993-2009 est proche de 20 km/h (soit 5 m/s) (Tour du Valat, 2012). Les vents dominants sont de secteurs Nord (Mistral) et Nord-Ouest (Tramontane) et représentent en fréquence, près de la moitié du temps. Ces vents sont froids et secs et soufflent souvent violemment. Les vents ont également une grande influence sur les étangs, en provoquant le basculement des masses d'eau. Les vents de Sud, associés à une surcote du niveau marin, entraînent des entrées d'eau de mer et font obstacle à

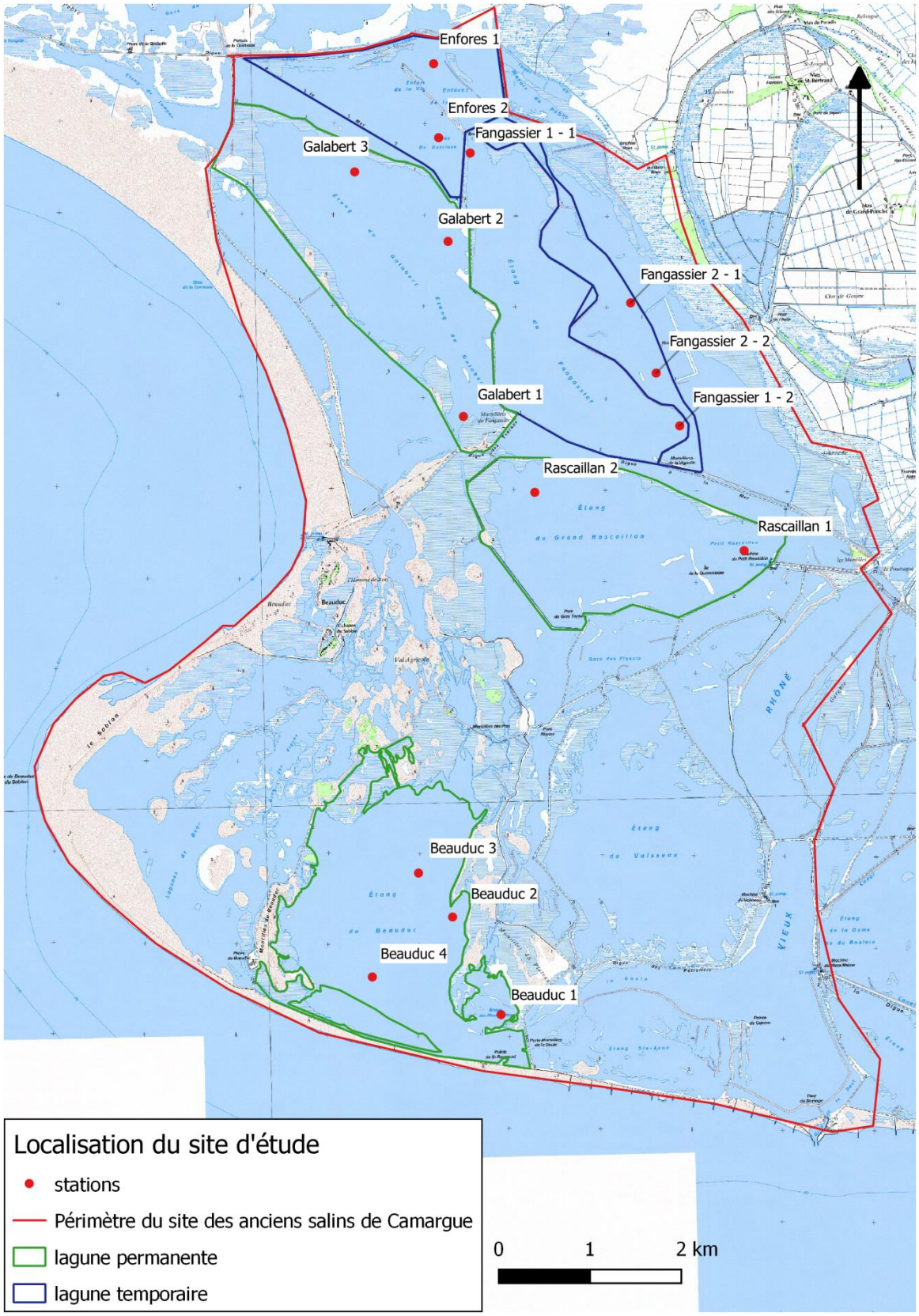
l'écoulement des eaux vers la mer. Les températures estivales élevées, la forte insolation et l'omniprésence des vents sur le delta conduisent à une évaporation importante. L'évaporation de l'eau libre représente un minimum de 30 mm en décembre et janvier et des valeurs comprises entre 200 et 250 mm pour les mois de juin à août. La hauteur d'eau potentiellement évaporée sur un plan d'eau pendant une année dépasse en moyenne 1400 mm, à l'origine d'un déficit hydrique important (800 mm /an en moyenne). Ce déficit hydrique, variable d'une année sur l'autre, constitue une contrainte très importante pour les communautés des milieux lagunaires.

Bref historique du site (Tour du Valat, 2012)
Jusqu'à la fin des années 1950, le site était peu aménagé et traversé seulement par la digue à la mer. Une grande partie des étangs était en connexion intermittente avec la mer et les étangs situés dans la partie sud de la Réserve de Camargue.
Avec l'extension de l'exploitation du salin de Giraud à partir de la fin des années 50, des endiguements furent construits pour contrôler la salinité et les niveaux d'eau afin d'intégrer les lagunes au circuit de pré-concentration du sel. Ces endiguements ont notamment été mis en place sur une grande partie du front de mer afin de maîtriser les intrusions marines. Depuis son transfert au Cdl, la gestion du site a été confiée par convention au Parc Naturel Régional de Camargue, qui assure une mission de gestionnaire coordinateur dans le cadre d'une co-gestion partenariale associant la Société Nationale de Protection de la Nature et la Tour du Valat.

En passant d'une gestion salicole qui était caractérisée par des niveaux d'eau et des salinités très contrôlés, notamment par pompages, à une gestion hydraulique presque exclusivement gravitaire, le site a connu une évolution rapide et importante. Les brèches se sont multipliées non seulement sur les digues en front de mer (occasionnant la reconnexion avec la mer) mais aussi à l'intérieur du site. Alors que durant la période salicole, les pompages permettaient de maintenir des niveaux d'eau artificiellement bas en hiver et élevés en été, les étangs retrouvent aujourd'hui un régime hydrologique beaucoup plus proche des fluctuations naturelles, avec des niveaux élevés en hiver et une tendance à l'assèchement estival.

Au sein de ce complexe lagunaire, l'étude porte sur un échantillon de 6 lagunes (carte 5). Ces systèmes considérés comme similaires d'un point de vue fonctionnel (Tour du Valat, 2012) présentent malgré tout de fortes différences dans leurs caractéristiques mésologiques, se

traduisant notamment par des variations physico-chimiques importantes. Les étangs des Enfores de la Vignole (180 ha), de Fangassier 2 (150ha) et Fangassier 1 (360 ha) sont des lagunes temporaires. Elles ont la particularité de s'exonder durant la période estivale et se remplissent dès les pluies en automne. La salinité de ces étangs est élevée et augmente graduellement jusqu'à l'assèchement. Les lagunes permanentes, Rascaillan (370 ha), Galabert (430 ha) et Beauduc (500 ha), sont des écosystèmes qui ne présentent pas d'assèchement (ou bien un assèchement seulement partiel) durant l'été. Les valeurs de salinités varient au cours de l'année, de façon très importante en particulier pour Rascaillan et Galabert. Les objectifs et les stratégies de restauration sont différents d'une lagune à une autre (carte 3). Sur l'étang de Galabert, les travaux réalisés dans le cadre du projet LIFE MC-SALT visaient d'une part, à réduire son confinement par un curage d'un chenal et redimensionnement d'un ouvrage de communication avec l'étang de Beauduc au sud, et d'autre part, à reconnecter l'étang avec l'hydrosystème Vaccarès au nord. Pour l'étang de Beauduc, l'abandon des digues sur le front de mer est privilégié, favorisant ainsi les entrées d'eaux marines. Les étangs du Fangassier 1 et 2 ont été décloisonnés afin de favoriser la reproduction des flamants roses. L'étang de Rascaillan et les Enfores de la Vignolle ne sont pas ciblés par cette première phase de travaux hydrauliques.



Carte 5: Représentation de la zone d'étude et localisation des stations d'échantillonnage de la macrofaune benthique

2.2. Période d'échantillonnage

Afin de comparer les résultats, les campagnes de prélèvements ont été réalisées en 2016 aux mêmes périodes qu'en 2015 : les relevés ont été effectués de fin mars à début mai pour les lagunes temporaires et de mi-mai à fin juin pour les lagunes permanentes. Le choix de faire deux campagnes d'échantillonnage en commençant par les lagunes temporaires était de pouvoir garantir de faire les prélèvements avant qu'elles ne s'assèchent. Cette période d'échantillonnage suit les recommandations de (Guillaumont & Gauthier, 2005), qui soulignent que les populations d'invertébrés benthiques subissent d'importantes variations saisonnières dans les lagunes et suggèrent de réaliser les prélèvements avant les mortalités estivales.

2.3. Méthode d'échantillonnage

Les protocoles employés pour l'échantillonnage et les analyses suivent dans la mesure du possible le cahier des charges technique édité par l'IFREMER et en particulier la fiche n°11 des "Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE " (Guillaumont & Gauthier, 2005). Le nombre de stations varie de 2 à 4 selon l'hétérogénéité et la superficie de la lagune échantillonnée. Sur chaque station, trois sous-stations équidistantes de 10 m ont été échantillonnées avec pour chacune quatre réplicas séparés de plusieurs mètres. Cet échantillonnage est similaire à celui réalisé en 2015. Les stations localisées en 2015 sont celles qui ont été échantillonnées pour la présente étude (carte 5), à l'exception d'une station suivie en 2016 (« Beauduc 4 ») qui n'avait pas été échantillonnée en 2015 et a été ajoutée pour mieux prendre en compte la superficie et l'hétérogénéité de l'étang de Beauduc. Un total de 15 stations a été échantillonné en 2016, représentant 180 prélèvements.

Les prélèvements de la macrofaune benthique ont été effectués à l'aide d'un carottier à main en PVC de 15 cm de profondeur et 10 cm de diamètre soit une surface de 0.047 m^2 L'utilisation d'un carottier, plutôt qu'une benne Eckmann-Birge, constitue la principale différence dans l'application des recommandations de prélèvements formulées par Guillaumont & Gauthier (2005). L'utilisation d'une benne implique d'échantillonner les lagunes en bateau, ce qui n'est pas possible dans le contexte des anciens salins caractérisé par des lagunes peu profondes. Toutefois, la macrofaune occupant essentiellement les dix

premiers centimètres du substrat en milieu lagunaire méditerranéen (Guélorget & Michel, 1976), la profondeur du carottier est considérée suffisante.

Les carottes de sédiment ont été conservées dans des sachets hermétiques et stockées dans un réfrigérateur avant d'être tamisées. En parallèle, des prélèvements d'eau ont été effectués et analysés au laboratoire pour mesurer la salinité et la transparence.

A chaque point de suivi, en plus des paramètres biologiques, d'autres paramètres ont été mesurés. Sur le terrain, il a été mesuré la hauteur d'eau avec un mètre-ruban et la température avec un thermomètre. D'autres mesures telles que les valeurs de salinités minimales et maximales observées durant les 12 mois précédant les prélèvements, ainsi que la composition du substrat, nous ont été fournis respectivement par le PNRC et la Tour du Valat afin de compléter notre étude.

2.4 Calibrage de l'échantillonnage

A partir des données de 2015, l'effort d'échantillonnage a été évalué afin de savoir s'il était suffisant pour la période d'échantillonnage en 2016. Cette évaluation était notamment motivée du fait de l'utilisation d'un carottier plutôt qu'une benne Eckmann-Birge, cette dernière étant recommandée (Guillaumont & Gauthier, 2005). Ces deux outils couvrent des surfaces échantillonnées différentes.

Pour évaluer sur chaque station et par catégorie de lagune (permanente ou temporaire), si l'effort d'échantillonnage a été suffisant, une courbe d'accumulation des espèces en fonction de l'effort de l'échantillonnage, appelée « sample-based rarefaction », a été réalisée (Gotelli & Colwell, 2001; Colwell *et al.,* 2004). Les calculs ont été réalisés sous Excel et STATISTICA 12 (Statsoft®). La richesse estimée a été calculée en tirant aléatoirement (100 tirages) les échantillons. L'objectif était d'estimer pour chaque effort d'échantillonnage une valeur moyenne de la richesse taxonomique avec un intervalle de confiance à 95% en se basant sur le nombre total de taxons rencontrés dans les 12 échantillons. Une fois que la courbe montre un plateau, l'échantillonnage est considéré suffisant.

2.5 Traitement et identification des échantillons

Le traitement des 180 échantillons a été effectué après chaque session de prélèvement, soit sur une période de 3 mois. En premier lieu, les sédiments ont été tamisés (tamis de de 5, 2, 1 et 0.5 mm). Pour faciliter le tamisage des carottes constituées d'une proportion importante d'argile, une solution d'héxametaphosphate de sodium a été utilisée. Une fois tamisés, les prélèvements ont été fixés dans de l'alcool à 70°, puis triés et identifiés sous loupe binoculaire avec l'aide d'atlas et de clés de déterminations (annexe 3). Dans la mesure du possible, l'identification a été réalisée jusqu'à l'espèce. Les identifications ont d'abord été réalisées avec l'aide de Samuel Hilaire, technicien de recherche à la Tour du Valat. Nous avons également sollicité l'aide ponctuelle d'Evelyne Franquet de l'IMBE et de Francesca Rossi et Frédérique Carcaillet de l'UMR Marine Biodiversity Exploitation & Conservation (MARBEC) pour les individus difficiles à identifier.

2.6 Paramètres mesurés

L'objectif principal est de savoir s'il existe une différence significative entre les moyennes des valeurs des indices pour chaque site entre 2015 et 2016.

Descripteurs statistiques

Dans un peuplement considéré, il est paru intéressant de connaître pour chaque espèce son importance, sa place et son influence sur les autres espèces du même peuplement en cohabitation. C'est ainsi qu'un certain nombre de paramètres analytiques permet de connaître et d'apprécier la valeur de chaque espèce répertoriée.

Les descripteurs statistiques utilisés sont la richesse spécifique et l'abondance qui permettent de décrire de manière quantitative les peuplements (Grall & Coïc, 2006) :

1. La richesse spécifique (S) est représentée par le nombre total d'espèces recensées par unité de surface sur la station

2. L'abondance (A) qui représente le nombre d'individus d'une espèce.

Les indices de diversité

Les indices de diversité ci-dessous illustrent la complexité des peuplements (Grall &Coïc, 2006). En effet, la diversité prend en compte le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces.

L'indice de Shannon-Wiener (*H'*) permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Il donne une indication sur l'organisation des individus au sein de chaque station.

1. La valeur de l'indice varie de 0 (une seule espèce, ou bien une espèce dominant très largement toutes les autres) à log S (lorsque toutes les espèces ont la même abondance).

Il est donné par la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} p_i \log p_i$$

Où :

pi= abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce :
pi= ni/N;
S= nombre total d'espèces;
ni= nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon;
N= nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

2. L'indice d'équitabilité de Piélou (*J'*) permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équirépartition des individus dans les espèces).

$$J' = H'/H'_{max}$$

Indices AMBI et M-AMBI

L'AMBI associé au M-AMBI sont deux indices utilisés pour évaluer l'état écologique des milieux lagunaires (Borja *et al.*, 2000). Ils ont été appliqués et comparés pour les lagunes permanentes, à partir des jeux de données 2015 et 2016.

L'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index) est calculé à partir des 5 groupes écologiques décrits par (Borja *et al.*, 2000) :

AMBI = 0 x GEI+ 1, 5 x GEII+3 x GEIII+ 4,5 x GEIV+ 6 x GEV

Cet indice varie de 0 (excellent) à 7 (mauvais). Il permet de caractériser l'enrichissement du substrat en lien avec les communautés d'invertébrés benthiques présentes. Il a été mis en place pour le suivi des lagunes dans le cadre de la DCE. Il est efficace pour détecter la dégradation de la qualité de l'habitat causée par différents pressions humaines (Muxika *et al*,. 2005).

Muxika *et al.,* (2007a) ont recommandé de ne pas utiliser l'indice AMBI seul mais plutôt en combinaison avec la richesse spécifique et la diversité. Le M-AMBI (Multivariate-AMBI) a ainsi été développé (Muxika *et al.,* 2007). Il est une adaptation de l'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index, Borja *et al.,* 2000), basée sur les successions écologiques (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Hily *et al.,* 1986). Il est acquis par analyse factorielle sur 3 métriques : AMBI, richesse spécifique et diversité spécifique, en rapport à un état de référence (Muxika et al. 2007a). Cet indice répond à plusieurs perturbations telles que l'enrichissement organique des sédiments et plus généralement l'eutrophisation (teneurs des eaux en azote et en chlorophylle a et variations en oxygène dissous). Il peut en outre être sensible à d'autres types de perturbations telles que des pollutions chimiques humaines ou des perturbations physiques du milieu. De plus, cet indicateur permet de révéler d'infimes variations dans la composition faunistique du peuplement (Grall & Coïc, 2005). Les espèces rencontrées sont regroupées en 5 catégories, allant des plus sensibles aux perturbations (catégorie I) aux plus tolérantes (catégorie V) (annexe 2). Ainsi, plus un étang possèdera une forte proportion d'espèces sensibles à la pollution (groupes I et II), plus son état écologique sera évalué comme étant bon et stable.

Quelques taxons ont été retirés du calcul car ils n'ont pu être attribués à aucun groupe de polluo-sensibilité, soit parce qu'ils n'étaient pas référencés dans les indices AMBI et M-AMBI soit parce qu'ils n'ont pu être identifiés jusqu'à l'espèce (ie Polychaeta). Ces taxons non assignés représentant environ 2% du total. D'après Borja (2013), ce pourcentage ne doit pas excéder 20%.

2.7ANALYSES STATISTIQUES

Avant de réaliser les analyses, les données ont subi une transformation de type logarithmique (log n+1) afin de modifier le poids des espèces dans les calculs (Grall & Coïc, 2006) et ainsi normaliser le jeu de données.

Analyses en composantes principales (ACP)

Deux ACP ont été effectuées à partir des données de densités afin d'avoir une vision globale de l'évolution des lagunes par leur projection de trajectoire en fonction de leurs variables biotiques et abiotiques. Les densités des macroinvertébrés ont été projetées en parallèle des paramètres abiotiques, soient la profondeur, la transparence, les salinités et la granulométrie (pourcentages de sables et d'argiles et limons).

Cette méthode permet d'extraire l'essentiel des informations en fournissant des représentations graphiques pour faciliter l'interprétation des résultats. Chaque axe factoriel obtenu est caractérisé par un taux d'inertie qui exprime le pourcentage de la variance qu'elle explique. Les distances euclidiennes utilisant les coordonnées des deux premiers axes des projections issues des ACP ont permis de classer les lagunes par ordre d'évolution entre 2015 et 2016. Il est à noter que plus une station a une projection éloignée entre 2015 et 2016, plus elle a une grande distance euclidienne et par conséquent plus son évolution dans le temps est importante.

Un classement des lagunes en deux classes permanentes ou temporaires a été effectué et marqué par un code couleur selon leur appartenance à l'une des deux classes. Des ACP à partir des données de 2015 et 2016 ont été réalisées en projetant les stations d'échantillonnage parallèlement aux facteurs biotiques et abiotiques pour les 6 lagunes étudiées au cours des deux années. Ces ACP permettent d'obtenir une image descriptive et représentative des évolutions des stations au cours des deux années. L'objectif final est de calculer les distances euclidiennes de projection (De Tilière, 2009) entre les stations et entre les prélèvements effectués en 2015 et 2016.

Modèle Linéaire simple Général (GLM)

Afin d'identifier les espèces ou phylum ayant significativement évolué entre les deux périodes dans chaque station, des fonctions GLM ont été réalisées avec un modèle d'ANOVA hiérarchique. Les champs « sous-stations » et « stations » ont été imbriqués dans la catégorie « année » afin de comparer entre les deux années. La méthode d'analyse des moindres carrés

du GLM qui en résulte permet de mettre en évidence les espèces ayant des répartitions significativement inégales sur les stations entre 2015 et 2016.

Pour identifier les indicateurs biologiques à savoir la richesse spécifique, l'abondance, les indices de diversité de Simpson et d'Equitabilité de Piélou qui étaient significativement inégaux entre les stations entre 2015 et 2016, des GLM avec un modèle d'ANOVA à un facteur ont été effectués.

Corrélation de Bravais-Pearson

Pour évaluer la dépendance des variables biotiques et abiotiques dans les stations issues des GLM, une matrice de corrélation a été utilisée. Un test de corrélation de Pearson a été effectué sur les données. Cette corrélation implique que les variables soient au moins mesurées sur des échelles d'intervalles et il détermine dans quelle mesure les valeurs des deux variables sont proportionnelles les unes aux autres. Elle permet donc de détecter la présence ou l'absence d'une relation linéaire entre deux caractères quantitatifs continus. Le coefficient issu des calculs varie entre – 1 et +1. Son interprétation est la suivante :

- si *r* est proche de 0, il n'y a pas de relation linéaire entre les variables biotiques et abiotiques,
- si *r* est proche de -1, il existe une forte relation linéaire négative entre les deux variables,
- et si *r* est proche de 1, il existe une forte relation linéaire positive entre les deux variables.

Le signe de *r* indique donc le sens de la relation tandis que la valeur absolue de *r* indique l'intensité de la relation c'est-à-dire la capacité à prédire les valeurs des variables biotiques en fonctions de celles abiotiques.

L'ensemble des tests a été réalisé avec le logiciel STATISTICA 12 (Statsoft®). La significativité des tests est bornée à un seuil de 5 %.

3 RESULTATS

3.1 Calibrage de l'échantillonnage

Pour les lagunes permanentes, on constate globalement une saturation progressive du pourcentage cumulé d'espèces détectées. Il semble que 12 soit un nombre adéquat d'échantillons. Cependant, sur les lagunes temporaires il n'y a globalement pas de saturation observée (fig. 1)

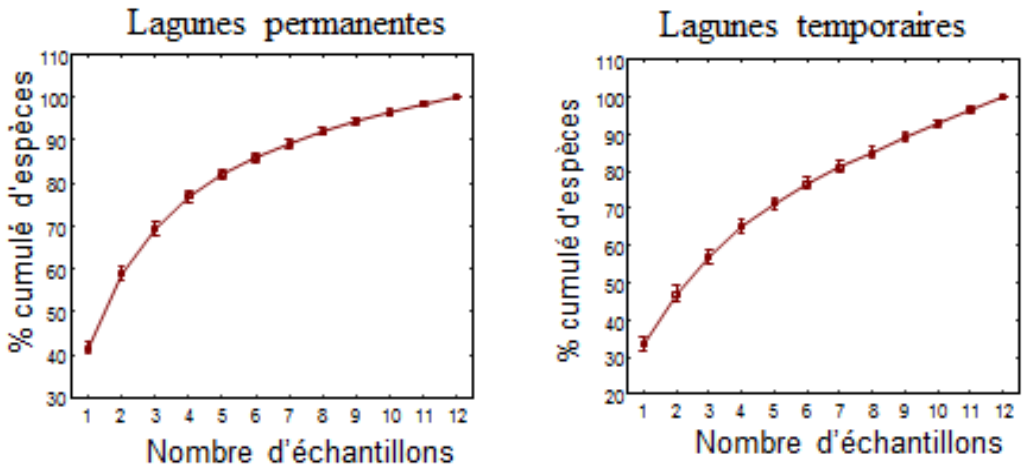


Figure 1 : courbes de raréfaction estimant le pourcentage d'espèces détectées en fonction de l'effort d'échantillonnage au sein des lagunes permanentes (à gauche) et temporaires (à droite)

A l'échelle des stations, on remarque que la saturation est visible sur les sites avec plus de 5 espèces ; cela concerne uniquement les stations de l'étang de Beauduc (fig. 2). La saturation et moins fréquemment atteinte sur les stations avec 2, 3 ou 4 espèces (fig. 2 et 3). Sur ces sites, les courbes montrent que pour échantillonner une seule nouvelle espèce, un effort d'échantillonnage supérieur serait nécessaire. On peut cependant constater que l'absence de saturation du pourcentage des espèces des lagunes temporaires s'explique par leur richesse très faible. Un échantillonnage substantiellement augmenté pour potentiellement capturer une espèce supplémentaire serait justifiable dans un objectif d'inventaire exhaustif, mais ne le semble pas dans l'objectif poursuivi ici, qui est le suivi des communautés macrobenthiques.

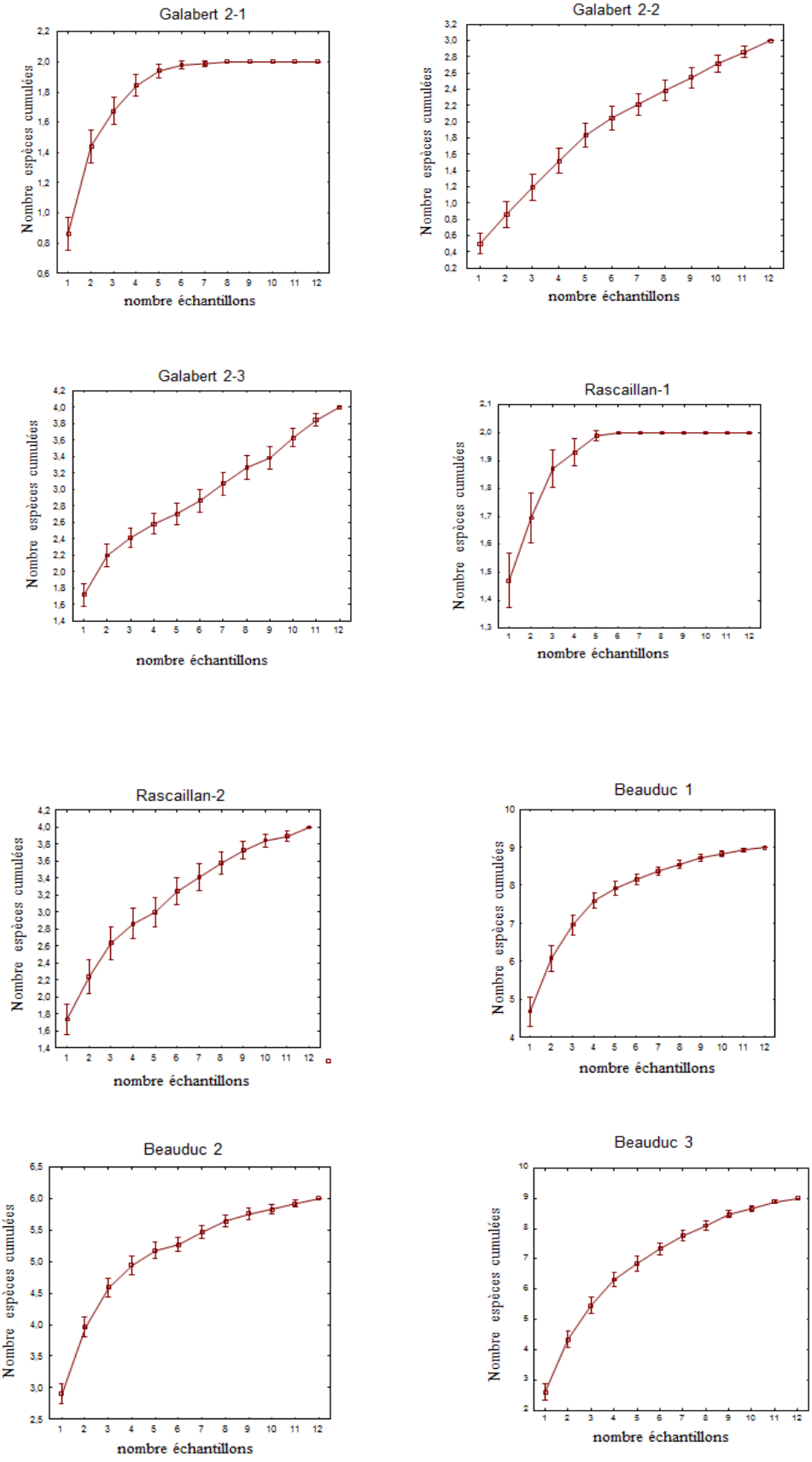


Figure 2: courbes de raréfaction estimant le nombre d'espèces échantillonnées en fonction de l'effort d'échantillonnage dans les lagunes permanentes

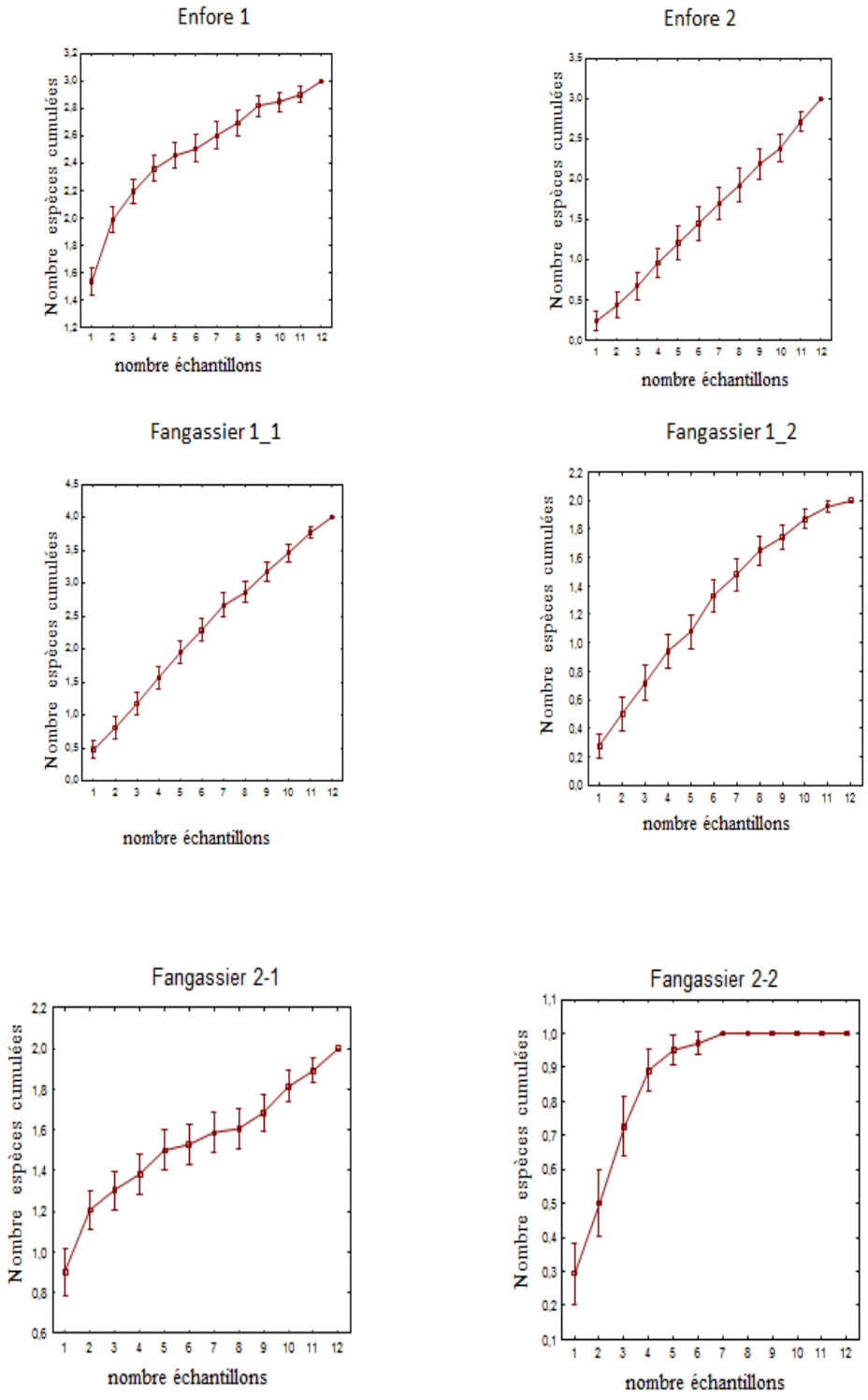
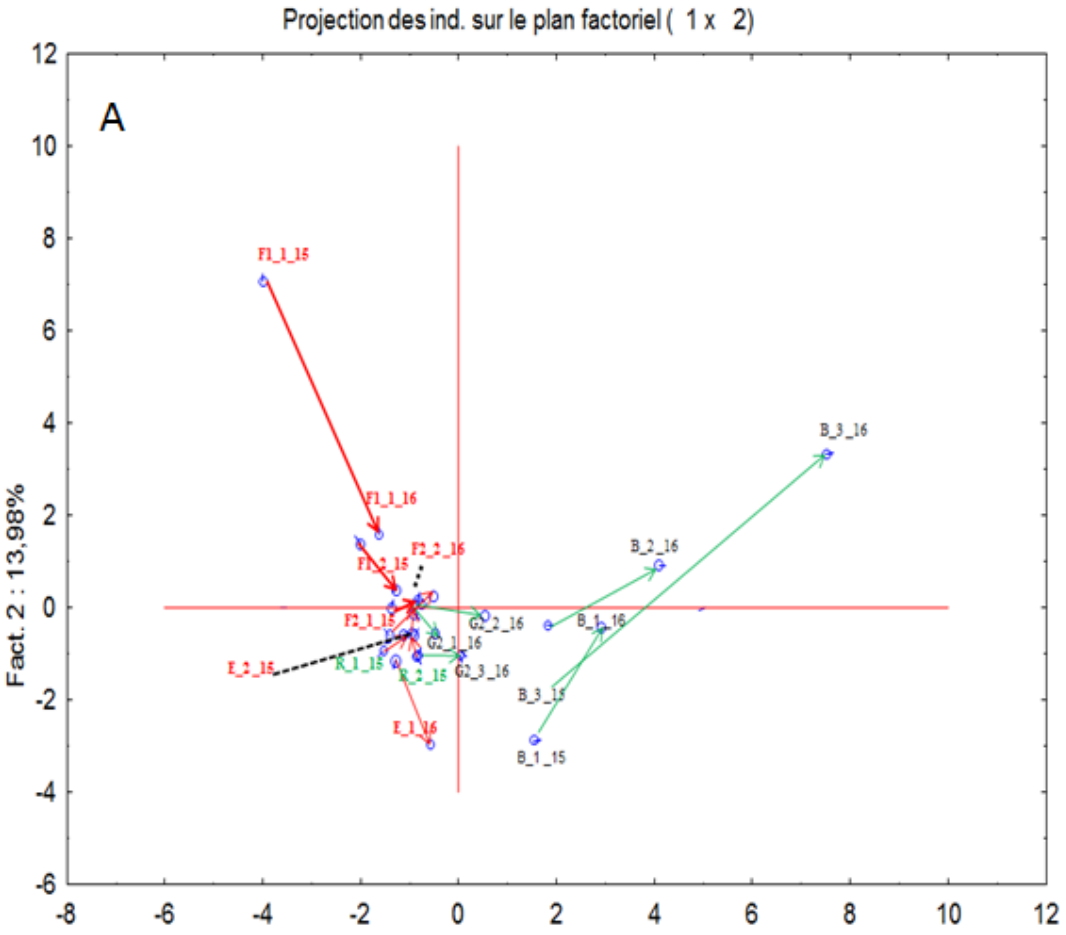


Figure 3 : courbes de raréfaction estimant le nombre d'espèces échantillonnées en fonction de l'effort d'échantillonnage dans les lagunes temporaires.

4.2 Evolution biotique des lagunes temporaires et permanentes.

Les tableaux synthétiques de résultats d'inventaire de la macrofaune benthique dans les anciens salins en 2015 et 2016 figurent dans l'annexe 4. Afin d'améliorer la lecture de cette ACP (fig. 4), des modifications ont été apportées. Les extrémités des flèches représentent les stations en 2016. Les tracés pointillés ont été ajoutés pour désigner l'emplacement de certaines stations (E2 et F2) du fait de la superposition des stations.

Le graphe montre que les axes F1 et F2 expliquent respectivement 13,98 % et 20,89% de l'inertie totale des paramètres biotiques. L'ACP montre que la composition spécifique a peu évolué sur la plupart des sites, cependant des changements majeurs sont observables sur l'étang de Beauduc (stations B1, B2, B3), sur l'étang du Fangassier 1 (F1-1) et sur une station des Enfores (E1). On peut observer que les stations de Beauduc représentées par B1, B2 et B3, qui ont des évolutions plus importantes que la plupart des autres stations, évoluent dans la même trajectoire. La station F1_1 a une évolution plus importante que la station F1_2. Les autres stations montrent peu d'évolutions. Pour l'axe 1, les taxons contribuant à sa construction sont les Glyceridae, *Gammarus sp*, *Monocorophium sp* et *Tellina tenius*. Pour l'axe 2, il s'agit majoritairement de Dolicopodidae, de Coleoptera, d'Ephydridae et *Artemia sp.*



B	AXE 1	AXE 2	B	AXE 1	AXE 2
nereidae	0,008040	0,050415	Mysis	0,005030	0,000967
spionidae	0,000097	0,033039	Artemia	0,020618	**0,108132**
Glyceridae	**0,132018**	0,031595	*Idotea_b*	0,003326	0,021976
Polychaeta	0,000691	0,000596	*Idotea_c*	0,007825	0,001696
Chirono	0,003046	0,079617	*Carcinus*	0,004731	0,010445
Dolico	0,019100	**0,123414**	*Cerastoderma_G*	0,051518	0,004641
Coleo	0,018243	**0,157751**	*Cerastoderma_C*	0,000079	0,021700
Ephydri	0,018243	**0,157751**	Hydrobia	0,057375	0,015486
Gammarus	0,003062	0,048038	Tellina	**0,131854**	0,000005
Gammarus_sp	**0,137174**	0,033273	*modiolus barbatus*	0,089049	0,046513
Microdeutopus	0,092195	0,034938	Naticidae	0,009298	0,005082
Monocorophium	**0,132267**	0,009171	Cyclope	0,028880	0,000749
Trochidae	0,026241	0,003009			

Figure 4 : A. *Représentation de l'évolution des stations entre 2015 et 2016 sur le plan factoriel F1*F2.Les flèches reconstituent la trajectoire d'évolution temporelle des stations. Les stations permanentes sont représentées en vert et noir et les temporaires en rouges. B .Les contributions absolues des espèces pour la construction des axes 1 et 2 sont exprimées en pourcentages de l'inertie de chaque axe*.

4.3 Evolution abiotique des lagunes temporaires et permanentes.

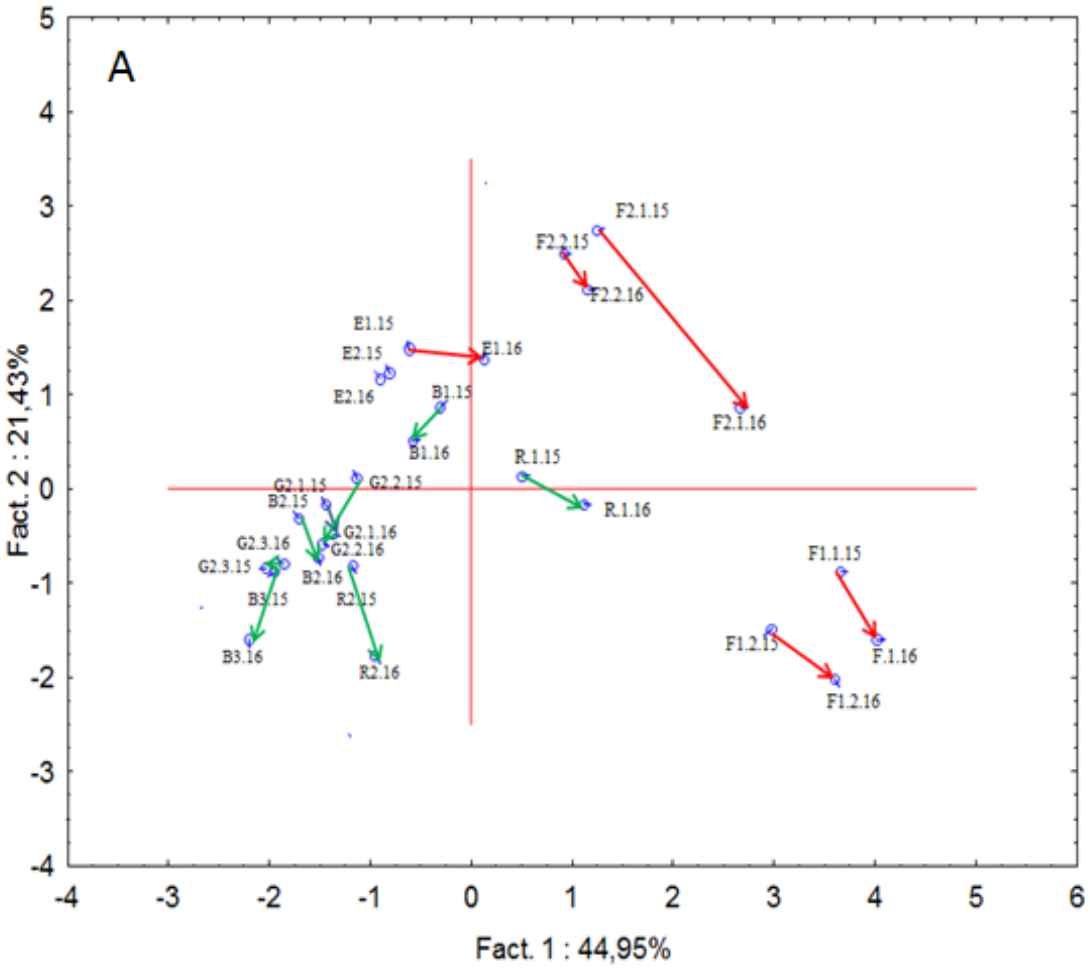
Le graphe montre que les axes F1 et F2 expliquent respectivement 21,43% et 44,95% de l'inertie totale des paramètres abiotiques.

Afin de rendre plus lisible la lecture de l'ACP, cette dernière a été modifiée car les stations étaient superposées. Y sont représentées les distances euclidiennes par des flèches entre chaque station traduisant leur évolution entre 2015 et 2016.

Pour l'axe 1, les paramètres abiotiques contribuant majoritairement à cet axe sont la salinité minimum et maximum. Pour l'axe 2, ce sont la hauteur d'eau, la salinité, la salinité maximale et la granulométrie (le pourcentage de sables et le pourcentage de limons et d'argiles) qui contribuent majoritairement à sa construction.

Cette analyse illustre les variations temporelles des lagunes temporaires et permanentes des stations à l'échelle des variables abiotiques. A l'échelle des lagunes qu'elles soient temporaires ou permanentes, on observe qu'elles se dirigent vers le bas, ce qui pourrait refléter l'impact d'un facteur climatique global.

A l'échelle des stations, la station Fangassier 2-1 semble le plus avoir évolué dans le temps, d'une part par rapport à la station Fangassier 2-2 mais aussi en comparaison avec les autres stations. En effet, toutes les autres stations semblent montrer une évolution de leurs facteurs abiotiques de même envergure.



B	AXE 1	AXE 2
Hauteur eau	0,072230	**0,122753**
Salinité	0,111898	**0,155618**
salinité min	**0,140819**	0,245171
salinité max	**0,159066**	**0,164630**
transparence	0,001115	0,030854
nombre mois assèchement	0,136554	0,090959
Sables	**0,189158**	**0,095008**
Argiles et limons	**0,189158**	**0,095008**

Figure 5 : A *Représentation de l'évolution entre 2015 et 2016 des stations sur le plan factoriel F1*F2. Les flèches reconstituent la trajectoire d'évolution temporelle des stations. Les stations permanentes sont représentées en vert et les temporaires en rouges. B. Les contributions absolues des paramètres abiotiques pour la construction des axes 1 et 2 sont exprimées en pourcentages de l'inertie de chaque axe*.

4.4 Evolution de la structure des communautés benthiques au sein de chaque station

La figure 6 présente la structure des peuplements faunistiques récoltés et comparés au sein de chaque station en termes d'abondance, de richesse spécifique, de diversité et de composition pour les 6 milieux lagunaires étudiés.

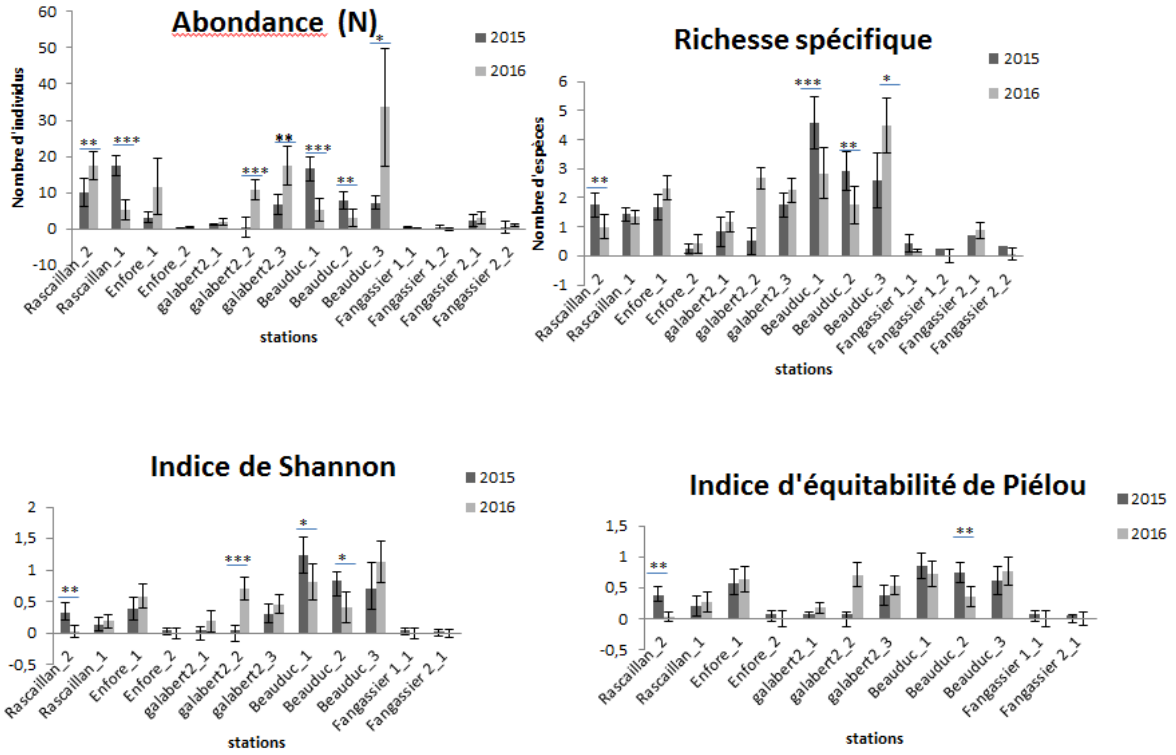


Figure 6: Représentations graphiques des évolutions entre 2015 et 2016 de l'abondance, de la richesse spécifique, des indices de Shannon-Wiever et de l'Equitabilité de Piélou entre les stations échantillonnées issus du GLM. (*signifie que la p-value est inférieure à 0,05 ** p-value est inférieure à 0,01 *** p –value est inférieure à 0,001). Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %.

Les stations 1 et de 2 de Rascaillan évoluent de manière différente. A la **station 2 de Rascaillan,** la diversité de Shannon et l'indice d'Equitabilité de Piélou ont significativement diminué, respectivement de 0,30 (F= 8,53: ddl= 1;12 et p= 0,013) et 0,34 (F=11,45; ddl=1;12 et p=0,005). Ces évolutions s'accompagnent d'une augmentation du nombre d'individus (+7) (F=8,66; ddl=1;12 et p= 0,012) et d'une diminution de la richesse spécifique (1 taxon) (F= 8,73; ddl=1;12 et p= 0,013). A la station 1 de Rascaillan, l'abondance a significativement diminué (-12) (F=44,26, ddl=1 ; 12 et p=0.00235) en 2016. Il n'y a pas de variation significative des autres paramètres.

Pour les stations 1 et 2 des Enfores de la Vignolle, on n'observe pas d'évolution significative des métriques entre les deux années. Il en est de même pour les stations 1 et de 2 de Fangassier 1 et 2.

Pour les stations de Galabert, on observe qu'elles évoluent de façon similaire pour chaque métrique. Pour **la station 2 de Galabert**, la diversité de Simpson et de Shannon-Wiever ont augmenté significativement, respectivement de 0,49 (F=53,27;ddl= 1;12 et p= 0.00099) et 0,65 (F=32,94; dll=1;12; et p=9,31^{E}-06). L'abondance a significativement augmenté en 2016 soit plus de 10 individus (F=32,16; ddl=1;12 et p=1,023^{E}-04). Pour les stations 1 et 3 de Galabert, on constate les mêmes tendances. Cependant, il n'y a pas de variations significatives des métriques.

Pour les stations de Beauduc, on distingue que les stations 1 et 2 évoluent de façon similaire alors que la station 3, on observe l'inverse. **La station 2 de Beauduc** présente une diminution de l'indice de Shannon (-0,42) (F=7,11;ddl=1;12 et p=0,020) et de l'Equitabilité de Piélou (-0,41) (F=13,90;ddl=1;12 et p=0,002). Ces diminutions s'accompagnent de celle de l'abondance (-5 individus) (F=9,73;ddl=1;12 et p=8,8^{E}-3) et d'une augmentation la richesse spécifique (+ 1 taxon) (F=7,44; ddl=1;12 et p=0,018). On constate le même phénomène **dans la station 1 de Beauduc**, car la valeur de l'indice de diversité de Shannon (-0.42) (F= 5,26; ddl=1;12 et p=0,040) a diminué. Ce phénomène s'associe avec la baisse de la richesse spécifique (-2 taxons) (F= 9,52; ddl=1;12 et p=0,0094) et du nombre d'individus (-10) (F=27,37; ddl=1;12 et p=2,1e-04). Pour **la station 3 de Beauduc**, on observe une augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique en 2016 respectivement de (+26) (F=6,34, ddl= 1 ; 12 et p= 0,027) et (+2) (F=9,80 ; ddl=1 ; 12 et p=0,009**)**. Cependant, il n'y a pas de variations significatives de la diversité de Shannon et de l'Equitabilité de Piélou, bien que cette station ait des tendances à l'augmentation pour toutes les métriques mesurées comparés à la station 1 et 2.

3.5 Evolution des facteurs abiotiques.

Les graphes ci-dessous (fig.7) sont issus des tests de t pour des données appareillées réalisés à partir des données des variables environnementales (tab.1). Suite à l'ACP réalisée sur les facteurs abiotiques, on a constaté que tous les sites ont évolué vers le bas. L'objectif est de savoir si l'ensemble des sites ont évolué dans une direction. On constate que les sites en 2016 sont globalement plus salés qu'en 2015, ce qui expliquerait l'évolution vers le bas pour chaque site.

Les autres facteurs environnementaux n'ont globalement pas évolué significativement.

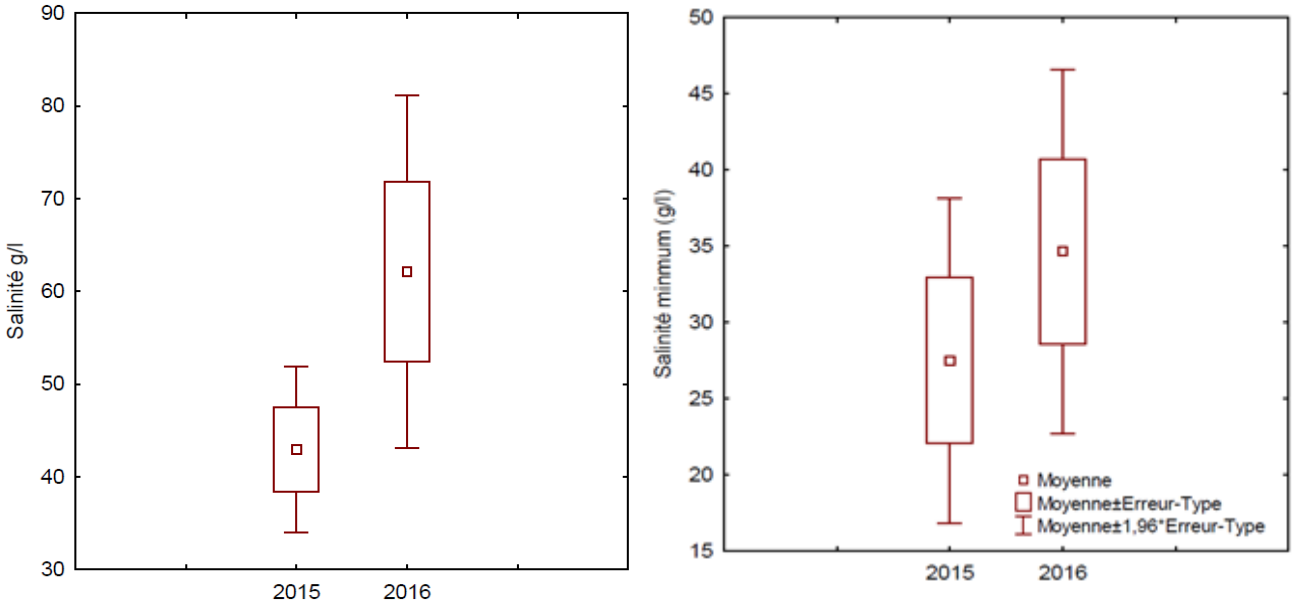


Figure 7: Graphiques issus des tests t représentant la salinité mesurée lors des prélèvements (à gauche) et la salinité minimum observée durant les 12 derniers mois précédant les prélèvements (à droite). Y sont indiquées la moyenne, l'erreur type.

Tableau 1: Données de variables environnementales (hauteur d'eau, salinité*, salinités minimale** et maximale**, transparence* nombre de mois d'assèchement**, le pourcentage de sable** et d'argile et limons**) mesurées sur chaque station, avec (*) variables mesurées lors des prélèvements, (**) variables mesurées durant les 12 mois précédant les prélèvements .Les unités pour ces paramètres : hauteur d'eau(m), les salinités (%°) et la transparence (cm)*

Bassin	Hauteur eau		Salinité		salinité min		salinité max		transparence		nombre mois assèchement		Sables (%)		A
	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	
BEAUDUC1	0,27	0,43	45	34	23	26	43	47	45	70	0	0	20	20	
BEAUDUC2	0,21	0,28	53	40	19	33	54	92	64	61,5	0	0	80	80	
BEAUDUC3	0,66	1,00	57	32	19	33	54	92	66	70	0	0	70	70	
ENFORES1	0,40	0,20	15	36	8	5	96	133	20	40	0	1	14	14	
ENFORES2	0,10	0,02	17	36	8	19	117	38	50	27	4	2,5	66	66	
FANGASSIER1_1	0,18	0,05	72	121	71	83	320	301	75	28	6	3	5	5	
FANGASSIER1_2	0,39	0,26	72	121	71	83	320	301	65	25	3,5	2	5	5	
FANGASSIER2_1	0,15	0,12	30	132	15	26	69	112	20	16	6	5	0	0	
FANGASSIER2_2	0,22	0,12	30	22	15	26	69	112	11	16	4,5	3,5	0	0	
GALABERT2_1	0,22	0,35	41	57	19	26	114	92	33	14	0	0	77	77	
GALABERT2_2	0,22	0,70	41	57	21	19	101	92	33	21	0	0,5	63	63	
GALABERT2_3	0,71	0,65	41	56	21	19	101	92	27	19	0	0	77	77	
RASCAILLAN_1	0,43	0,30	46	64	37	44	155	184	10	5	0	0	14	14	
RASCAILLAN_2	0,24	0,50	43	64	38	43	148	190	9	5	0	0	87	87	

3.6 Evolution biotique des stations.

Les tableaux ci-dessous illustrent le classement des lagunes suivant leur évolution en fonction des paramètres biotiques et abiotiques et les résultats des corrélations de Pearson.

Tableau 2 : stations en fonction des distances euclidiennes des variables abiotiques et biotiques entre leur position 2015 et 2016 selon les deux premiers axes de l'ACP (figures 4 et 5) et évolution de leur communautés benthiques selon l'analyse GLM (pour les groupes significativement différents; et tendances 2015 et 2016. Les stations sont ordonnées en fonction de leur valeur décroissante des distances euclidiennes de la variable biotiques

station	Distance euclidienne (facteurs abiotiques)	Distance euclidienne (facteurs biotiques)	Chironomidae	Spionidae	Hydrobidae	Nereidae	*Tellina Tenius*	*Cerastoderma Glaucum*	Naticidae	Cyclope neritae	Trochidae
Beauduc 3	0,759714598	7,68563895	-	-	-	-	↗ 4,59 p= 0,00033	↗ 2,14 p=0,0138	-	-	
Fangassier 1-1	0,806708297	5,98531573		-	-	-	-	-	-	-	
Beauduc 1	0,465713479	2,81036203	-	-	↘ 0,23 p= 0,00036	↗ 1,30 p=0,0421	↘ 0,41 p=0,00016	-	-	-	↘2,40 p=0,000164
Beauduc 2	0,460057619	2,64069056	-	-	↗ 1,19 p= 0,0091	-	-	↘ 0,53 p=0,0024	↘ 0,84 p= 0,038	- -	
Enfore 1	0,744142858	1,96485907	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fangassier 1-2	0,821385105	1,25107592	-	-	-	-	-	-	-	-	
Galabert 2	0,765096099	1,13277354	↗4,78 p=0,000080	-	-	-	-	↗1,66 0,023013	-	-	
Fangassier 2-1	2,356974729	0,95943984	↘ 0, 3964 p=0,0013	-	↗ 3,11 p= 0,00010	-	-	-	-	-	
Galabert 3	0,180578609	0,89549799	↗ 3,5 p= 0,00193	-	↗ 1,73 p = 0,01256	-	-	-	-	-	
Enfore 2	0,114237578	0,6613832	↗ 1,19 p= 0,011	-	↗ 1,04 p=0,014	-	-	-	-	-	
Galabert 1	0,322986585	0,62433388	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fangassier 2-2	0,443742611	0,56381537	↘ 0,77 p= 0,014	-	-	-	-	-	-	-	
Rascaillan 1	0,68804367	0,53919841	↘ 0,31 p=0,00009	↘ 0,62 p=0,00183	↗ 1,33 p= 0,0227	-	-	-		-	
Rascaillan 2	0,989040001	0,41073023	-	↘ 1,86 p= 0,0025	↘ 6,16 p=0,0036	-	↗ 4,46 p=0,00033	↗ 2,13 p=0,014	-	-	

Les résultats synthétisés dans le tableau 2 sont issus du modèle linéaire général. Les diminutions et augmentations ont été calculées à partir des moyennes des abondances de chaque donnée biotique sur chaque station. Les données initiales ont été transformées en log n+1, donc les valeurs issues de la différence entre les moyennes de 2015 et 2016 ont été recalculées en base de 10. Ces valeurs illustrent les densités d'individus ayant augmenté ou diminué au cours du temps. Afin de rendre plus compréhensible le tableau et éviter une surcharge d'informations non pertinentes, seuls les résultats significatifs sont illustrés.

La projection des prélèvements 2015 et 2016 issue de l'ACP, illustre graphiquement des distances matricielles variables. Le tableau présente les valeurs de ces distances pour chaque station. On constate que chaque site possède une intensité d'évolution différente sur la période d'étude. Les distances euclidiennes les plus élevées sont atteintes sur la lagune de Beauduc, d'abord par la station 3 (d= 7,68), puis par les stations 1 (d=2,81) et 2 (d=2,64). Par stade évolutif décroissant, les autres stations peuvent se classer comme suit : Fangassier 1.1 > Enfore 1 > Fangassier 1.2 > Galabert 2 > Fangassier 2.1 > Galabert 3 > Enfore 2 > Galabert 1 > Fangassier 2.2 > Rascaillan 1 > Rascaillan 2.

Le tableau 2 montre d'autre part que les stations et les abondances de macroinvertébrés ont évolué significativement dans le temps. Sur la station 3 de Beauduc, on constate une augmentation de *Tellina tenius* (+4,59) (F=8,29 ; ddl ; 12 et p=0,00033) et une augmentation de *Cerastoderma glaucum* (+2,14) (F=24,47 ; ddl=1;12 et p= 0,0138).

La station 1 de Beauduc montre une diminution de la famille des Hydrobidae (-0,23) (F=24 ; ddl=1;12 et p=0,00036), de *Tellina tenius* (-0,41) (F= 28,96 ; ddl=1;12 et p=0,00016) et des Trochidae (-2,40) ($F=1,2^{E}+16$; ddl=1;12 et p= 0,00016), ainsi qu'une augmentation de +1,30 des Nereidae (F= 5; ddl = 1;12 et p=0,0421). La station 2 de Beauduc est marquée par une augmentation des Hydrobidae (+1,19) (F=9,64; ddl=1;12 et p=0,0091) et une diminution de *Cerastoderma glaucum* (-0,53) (F=5,4;ddl=1;12et p=0,0024) et des Naticidae (-0,84) (F=5,4 ; ddl=1;12 et p=0,038). A la station 3 de Beauduc, on observe une augmentation significative de *Tellina tenius* (+ 4.59) (F=24,47 ;ddl=1 ;12 et p=0.0003) et de *Cerastoderma glaucum* (+2.14) (F=8,29 ; ddl= 1 ;12 et p=0.014).

Dans la station 2 de Galabert, on constate une augmentation des Chironomidae (+4,78) (F=34,05;ddl=1;12 et p=0,00008) et de *Cerastoderma glaucum* (+1,66) (F=6,78;ddl=1;12 et p=0,023). La station 3 de Galabert montre une augmentation des Chironomidae (+3,5) (F=15,59 ; ddl=1;12 et p=0,0019) et des Hydrobidae (+1,04) (F=8,59 ; ddl=1;12 et p=0,012).

Les tests statistiques n'ont révélé aucun changement significatif dans l'évolution de la composition des peuplements dans la station 1 de Galabert.

La station du Fangassier 2 montre une diminution des Chironomidae (0,40) (F=19,11 ; ddl=1;12 et p=0,0013) et une augmentation des Hydrobidae (+3,11) (F=38,05 ; ddl=1;12 et p=0,0001). La station 2 du Fangassier 2 montre également une diminution des Chironomidae (-0,77) (F= 8,10 ; ddl=1;12 et p=0,014).

La station 2 d'Enfore présente des augmentations pour les Chironomidae et les Hydrobidae, respectivement +3,5 (F=9;ddl=1;12 et p=0,011) et +1,04 (F=1;ddl=1;12 et p=0,014).

La station 1 de Rascaillan présente une diminution des Chironomidae (-0,31) (F=32,79;ddl=1;12 et p=0,00009) et des Spionidae (-0,62) (F=15,82;ddl=1;12 et p=0,0018) ainsi qu'une augmentation de +1,33 des Hydrobidae (F=6,82;ddl=1;12 et p=0,0227)

Enfin, la station 2 du Racaillan présente tout comme sur la station 1, une diminution des Spionidae (-1,86) (F=14,34;ddl=1;12 et p=0,0025), mais elle montre également une diminution des Hydrobidae (-6,16) (F=24;ddl=1;12 et p=0,0036). Cette station présente aussi une augmentation de *Tellina tenius (+4,46)* (F= 22;ddl= 1;12 et p=0,0033) et de *Cerastoderma glaucum* (+2,13) (F=1;ddl=1;12 et p=0,014).

Les résultats présentés dans le tableau 3 issus du test de corrélation de Pearson-Bravais font suite à ceux issus des GLM et illustrent des corrélations significatives marquées à $p< 0,05$.

Ils montrent une corrélation positive entre la profondeur (ou hauteur d'eau) et la présence de Glyceridae (r=0,533; p=0,003), de *Gammarus sp*. (r=0,44;p=0,017), de *Monocorophium* (r=0,38;p=0,046), de *Cerastoderma glaucum* (r= 0,60;p=0,014) et de *Modiolus barbatus* (r=0,56 et p=0,002).

Il y a une corrélation positive entre la salinité mesurée le jour du prélèvement et la famille des Dolicopodidae (r=0,42;p=0,025).

La salinité minimum est négativement corrélée à la présence de Nereidae (r=-0,45;p=0,016). A l'inverse, il y a une corrélation positive avec la famille des Dolicopodidae (r=0,60 et p=0,001) et les *Artemia* (r=0,52;p=0,017). La transparence influence positivement la présence de Glyceridae (r=0,48;p=0,008), de *Gammarus sp* (r=0,51: p=0,005), de *Monocorophium sp* (r=0,53;p=0,004), d'*Artemia sp* (r=0,11;p=0,017), de *Tellina tenius* (r=0,61;p=0,00) et des Naticidae (r=0,38;p=0,045).

La variable salinité maximum est significativement corrélée avec la famille des Dolicopodidae (r=0,60;p=0,001), avec les coléoptères (r=0,44;p=0,018), les Ephydridae (r=0,44;p=0,018) et *Artemia* (r=0,63;p=0). A l'inverse, *Cerastoderma glaucum* (r=-

0,42;p=0,024) et *Tellina tenius* (r=-0,44;p=0,021) sont corrélés négativement avec cette variable.

Il y a une corrélation négative entre le nombre de mois d'assèchement et la présence de Chironomidae (r=-0,44;p=0,019), *Cerastoderma glaucum* (r=-0,58;p=0,001) et *Tellina tenius* (r=-0,43;p=0,021). A l'inverse, une corrélation positive et la présence de Dolicopodidae (r=0,40;p=0,030), de coléoptères (r=0,42;p=0,024) et d'*Artemia* (r=0,43;p=0,21) est constatée.

Le pourcentage de sable à La présence de *Cerastoderma glaucum* est corrélé positivement au pourcentage de sable (r=0,66;p=0).

Tableau 3: Présentation des variables biotiques (espèces, famille ou genre) corrélées significativement aux variables abiotiques (hauteur d'eau, salinité, salinité minimum (mini), salinité maximum (max), nombre de mois d'assèchement au cours des 12 derniers mois , le pourcentage de sables et celui des argiles et limons par la présence du p-value (p)) ou non (présence du tiret dans le cas contraire).

Variables	nereidae	Glyceridae	Chironomidae	Dolicopodidae	Coleo	Ephydridae	Gammarus sp	Microdeutopus	Monocorophium	Artemia	*Cerastoderma Glaucum*	Tellina	*modiolus barbatus*
Hauteur eau	-	,5333 p=,003	-	-	-	-	,4481 p=,017	,4456 p=,017	,3801 p=,046	-	,6016 p=,001	,4612 p=,014	,5606 p=,002
Salinité	-	-	-	,4225 p=,025	-	-	-	-	-	-	-	-	-
salinité min	-,4523 p=,016	-	-	,6032 p=,001	-	-	-	-	-	,5234 p=,004	-	-	-
transparence	-	,4880 p=,008	-,5042 p=,006	-	-	-	,5150 p=,005	-	,5319 p=,004	,4483 p=,017	-	,6152 p=,000	-
salinité max	-	-	-	,6059 p=,001	,4426 p=,018	,4426 p=,018	-	-	-	,6366 p=,000	-,4246 p=,024	-,4403 p=,019	-
Nombre mois assechement	-	-	-,4411 p=,019	,4099 p=,030	,4258 p=,024	,4258 p=,024	-	-	-	,4330 p=,021	-,5845 p=,001	-,4335 p=,021	-
Sables	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	,6603 p=,000	-	-
Argiles et limons	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-,6603 p=,000	-	-

4.6 Qualité biologique des lagunes permanentes

Le tableau ci-dessous illustre les résultats des indices issus des calculs d'AMBI et du M-AMBI qui rendent compte de la qualité des lagunes permanentes.

Tableau 4: Résultats des calculs des indices AMBI et M-AMBI pour les lagunes Rascaillan, Galabert 2 et Beauduc échantillonnées en 2015 et 2016. Y sont indiqués les proportions des groupes de polluo-sensibilités différentes (de I à V) et les indices métriques (richesse et diversité) associés à chaque lagune.

année	Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	Mean AMBI	BI from Mean AMBI	Disturbance Clasification	Richness	Diversity	M-AMBI	Statuts
2016	RASCAILLAN	0	0	100	0	0	3,167	2	Slightly disturbed	3	0,19	0.3738	Poor
	GALABERT2	1,1	0,8	98	0	0	3,163	2	Slightly disturbed	10	1,29	0.635	Good
	BEAUDUC	43,6	2,9	53,5	0	0	2,705	2	Slightly disturbed	17	2,92	1.0004	High
2015	RASCAILLAN	0,3	0	91,1	8,6	0	3,131	2	Slightly disturbed	4	0,52	0.43714	Moderate
	GALABERT2	1	0	94,2	4,9	0	4,058	3	moderately disturbed	5	1,24	0,47709	moderate
	BEAUDUC	25,5	4,5	67,9	2,1	0	2,262	2	Slightly disturbed	8	0,54	2,33	high

L'étang de Rascaillan est classé légèrement perturbé en 2015 et à nouveau en 2016, avec de faibles valeurs d'AMBI au cours de ces deux années, celle de 2016 ayant légèrement augmenté (3,167) par rapport à 2015 (3,131). Quant à son statut écologique (M-AMBI), il est passé de modéré à pauvre. 100 % du peuplement trouvé en 2016 se rattachait au groupe III (espèces tolérantes à l'hypertophisation), contre 91,1 % en 2015 ; aucune espèce du groupe I (espèces sensibles à l'eutrophisation) n'a été trouvée en 2016.

Pour l'étang de Galabert, une amélioration significative est remarquée, cette lagune passant de la catégorie « modérément perturbée » en 2015 à « légèrement perturbée » en 2016. Cette évolution s'accompagne d'une amélioration de son statut écologique, qui passe d'un état « modéré » en 2015 à « bon » en 2016. Par rapport à 2015, les peuplements présents dans cette lagune sont marqués par la disparition des taxons se rattachant à la catégorie IV (espèces opportunistes de second ordre) et l'apparition de taxons se rattachant à la catégorie II (espèces peu tolérantes l'eutrophisation).

Enfin, l'étang de Beauduc est en 2016, comme en 2015, dans la même catégorie de perturbation (légèrement perturbée) et d'état écologique (qualité élevée). Il est à noter que c'est le seul étang présentant un bon statut écologique maintenu dans le temps. En 2016, la

proportion des espèces du groupe I a quasiment doublé (25,5 % en 2015 et 43,6 % en 2016) et les taxons se rattachant au groupe IV n'ont pas été retrouvés.

4 DISCUSSION

Les milieux lagunaires, de par leur situation à l'interface entre la mer et le continent, sont caractérisés par l'existence de gradients hydro-chimiques, biologiques et sédimentaires (Guelorget & Pertuisot, 1982). Les relations entre la composition spécifique du benthos et les variables abiotiques des milieux lagunaires ont fait l'objet d'importantes recherches. La salinité est généralement considérée comme constituant le facteur majeur conditionnant la répartition des organismes benthiques (Teske & Wooldridge, 2003 ; Giménez *et al.*, 2005 ; Aguesse, 1957) , les fluctuations halines agissant sur la dynamique des espèces (Verschuren *et al.*, 2000 ; Llanso *et al*., 2002 ; Pasquaud, 2006). Les eaux présentant de grandes variations de salinités sont dites poikilohalines. Elles se distinguent en 4 catégories définies par des gammes de salinité moyenne : les eaux oligosaumâtres (0.5 à 5g/l), les eaux saumâtres (5 à 16 g/l), les eaux polysaumâtres (16 à 40g/l) et les eaux salées (supérieure à 40g/l) (Aguesse, 1957). En fonction de leur affinité avec les variations de salinité, on distingue deux groupes d'espèces : les euryhalines supportant de grandes amplitudes de sel et les sténohalines présentes quand la salinité est stable (Bianchi, 1985).

Enfin, d'après Guelorget & Pertuisot (1982b), il existe une évolution simultanée des gradients hydro-chimiques d'une part et de la zonation et des gradients biologiques d'autre part, depuis la communication avec la mer vers les confins lagunaires. Ces auteurs définissent ainsi la notion de confinement et l'associent au temps que mettent les éléments venus de la mer pour atteindre chaque point de la lagune considérée, ou au temps de renouvellement du milieu. Autrement dit, on peut parler d'isolement par rapport au milieu marin. Le degré de confinement des milieux paraliques est décliné en six catégories par Guelorget & Perthuisot (1982), depuis le « proche paralique », qui est la continuation du domaine marin, jusqu'au « paralique lointain », ce dernier pouvant être représenté à l'extrême soit par un écosystème d'eau douce, soit au contraire par un écosystème hypersalé (annexe 5).

Nos analyses ont montré que les lagunes ont évolué différemment entre 2015 et 2016. Concernant l'étang de Galabert, les travaux hydrauliques visaient d'une part, à réduire son confinement par curage d'un chenal et redimensionnement d'un ouvrage de communication (au sud de l'étang) et d'autre part à le reconnecter au sous-bassin versant constitué par

l'hydrosystème Vaccarès, en aménageant au nord un ouvrage de communication avec l'étang du Tampan (Boutron, 2014). Un an après travaux, nos résultats ne permettent pas de démontrer pour cette lagune une tendance au « déconfinement ». Les densités élevées de chironomes relevées en 2016 traduit un degré de confinement de type V (confinement élevé où la production de phytoplancton est maximale) similaire à 2015. La présence de mollusques du genre *Hydrobia* révèle également un niveau de confinement important (Guelorget & Perthuisot, 1982). On observe toutefois sur la station 3 du Galabert une augmentation significative de *Cerastoderma glaucum* et l'apparition de *Tellina tenius*. Cette dernière est dépendante d'échanges avec la mer et elle est sensible à l'hypertrophisation (Borja *et al.,* 2000). D'après nos analyses, elles sont absentes en présence de turbidité élevée et de forte concentration de sel et elles sont aussi absentes pendant des périodes d'assèchement prolongé. Son installation sur la station 3 ne permet donc pas de conclure à un déconfinement avéré de l'étang. L'augmentation significative des mollusques bivalves et gastéropodes traduit cependant une amélioration des conditions écologiques. Les métriques des stations de Galabert ont évolué de façon similaire. L'étang de Galabert est passé d'un état modéré en 2015 à bon en 2016. Parallèlement aux changements observés sur la faune benthique de l'étang du Galabert, il a aussi été constaté en 2016 une augmentation du recouvrement des herbiers de *Ruppia cirrhosa* au sein de cette lagune (M. Thibault, com. pers.). L'augmentation significative des Hydrobidae, qui sont des mollusques brouteurs, pourrait être corrélée à celle des herbiers de *Ruppia*.

L'étang de Beauduc n'était pas directement visé par les travaux hydrauliques et l'évolution de son fonctionnement est surtout liée à celle du trait de côte. La multiplication des brèches observée sur la digue située en front de mer au droit de l'étang à partir de 2011 (Tour du Valat, 2012 ; Parc naturel régional de Camargue *et al.,* 2016), a dans un premier temps amplifié les phénomènes d'intrusion des eaux marines et renforcé les échanges hydrologiques entre cet étang et la mer, ce qui a probablement favorisé une colonisation accrue par des organismes marins. Cependant, cette évolution a également provoqué d'importants transferts de sédiments dans la lagune, avec pour conséquence, au printemps 2015, une interruption des échanges hydrologiques. Ces échanges étaient rétablis et continus au cours des mois précédant la campagne d'échantillonnage 2016. Garnerot *et al.* (2004) ont démontré que des entrées massives d'espèces peuvent influencer la composition et la structure des peuplements. Dans notre étude, on observe une augmentation significative des tellines dans la station 3 de l'étang de Beauduc et plus globalement, une augmentation significative de l'abondance et de la

richesse spécifique sur cette station. L'augmentation de *Cerastoderma glaucum* dans deux stations révèle aussi des conditions environnementales plus propices à la vie (Guelorget & Perthuisot, 1982a). L'augmentation des hydrobies constatée à la station 2 pourrait être corrélée au développement important des herbiers de macrophytes, également observé dans cette lagune en 2016 (Thibault, com. pers.). L'augmentation significative des tellines semble favorisée par la reprise des échanges hydrologique entre la mer et l'étang de Beauduc, qui tendent à mariniser ce dernier. De plus, de par sa proximité avec la mer, l'étang de Beauduc affiche un degré de confinement faible. L'augmentation de *Gammarus sp* adjoint à celle de *Tellina tenius*, espèces influencées par une augmentation de matière organique (type I) (Borja *et al.,* 2000), associée à la disparition des espèces de type IV (i.e, Dolicopodidae) dont la prolifération est stimulée par un enrichissement du milieu, traduit une amélioration de l'état écologique de l'étang de Beauduc.

L'étang de Rascaillan, caractérisé au cours des deux années par de faibles indices de diversité et d'Equitabilité (chacun inférieur à 0.5) qui reflètent un déséquilibre des peuplements, n'était pas ciblé par les travaux réalisés à l'occasion de cette première phase de restauration hydraulique et n'a pas fait l'objet de changements dans sa gestion hydraulique. Cependant, des changements significatifs sont mis en évidence dans la composition des peuplements, avec dans la station 1, une diminution des chironomes et plus globalement, un statut écologique (M-AMBI) dégradé en 2016 par rapport en 2015. Cette évolution paraît liée à l'augmentation de la salinité, dans un contexte de confinement important et de précipitations beaucoup plus faibles durant la période précédant les prélèvements 2016 que durant celle précédant ceux de 2015.

Nos résultats suggèrent pour les lagunes permanentes, une étroite relation entre le niveau de confinement et le statut écologique défini en application de la DCE. En effet, on a constaté une amélioration de la qualité écologique de l'étang de Galabert et un léger déconfinement par rapport à la mer. L'étang de Beauduc présente un faible niveau de confinement et a conservé un bon statut écologique. Quant à Rascaillan, dont le confinement est élevé, il a été constaté une dégradation de son état écologique en 2016.

Les évolutions observées dans les lagunes temporaires diffèrent en fonction des plans d'eau. Jusqu'en 2015, les étangs de Fangassier 1 et de Fangassier 2 étaient cloisonnés et Fangassier 1 était dessalé par les apports d'eau issus d'un canal d'irrigation. Afin de répondre à l'objectif spécifique de favoriser la reproduction des flamants roses, ces deux unités hydrauliques ont

été décloisonnées par arasement d'une partie de la digue qui les séparait. Les travaux ont eu pour conséquence d'augmenter fortement la salinité de l'étang du Fangassier 2 et l'on observe suite à ces changements une réponse rapide des communautés benthiques, avec une diminution des chironomes corrélée négativement avec la salinité maximale (ces diptères ne peuvent subsister dans les concentrations de salinités extrêmes (Guelorget & Perthuisot, 1982a). Dans Fangassier 1, les conditions écologiques extrêmes (salinités minimales de l'ordre de 80 ‰) sont inchangées et il n'a pas été constaté de modification dans la structure des communautés benthiques de cette lagune.

Enfin, pour l'étang des Enfores de la Vignolle, bien qu'une augmentation significative des chironomes et des hydrobies associée à une diminution de la salinité soit mise en évidence sur la station 2, les peuplements trouvés sur les deux stations échantillonnées ne montrent pas de différences significatives des valeurs de diversités et d'équitabilité entre les deux années. Cette lagune temporaire présente une faible richesse spécifique associée à une faible équitabilité, ce qui traduit un déséquilibre prononcé des peuplements, révélateur de contraintes environnementales importantes (assèchement prolongé, variations de salinités).

D'après Marazanof (1969), l'instabilité des milieux lagunaires est augmentée par de fortes variations environnementales (températures élevées en été, baisse des salinités). De plus, l'interprétation des résultats a été limitée du fait que les paramètres physico-chimiques permettant d'évaluer l'eutrophisation des milieux lagunaires ne font pas l'objet d'un suivi régulier sur le site. Une recommandation serait de mettre en place un suivi régulier de ces paramètres.

Enfin, de fortes variations interannuelles de pluviométrie ont été constatées au cours des deux périodes précédant les campagnes d'échantillonnage, la campagne de 2015 faisant suite à un hiver particulièrement humide, tandis que celle de 2016 était réalisée après une longue période marquée par des précipitations largement inférieures à la moyenne, à l'origine d'un important déficit hydrique.. De par leur influence sur les bilans hydriques et par conséquent sur les conditions écologiques des milieux lagunaires, ces fluctuations rendent certainement difficile la mise en évidence à court terme, d'un effet des travaux de restauration.

5 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Cette étude a permis de décrire et analyser l'évolution à court terme de la macrofaune benthique présente dans les lagunes du site des Etangs et marais des salins de Camargue. Elle constitue une première évaluation de l'effet des travaux réalisés dans le cadre du projet de renaturation du site. L'évolution de la structure des communautés benthiques échantillonnées entre 2015 et 2016 a mis en évidence des changements tendant vers une amélioration de l'état écologique de la lagune permanente principalement ciblée par les travaux (étang du Galabert) et de celle la plus fortement soumise à la dynamique côtière (étang de Beauduc). A l'inverse, l'étang du Rascaillan qui n'était pas directement ciblé par les travaux hydrauliques, montre une légère dégradation de son état écologique, qui peut s'expliquer par un important déficit hydrique résultant de faibles précipitations durant la période qui a précédé la seconde campagne d'échantillonnage. Nos résultats montrent également des évolutions contrastées pour les lagunes temporaires, avec dans un cas (Fangassier 2) une réponse rapide de la structure des communautés benthiques suite à la salinisation résultant d'une reconnexion, dans l'autre (Fangassier 1) une stabilité des communautés dans un contexte de contraintes écologiques très fortes (sursalure) demeurant inchangé, et pour une dernière lagune (Enfores de la Vignolle), le maintien d'une situation de déséquilibre prononcé des peuplements associé à des contraintes environnementales importantes et des perturbations hydrologiques.

Les invertébrés benthiques représentent une composante importante des écosystèmes lagunaires tant au niveau de la diversité et de l'abondance qu'au niveau de leur rôle dans l'équilibre des communautés (Kaiser, 2001). Dans notre étude, ce compartiment biologique a mis en évidence l'influence des conditions environnementales et des perturbations exercées dans le milieu aquatique et les sédiments. Le complexe lagunaire des anciens salins s'inscrit dans un contexte hautement évaporitique, avec d'importantes variations annuelles des conditions climatiques influant fortement sur les bilans hydrique des lagunes. Ces variations induisent des évolutions écologiques non linéaire, elles peuvent limiter la mise en évidence des effets des travaux de restauration et impliquent de rester prudent sur les conclusions de la présente étude et de poursuivre le suivi sur le long terme. De plus, en complément des variables abiotiques mesurées, il faudrait prévoir de mettre en place un suivi régulier des paramètres permettant d'évaluer la sensibilité des écosystèmes lagunaires à l'eutrophisation. Ces paramètres sont d'autant plus importants à suivre que les travaux de reconnexion

hydraulique des lagunes avec le sous-bassin versant induisent potentiellement une augmentation de la vulnérabilité de certaines lagunes à l'eutrophisation.

6 REFERENCES CITEES

LITTERATURES CITEES :

Aguesse P. (1957). La classification des eaux poïkilohalines, sa difficulté en Camargue, nouvelle tentative de classification. *Vie Milieu.* 8 (4) : 341–365.

Allouche A., Dervieux A. et Nicolas L. (2015). Adaptation aux changements par renaturation dans une zone humide littorale, le delta du Rhône (France du sud) : une réponse à l'épuisement d'une gestion concertée de l'eau ? *In : Territoire en mouvement. Revue de géographie et aménagement* n°25-26.

Amanieu M. (1967). Cycle reproducteur annuel à Arcachon d'une population d'*Orchestia gammarella* (Pallas), Amphipode Talitridae. C. R. *Académie Internationale de Paris,* (D) 264 (9) : 1193-1196.

Amanieu M., Guelorget O. et Michel P. (1977). Richesse et diversité de la macrofaune benthique de la lagune littorale méditerranéenne de Prévost. *Vie Milieu*, 27 (1B) : 85-109.

Bazin P. et Barnaud G. (2002). Du suivi à l'évaluation : à la recherche d'indicateurs opérationnels en écologie de la restauration, *La Terre et la Vie : revue d'écologie*, supplément 9 :201-224.

Bensettiti F., Gaudillat, V. et Haury J. (coord.) (2002). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 3 - Habitats humides. MATE/MAP/MNHN. *Ed. La Documentation française*, Paris, 457 p. + cédérom

Boissery P. (2014). Restauration du milieu marin méditerranéen, état des travaux en cours et perspectives. Rapport Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 59 p.

Borja A., Franco J. et Perez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 : 1100–1114.

Borja A. (2013). Ecological indices based on macrobenthos: the case of AMBI and M-AMBI in assessing seafloor integrity status, PERSEUS Summer School "The contribution of environmental indices in meeting objectives and principles of Marine Strategy Framework Directive. 3-7 June 2013, Costanta, Romania.

Boutron O. (2014). Rapport de modélisation hydraulique, site des Etangs et marais des salins de Camargue (action A6). Rapport Tour du Valat, projet européen LIFE10NAT/IT/256 MC-SALT, 75p.

Colwell R. K., Mao C. X. etJ. Chang, J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85 : 2717-2727.

De Tilière B.(2009). Analyses statistiques multivariées, *Cours de biologie*, 53p, 23 novembre.

Garnerot F., Bouchereau J.L., Rebelo J.E et Guelorget O. (2004). L'ichtyofaune dans l'organisation biologique d'un système paralique de type lagunaire, La Ria d'Aveiro (Portugal), en 1987-1988 et 1999-2000. *Cybium*, 28(1): 63-75.

Gibson G. R. Jr., Bowman M. L., Gerritsen J. et Snyder B. D. (2000). Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. Rapport U.S. Environmental Protection Agency, 43 p.

Giménez L., Borthagaray,A., Rodrĩguez M., Brazeiro A. et Dimitriadis, K. (2005). Scale-dependent patterns of macrofaunal distribution in soft-sediment intertidal habitats along a large-scale estuarine gradient. *Helgoland Marine Research* 59: 224-236.

Gotelli N. et Colwell R.K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4 : 379-391.

Grall J. et& Coïc, N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Rapport Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT, 91 p.

Griffith M.B.et Perry S.A. (1993). Colonization and processing of leaf litter by macroinvertebrate shredders in streams of contrasting pH. *Freshwater Biology* 30 : 93-103.

Guelorget O.et Michel, P. (1976). Recherches écologiques sur une lagune saumâtre méditerranéenne, l'Etang du Prévost (Hérault). I - Le milieu, 95 p. II - Les peuplements benthiques. Thèse de Spécialité, Université des Sciences et Techniques de Languedoc, Montpellier (France), 122 p
Guelorget O. et Perthuisot, J-P. (1982). Structure et évolution des peuplements benthiques en milieu paralique. Comparaison entre un modèle dessalé (l'Étang du Prévost, France) et un modèle sursalé (la Bahiret el Biban, Tunisie). Conséquences biologiques et géologiques. *Journal de Recherche. Océanographique.* VII, 2.3.4., 2–II.

Guelorget, O. et Perthuisot, J-P. (1982a). Contribution à l'étude biologique de la Bahiret el Biban, lagune du Sud-Est tunisien. Symposium SGF et ASF, «Transition eaux douces - eaux salées.» *Mémoire de la. Société Géologique de France*, N.S., № 144, pp. 173–186.

Guillaumont B. et Gauthier, E. (2005). Recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la DCE. Recommandations pour le benthos marin. Rapport IFREMER. Version 1 DYNECO/VIGIES 2005-0511, 28p + annexes

Heerebout G. R. (1970). A classification system for isolated brackish inland waters, based on median chlorinity and chlorinity fluctuation. *Netherlands Journal of Sea Research* (4) : 494-503.

Hily C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, 696 p

Hily C., Bris, H. L. et Glémarec, M.(1986). Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. Océanis (12): 419-426.

Kaiser J. (2001). Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment. *Sciences publishers, Inc.,* 204 p

Llanso R. J., Scott L. C., Dauer D. M., Hyland J. L. et Russell, D.E. (2002). An estuarine benthic index of biotic integrity for the Mid-Atlantic region 'of the United States. I. Classification of assemblages and habitat definition. *Estuaries,* 25: pp 1219–1230.

Marazanof, F. (1969). Contribution à l'étude écologique des mollusques des eaux douces et saumâtres de Camargue, I. – Milieux – espèces. Annales de limnologie, t.5, fasc .3, 201-323

Maridet L., Wasson J.G. et Philippe M. (1992). Vertical distribution of fauna in the bed sediment of three running water sits : Influence of physical and trophic factors.Regulated Rivers : Researc & Mangement 7 :45-55.

Mathevet R. (2004). Camargue incertaine. Sciences, usages et natures. *Buchet-Chastel, Collection Écologie,* Paris, 205 p.

Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer.(2009). Les zones humides : Un enjeu national. Bilan de 15 ans de politiques publiques, 95 p.

Muxika I., Borja A. et Bald J. (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 16-29.

Muxika I., Borja, A. et Bonne, W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5 (1) :19-31.

Parc naturel régional de Camargue, Tour du Valat et Société Nationale de Protection de la Nature (2016). Etangs et marais des salins de Camargue, Rapport d'activités 2015. 190 p + annexes.

Pearson T. H. et Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, 16 : 230-306.

Pôle-relais lagunes méditerranéennes. (2013). Contribution à la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire prioritaire 1150-2* Lagunes côtières méditerranéennes à l'échelle du site Natura 2000. Mars 2013. Rapport Conservatoire d'espaces naturels du Languedoc-Roussillon, 47 p.

Pôles-relais lagunes méditerranéennes. (2007). Synthèse sur les zones humides françaises, à destination des gestionnaires, élus et acteurs de terrain. Vers une gestion intégrée des lagunes méditerranéennes, Tome 1 : synthèse générale. 73 p.

Teske P. et Wooldridge T. (2003). What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/closed South African estuaries- Salinity vs. sediment particle size. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57:225- 238

Tour du Valat (2012). Etat écologique initial des étangs et marais des salins de Camargue - Secteurs des salins et anciens salins. Rapport pour le Parc Naturel Régional de Camargue et le Conservatoire du littoral. 211 p + annexes.

Tour du Valat (2016). Plan stratégique 2016-2020. 166p.

Verschuren D., Tibby J., Sabbe, K. et Roberts N. (2000). Effect of depth, salinity, and substrate on the invertebrate community of a fluctuating tropical lake. *Ecology*, 61: 70-82

Wolff W.J. (1983). Estuarine benthos, in: Ketchum, B. H. (Ed.) Estuaries and enclosed seas. Ecosystems of the world, 26: pp 151-182.

SITES INTERNET :

Site de la Tour du Valat, consulté en mars 2016 :

http://www.tourduvalat.org/fr/la_tour_du_valat/la_fondation

Site de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranéen Corse, consulté en mars 2016 :

http://www.eaurmc.fr/pedageau/les-milieux-aquatiques/les-zones-humides.html

Site du Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, consulté en mars 2016 :

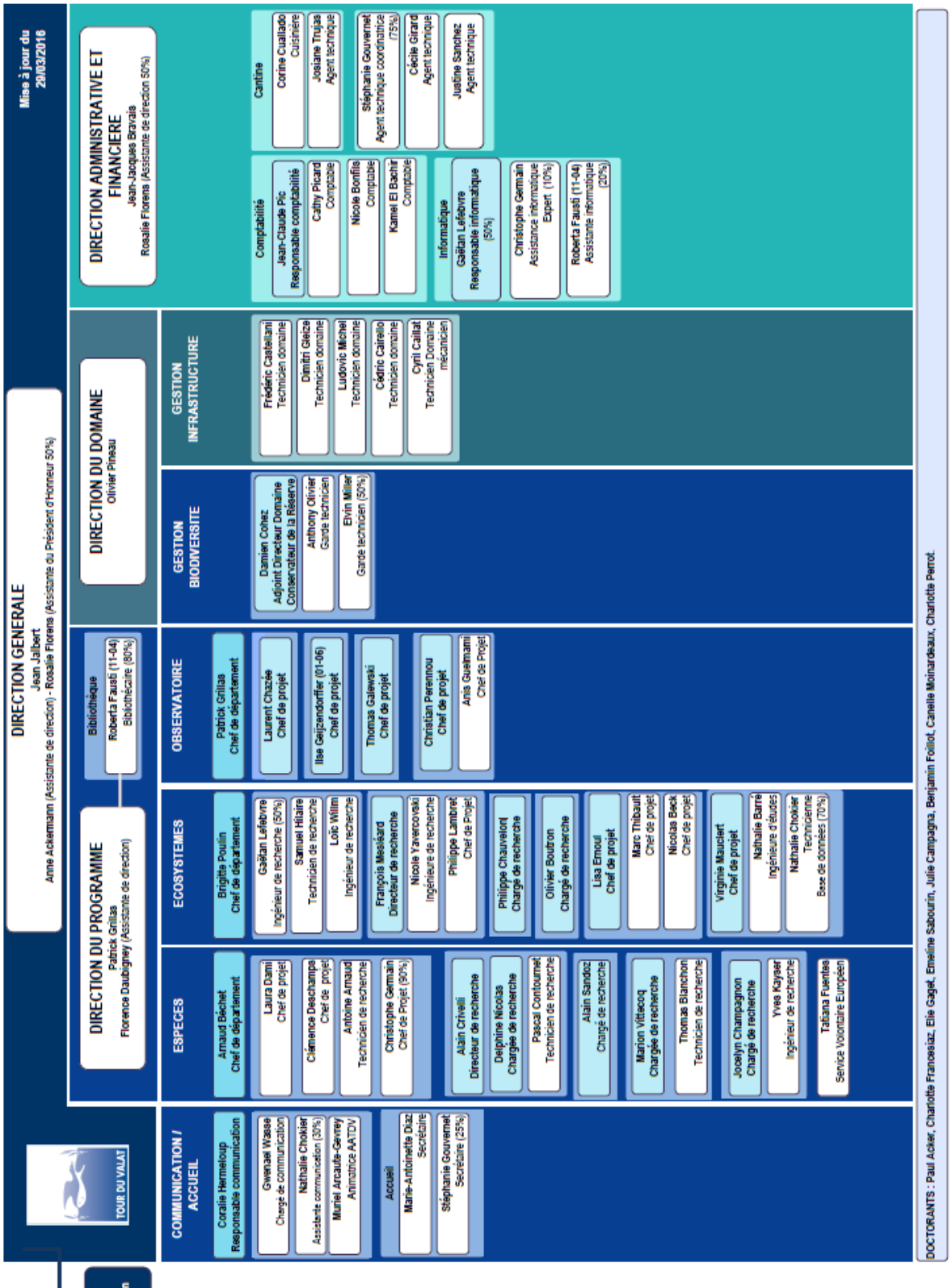
http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-gestion-integree-des-zones.html

Site du Parc Naturel Régional de Camargue, consulté en mars 2016 :

http://www.parc-camargue.fr/index.php?pagendx=1080

ANNEXES

Annexe 1 : Organigramme de la Tour du Valat.



Annexe 2 : Tableau réunissant les groupes écologiques de polluo-sensibilité différentes, d'après Hily (1984)

Classes	Degrés de sensibilité	Caractéristiques	Groupes trophiques	Espèces
I	Sensibles à une hypertrophisation	Espèces largement dominantes en conditions écologiques normales et qui disparaissent les 1ères lors d'un enrichissement du milieux. Ce sont les dernières à se réinstaller après une perturbation d'un habitat	Suspensivores, carnivores sélectifs, quelques dépositivores tubicoles de surface	*Gammarus aequicauda* *Pseudopolydora sp.* *Tellina tenius* *Akera bullata* *Cyclope neritea* *Bittium reticulatum*
II	Indifférents à une hypertrophisation	Espèces peu influencées par une augmentation de quantité de matière organique	Carnivores et nécrophages peu sélectifs	*Idotea baltica* *Idotea chelipes* *Laeonereis glauca* *Mysis sp.* *Naticidae*
III	Tolérants à une hypertrophisation	Espèces naturellement présentes dans les vases chargées de matières organiques car leurs prolifération est stimulée par un enrichissement du milieux	Dépositivores tubicoles de surface qui profitent du film superficiel de sédiments chargés en matière organique	*Carcinus aestuarii* *Cerastoderma glaucum* *Glycera tridactyla* *Microdeutopus gryllotalpa* *Corophium insidiosum* *Hydrobia sp.* *Chironomidae*
IV	Opportunistes de second ordre	Espèces possédant des cycles de vie courts (<1an) proliférant en surface des sédiments réduits	Dépositivores de surface	*Dolicopodiidae* *Neanthes caudata*
V	Opportunistes de premier ordre	Espèces proliférant dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	Dépositivores tubicoles de surface qui profitent du film superficiel de sédiments chargés en matière organique	

Annexe 3 : Ouvrages et sites internet utilisés pour l'identification des macroinvertébrés benthiques

Ouvrages spécifiques	Annélides : Fauvel P. (1923). Polychètes errants. *Faune de France*, Vol n°5, Paul Lechavalier, Paris. 488p. Fauvel P. (1927). Polychètes sédentaires. *Faune de France*, Vol n°16, Paul Lechavalier, Paris. 494p. Crustacés : Amoros C. (1984). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Crustacés Cladocères. *Bulletin de la société Linnéenne de Lyon* 53 (3) : p72-107 ; 53 (4) : p120-144 Chevreux E. et Fage, L. (1924). Amphipodes. *Faune de France*, Vol n°9, Paul Lechavalier, Paris, 488p. Rose M. (1933). Copépodes pélagiques. *Faune de France*, Vol n° 26, Paul Lechavalier, Paris, 377p. Mollusques : Poppe T. G. et Goto, Y. (1991). European Seashells, *ConchBooks*, Vol. I. Verla Christa Hemmen Eds., 352p. Poppe T. G. et Goto, Y. (1993). European Seashells, *ConchBooks*, Vol. II. Verla Christa Hemmen Eds., 221p. Insectes : Dierl W. et Ring, W.(2013). Insectes de France et d'Europe. *Delachaux etNiestlé*, 242p. Goetghbuer M. (1932). Diptères Chironomidae IV. *Faune de France*, Vol n°23, Paul Lechavalier, Paris. 207p. Parent Q. (1938). Diptères Dolichopodidae. Faune de France, Paul Lechavalier, Paris. 723p
Sites web	Site de World Register Of Marine Species (WORMS), consulté pendant la période du stage : http://www.marinespecies.org/

Annexe 4 : Tableaux synthétiques des données de la macrofaune benthique par station issues des campagnes de 2015 et de 2016.

Données 2015	Enfore 1	Enfore 2	Fangassier 1-1	Fangassier 1-2	Fangassier 2-1	Fangassier 2-2	Rascaillan 1	Rascaillan 2	Galabert 2-1	Galabert 2-2	Galabert 2-3	Beauduc 1	Beauduc 2	Beauduc 3
Annélides polychètes :														
Neanthes caudata	8	2									1			
Pseudopolydora sp.							11	17		1	3	6		2
Laeonereis glauca												1	1	2
Glycera tridactyla													3	
Insectes :														
Chironomidae sp.	28			2	28	5	197	101	6		60	12		4
Dolichopodidae sp.			1										2	
Ephydridae sp.			1											
Coleoptera			1											
Crustacés :														
Gammarus aequicauda	1	1			1			1				14		
Microdeutopus gryllotalpa								3						
Corophium insidiosum												2		
Mysis sp.		1												
Artemia sp.			2	3										
Idotea baltica												10		
Carcinus aestuarii														2
Mollusques bivalves :														
Cerastoderma glaucum									8	5	18	31	16	8
Tellina tenius										1		36	17	28
Mollusques gastéropodes :														
Hydrobia sp.												87	55	37
Naticidae sp.													3	1
Cyclope neritea														2
Bittium reticulatum														

Données 2016	Enfore 1	Enfore 2	Fangassier 1-1	Fangassier 1-2	Fangassier 2-1	Fangassier 2-2	Rascaillan 1	Rascaillan 2	Galabert 2-1	Galabert 2-2	Galabert 2-3	Beauduc 1	Beauduc 2	Beauduc 3
Annélides polychètes :														
glyceridae														
Glycera sp	3											1	2	6
Nereidae	1										1	1		
Nereis divesicolor	3													
Nereis sp												1		
Polychaeta			1							2				
Insectes :														
Chironomidae sp	8	3					58	210	16	68	181	4	1	
Dolichopodidae sp.			1											
Crustacés :														
Gammarus sp													6	43
Microdeutopus gryllotalpa														
Corophium acherusicum												18		
Corophuim sp														21
Mysis sp.												1		
Idotea baltica														
Idotea chelipes												2		
Carcinus aestuarii														
Mollusques bivalves :														
Cerastoderma glaucum	2							1	5	19	10		2	29
Cerastoderma edule	3													
Tellina tenius											4	9	4	142
Modiolus barbatus														2
Mollusques gastéropodes :														
Hydrobia sp.	116	1	1		34	12	6	4	1	34	13	12	14	16
Cyclope neritea													3	1
Trochidae													1	

*Chironomidae sp inclus L.orthocladiinaea, L.chironomini,nymphe de chironomini et nymphe de Tanytarsini

Annexe 5 : Tableau de classification du domaine paralique en fonction du degré de confinement du milieu, d'après Guelorget, & Pertuisot, (1982)

ZONES	Degrés de confinement	Caractéristiques et Espèces
I	0 à 1 (très faible)	Continuation du domaine marin « proche-paralique » => **Espèces strictement marines « sténohalines »**
II	1 à 2 (faible)	Pénétration dans le domaine paralique => **perte espèces strictement marine , les plus « sténohalines »** **Macrofaune :** Mollusques: *Tellina tenius, Acanthocardia echinata* Polychètes: *Phyllodoce mucosa, Magelona papillocornis* Echinodermes: *Asterina gibbosa, Holothuria polii* **Macroflore :** *Posidonia oceanica et Zoostera noltii*
III	2 à 3 (Modéré)	Zone paralique marquée par => **disparition des échinodermes et dominance d'« espèces mixtes »** **Macrofaune** *Venerupis decussata* *Akera bullata* *Glycera tridactyla*
IV	3 à 4 (relativement élevé)	Zone paralique marquée par => **Disparition macrofaune marine stricte + apparition macrofaune paralique strictement :** *Cerastoderma glaucum, Nereis diversicolor, Gammarus aequicauda, Corophium insidiosum* **Macroflore** à *Ruppia spiralis*
V	4 à 5 (élevé)	Production maximale du phytoplancton (Cyanophycée et diatomés) qui colonisent la surface du sédiment => Sédimentation organique élevée + milieu interstitiel réduit **Macrofaune** vagile essentiellement marquant un confinement élevé : Crustacés détritivores : *Corophium insidiosum, Idotea baltica* Mollusques brouteurs : *Hydrobia sp* Polychètes: *Nereis diverisolor* *Larves d'insectes: Chironomidae* **Dans milieux hypohalins** : apparition des *Trichoptères, Oligochètes, Odonates* **Dans milieux hyperhalins** : apparition de *Artemia sp*
VI	5 à 6 (Très élevé)	Passage dans le paralique lointain => eau douce ou eau salée **Eau douce**: apparition des espèces d'eau douce stricte et persistance des espèces vagiles de milieux paraliques : *Microdeutopus gryllotalpa* **Eau hypersalée**: absence de macrofaune benthique à l'exception des navigateurs qui visitent momentanément la zone pour des raisons trophiques