



HAL
open science

Renaturation d'un marais estuarien : réponses des poissons et des macrocrustacés à l'échelle des communautés et des individus : suivi de la dépoldérisation du marais de Mortagne-sur-Gironde

Sabine Allou

► **To cite this version:**

Sabine Allou. Renaturation d'un marais estuarien : réponses des poissons et des macrocrustacés à l'échelle des communautés et des individus : suivi de la dépoldérisation du marais de Mortagne-sur-Gironde. Sciences de l'environnement. 2016. hal-02607845

HAL Id: hal-02607845

<https://hal.inrae.fr/hal-02607845>

Submitted on 16 May 2020

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

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

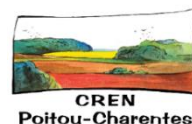
**AGROCAMPUS
OUEST**

CFR Angers

CFR Rennes



Conservatoire
du littoral



Année universitaire : **2015-2016**

Spécialité : **Agronomie**

Spécialisation (et option éventuelle) :

**Halieutique – Gestion des pêches, des
écosystèmes côtiers et continentaux**

Mémoire de fin d'études

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Renaturation d'un marais estuarien : réponses des poissons et des macrocrustacés à l'échelle des communautés et des individus

Suivi de la dépoldérisation du marais de Mortagne-sur-Gironde

Par : Sabine ALLOU



Soutenu à Rennes, le 14 septembre 2016

Devant le jury composé de :

Président : Dominique OMBREDANE, Agrocampus Ouest Rennes

Maîtres de stage : Jean Michel LALOUE, Conservatoire du Littoral
Thomas HERAULT, CREN Poitou-Charentes

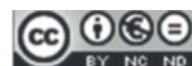
Enseignant référent : Dominique OMBREDANE

Autres membres du jury :

Elodie REVEILLAC, Agrocampus Ouest Rennes
Pierre-Marie CHAPON, ONEMA - INRA

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation
«Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France»
disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Avant-propos

La collaboration entre le Conservatoire du Littoral (propriétaire du territoire), le Conservatoire Régional d'Espaces Naturels de Poitou-Charentes (gestionnaire) et Irstea Bordeaux (institut de recherche) a permis un appui financier, technique et scientifique pour la bonne mise en œuvre de ce projet.

Au-delà de son objectif d'amélioration des connaissances, cette étude contribuera à l'élaboration du plan de gestion, pour la conservation des roselières, marais et prés salés des rives de Gironde.

Illustrations de la première de couverture :

Photographie de la partie Nord de l'ancien polder de Mortagne avec sa coursière d'érosion.
Juillet 2016

Remerciements

Mes remerciements s'adressent tout d'abord à Patrice BELZ et Jérôme GUEVEL, responsable et responsable adjoint de la délégation Centre-Atlantique du Conservatoire du Littoral, ainsi que Jean-Michel LALOUE, chargé de mission sur l'estuaire de la Gironde qui ont rendu ce stage possible. Merci également d'avoir appuyé ma participation à la formation ATEN qui est venue compléter mes compétences sur le sujet. J'en profite pour remercier l'ensemble de la délégation Centre-Atlantique ainsi qu'Adrien TONON pour le partage de connaissances.

Je pense avoir été vraiment chanceuse de l'encadrement dont j'ai pu bénéficier grâce à Thomas HERAULT, chargé de mission au CREN Poitou-Charentes et garde du littoral sur les rives de Gironde, et Alain LECHÊNE, ingénieur de l'agriculture et de l'environnement et doctorant dans l'équipe Fonctionnement des écosystèmes estuariens d'Irstea Bordeaux. Thomas, merci pour ton soutien et ta confiance tout au long de mon travail. Ça a été un plaisir de partager ces 6 mois tant sur le plan scientifique qu'humain, j'ai beaucoup appris à tes côtés. Alain, je te remercie infiniment pour ta disponibilité et ton aide si précieuse, mais surtout pour la bienveillance dont tu as fait preuve. C'est tout aussi stimulant qu'agréable de travailler avec toi. Pour tout ce que vous avez pu m'apporter, le contenu de ce mémoire vous doit énormément.

Je remercie ensuite toute l'équipe du Conservatoire Régional d'Espaces Naturels du Poitou-Charentes qui m'a intégrée à la vie du conservatoire et à celle de la fine équipe de l'antenne Charente-Maritime. Pendant ces 6 mois, venir travailler a été un réel plaisir et vous y êtes pour beaucoup. Merci à Olivier ALLENOU, Matthieu HOLTHOF, Fanny SAINTHILLER, Thomas HERAULT, Romain DUPERE, pour m'avoir si bien accueillie dans le petit monde de la gestion environnementale. Merci à Mathildo NIVEAU pour les tranches de rire et de chorizo. Je suis vraiment heureuse d'avoir partagé tous mes moments avec toi, en deux parts égales bien sûr !

Je remercie également l'équipe d'Irstea Bordeaux, pour les aides à l'identification et notamment Maud PIERRE pour l'ultime éclairage statistique.

Un travail de terrain, c'est surtout un travail d'équipe. C'est pourquoi je tiens à remercier sincèrement toutes les personnes qui sont volontairement envasés avec nous.

Tout d'abord merci aux différents acteurs de l'estuaire d'avoir pris part à cette étude : à Estelle GIRONNET du Parc de l'Estuaire, Audrey DURIEZ et Marie FERDOILE pour le Forum des Marais Atlantiques, Éric BUARD et François ALBERT de la Cellule Migrateurs Charente Seudre. Merci à Estelle KERBIRIOU et aux agents du Conseil Général de Charente Maritime pour nos nombreuses séances de nettoyage du matériel. Merci encore à Julien VENTROUX, Jérôme LALLEMAND, Julie HOLTHOF et Charles DUPE, ainsi que Thomas, Alain, Mathieu, Fanny, Adrien et Mathilde déjà cités.

Merci à Damien et Thibault, les colocs du 177, qui m'ont permis de passer de vrais bons moments le reste de mon temps ici.

Enfin, merci à mes parents et mes amis pour leur soutien perpétuel ; merci également à Cathy et Alain, pour les moments de détente des fins de semaines.

Puis merci à toi Pierre. A ton tour maintenant !

Table des matières

1. Introduction	1
1.1. Contexte scientifique général	1
1.2. Contexte local.....	2
1.3. Cadre de l'étude.....	4
1.4. Objectifs de l'étude.....	5
2. Matériel et méthode.....	6
2.1. Caractéristiques des sites d'étude	6
2.2. Protocole d'échantillonnage	8
2.3. Exploitation des données.....	12
2.4. Traitement statistique des données	13
3. Résultats	17
3.1. Description générale des peuplements en 2016.....	17
3.2. Evolution de la richesse spécifique sur la période 2008-2016	20
3.3. Réponses des peuplements aux facteurs environnementaux	21
3.4. Indices de condition des juvéniles de bar franc	23
4. Discussion.....	25
4.1. Assemblage des peuplements du marais dépoldérisé	25
4.2. Embonpoint des juvéniles de poissons dans les marais estuariens.....	29
4.3. Lien entre les deux échelles d'étude et perspectives	30
5. Conclusion.....	32
Bibliographie.....	32
Annexes	37

Liste des illustrations

Figure 1 : Situation de l'ancien polder de Mortagne sur Gironde sur les « Rives de Gironde », territoire du Conservatoire du Littoral.....	3
Figure 2 : Situation des sites de l'étude.....	7
Figure 3 : Axe principal du marais dépoldérisé à basse mer. Coursière d'érosion en arrière-plan	8
Figure 4 : Photographie des stations naturelles de référence. A gauche : coursière naturelle des prés salés en pleine eau.	9
Figure 5 : Cartographie des stations de pêche	9
Figure 6 : Photographie des verveux doubles posés à marée basse dans l'axe principal : P. Paradière, A. Chambre amont, B. Chambre aval.....	10
Figure 7: Evolution de la richesse spécifique raréfiée de l'ensemble du necton au cours des années pour les deux types d'engins..	20
Figure 8 : Arbre de régression multivarié des BPUE transformées en fonction de la matrice de facteurs environnementaux : années, mois, station (AP : axe principal, CN : coursière naturelle, ET : étier), et coefficients de marée.....	21
Figure 9: Graphiques d'invalidation du modèle. A gauche : double-log de la masse en fonction de la taille et le modèle linéaire non ajusté (droite rouge). Au centre : variance des résidus non homogène. A droite = QQplot et qqline en rouge pour la normalité des résidus.....	24
Figure 10: Graphiques de validation du modèle. A gauche : double-log de la masse en fonction de la taille et le modèle ajusté (courbe bleu). Au centre : variance des résidus et droite y=0. A droite : QQplot et qqline en bleu pour la normalité des résidus	24
Figure 11 : Indices de condition des bars francs du groupe 0+ dans le marais naturel et le marais dépoldérisé, en juin et juillet 2016.	25
Tableau 1 : Caractéristiques physiques des deux stations étudiées	9
Tableau 2: Calendrier des campagnes de pêche scientifique 2016.....	10
Tableau 3 : Différences entre les deux engins pour la campagne 2016. Q = quantiles	14
Tableau 4 : Synthèse des captures par taxon pour les deux stations échantillonnées. N = nombre d'individus, %N = abondance relative, %B = biomasse relative, % juv = proportion des individus juvéniles. Valeurs maximales en gras.	17
Tableau 5 : Evolution des fréquences d'occurrence mensuelles entre les deux stations : ●100%, ●75%, ●50%, ●25% et richesse spécifique mensuelle (en nombre d'espèces)	19
Tableau 6 : Nombre d'espèces attendu par engin par groupes et par année en fonction de la taille de l'échantillon.....	20
Tableau 7 : CV error en fonction de la matrice d'abondance.....	21
Tableau 8 : Résultats des associations espèces-groupes à partir des CPUE et BPUE ainsi que les coefficients de corrélation et les p-value associées.	22
Tableau 9 : Tailles et indices de condition des juvéniles de bars	24

– Rapport –

1. Introduction

1.1. Contexte scientifique général

Les estuaires sont des interfaces terre-océan qui remplissent un rôle écologique essentiel dans la dynamique des écosystèmes côtiers (DUCROTOY, 2010). Ils se caractérisent généralement par un comportement hydrodynamique particulier, résultant des débits des affluents et de la marée et par d'un stock sédimentaire important, expliquant souvent une forte turbidité (ROMAÑA, 1994). Latéralement, l'estran se compose de vasières, de chenaux et de marais indissociables du fonctionnement de l'estuaire. En région tempérée, deux fois par jour, ces zones intertidales sont couvertes lors de la pleine mer et découvertes lors de la basse mer. Cette dynamique structure l'estran entre la slikke, partie basse de la vase et le schorre, ou prés salés, dans sa partie haute (VERGER, 2005).

Ce milieu constitue ainsi un écotone bien spécifique où le balancement des marées influence l'installation des organismes vivants dans le milieu (KNEIB, 1997). De plus, les faibles profondeurs et la température de l'eau par conséquent plus élevée, confère à cette zone une attractivité pour de nombreuses espèces animales : limicoles, poissons et crustacés (PARLIER, 2006). Ces deux derniers groupes représentent le necton dans les marais estuariens : ces organismes aquatiques peuvent se déplacer activement dans l'eau pour s'affranchir des courants (HAECKEL, 1890). L'utilisation des marais intertidaux par le necton se limite aux chenaux inondés par la marée (SALGADO, 2004). Ils sont cependant reconnus pour jouer un rôle de nourricerie important pour de nombreuses espèces nectoniques (KNEIB, 1997) : accueil des juvéniles, disponibilité trophique et protection (CATTRIJSSE et HAMPEL, 2006). Ces habitats sont notamment essentiels pour le soutien des stocks de certaines espèces d'intérêt halieutique (LEFEUVRE et al, 2003 ; LE PAPE, 2005).

Depuis le XI^e siècle, plusieurs phases de poldérisation importantes ont converti ces zones intertidales en marais exploités pour la culture intensive de céréales (BAWEDIN, 2004). Pour cela, des digues et des systèmes de canaux ont été créés, permettant d'assécher rapidement les marais et de les isoler de l'estuaire. Ces nouvelles pratiques, qui donnent priorité à l'agriculture conventionnelle, génèrent de profondes modifications du milieu. L'endiguement est responsable de la perte de certaines fonctions biologiques associées aux espaces littoraux telles que la réduction des échanges entre les compartiments terrestre et maritime ou encore la perte de productivité (ANRAS et al, 2004).

Au début des années 80, le contexte économique difficile et la surproduction agricole tendent à inverser la tendance de la poldérisation (GOELDNER GIANELLA, 2007). Aujourd'hui, le coût de l'entretien des digues est supérieur à la rentabilité des activités et les enjeux environnementaux (érosion de la biodiversité, changement global...) sont devenus prioritaires. La renaturation des marais intertidaux présente ainsi un intérêt grandissant. La dépoldérisation est une des formes de restauration envisageable. Elle consiste à rouvrir les marais à la mer, renonçant ainsi aux attributs du polder (GOELDNER GIANELLA, 2009). Les fonctions écologiques perdues suite à l'endiguement peuvent alors être potentiellement rétablies (DUCROTOY, 2010). Cette dynamique de restauration écologique des zones littorales constitue également une nouvelle forme de protection côtière : elle favorise la recréation d'un schorre (GOELDNER GIANELLA, 2007), barrière naturelle à la houle et l'érosion marine. Après des siècles d'interventions directes, la dépoldérisation s'inscrit dans une nouvelle dynamique plus mesurée. En France, ces interventions « douces » s'observent peu à peu, notamment sur l'estuaire de la Gironde, avec pour exemple celles de l'Île Nouvelle (33) ou de Mortagne-sur-Gironde (17) (VALETTE, 2013).

1.2. Contexte local

L'estuaire de la Gironde est situé sur la façade Sud-Ouest Atlantique de la France. Il est le plus vaste d'Europe occidentale avec 635 km² de superficie (LOBRY, 2004). Il se caractérise par une influence marine s'exerçant à plus de 150 km en amont de l'embouchure, un faciès sédimentaire vaseux et une turbidité élevée. Cet estuaire renferme le plus grand bouchon vaseux de France qui se déplace de l'amont vers l'aval, au gré des apports fluviaux et des marées (ALLEN et al, 1974). Malgré un balancement des marées conséquent sur tout l'estuaire, l'action de l'homme a fortement réduit les zones intertidales. Elles se concentrent actuellement dans la partie aval de l'estuaire dans la région de Mortagne-sur-Gironde (JOUANNEAU, 1973).

Le marais de Mortagne, aussi appelé lagune de Conchemarche, est comparable à un rectangle de 2,1 km de long sur 900 m de large environ. Ces 190 ha de marais font partie d'un ensemble de prés salés naturels de 1600 ha qui bordent la rive droite de l'estuaire sur 37 km de long (Figure 1). Ancien polder agricole, il a été gagné sur l'estuaire dans les années 1960, suite au comblement du chenal de Saintonge dans les années 1930 (VERGER, 2005). Il a ensuite été cultivé de façon intensive pour la céréaliculture (maïs, blé, colza, tournesol) instaurant la mise en place d'un réseau de canaux gérés en eau douce pendant plus de 30 ans (ROYANT, 2001). Suite à la tempête « Martin » de décembre 1999, la digue de protection a cédé en plusieurs endroits. Cela a d'abord entraîné la submersion du polder, puis une reconnexion totale du marais

en 2003 via le creusement d'une brèche au nord-ouest du site (VERGER, 2005). Le déclenchement du dispositif ORSEC, pour protéger la population locale, a permis la construction d'une digue en retrait du polder dès janvier 2000. Celle-ci isole à présent le marais de Mortagne du reste des polders de la zone (ROYANT, 2001).

Le Conservatoire du Littoral (CdL) (Annexe Ia) rachète en novembre 2000 cet ancien polder agricole, rendu inexploitable, dans le but de le laisser évoluer naturellement. Depuis, le CdL a acquis une grande partie des roselières et prés salés qui constituent le Domaine Public Fluvial (DPF) de la rive charentaise de l'estuaire, formant les « Rives de Gironde » (Figure 1). Ce territoire est également concerné par différentes mesures de protection et d'inventaire : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1 et 2, Zone Natura 2000 au titre de la Directive Habitats Faune Flore et de la Directive Oiseaux (ZPS et ZICO), Site inscrit et Réserve de chasse maritime (FRANCIN, 2014). Depuis 2000, le Conservatoire Régional d'Espaces Naturels Poitou-Charentes (CREN) (Annexe Ib) s'est vu confier la gestion de cette partie de l'estuaire, pour la réalisation de suivis biologiques et l'appui technique au CdL (HERAULT, 2010). Le CREN assure ainsi la surveillance de la libre évolution du milieu.

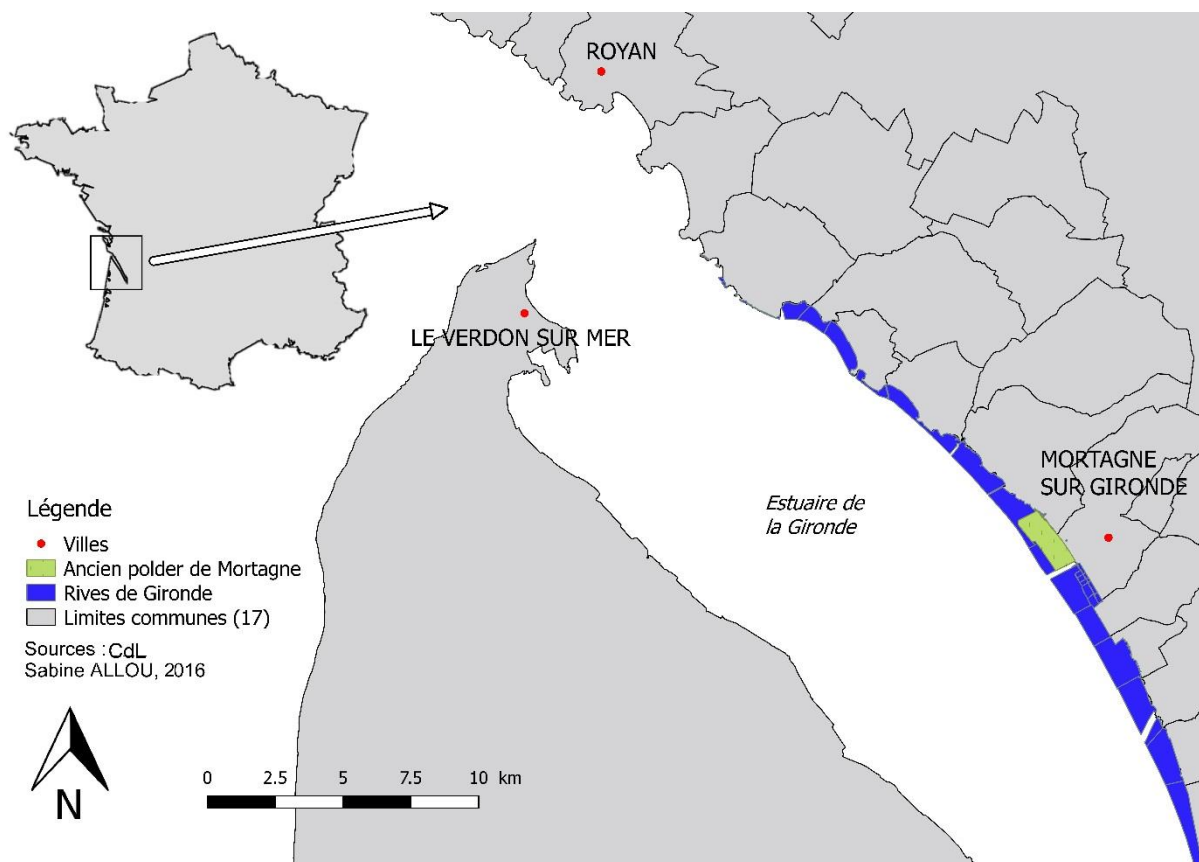


Figure 1 : Situation de l'ancien polder de Mortagne sur Gironde sur les « Rives de Gironde », territoire du Conservatoire du Littoral

1.3. Cadre de l'étude

Afin d'évaluer la restauration écologique du marais dépoldérisé, différentes entrées sont possibles. L'une d'entre elles est de considérer le necton comme élément représentatif de son écosystème (LOBRY, 2004).

Depuis 2008, Irstea Bordeaux (Annexe Ic) a mis en place différents protocoles de suivi de l'ichtyofaune et des macrocrustacés pour évaluer les effets de la dépoldérisation sur le necton. En 2013, un partenariat entre Irstea Bordeaux, le CdL et le CREN a permis de réaliser une étude sur la pertinence de la gestion par libre évolution comme moyen de rétablir des habitats favorables au necton (CARLU, 2013).

Ces différentes phases d'études ont tout d'abord permis de stabiliser le protocole d'échantillonnage sur le site en utilisant plusieurs types et combinaisons de verveux (HERAULT, 2014). Le protocole utilisé depuis 2011 a pour avantage d'être un bon compromis pour caractériser les peuplements de poissons et de macrocrustacés : il peut être déployé sur une grande diversité d'habitats, n'entraîne qu'une faible mortalité directe et il est facile à répliquer. Les nombreuses campagnes de capture ont permis de caractériser les peuplements du marais dépoldérisé (36 espèces de poissons et 12 espèces de crustacés recensées de 2008 à 2013) et de montrer une réponse positive du peuplement de poissons à la dépoldérisation (DECRETON, 2009). Ces différentes études ont également abouti à l'identification de fonctions écologiques pour les poissons et les macrocrustacés du marais dépoldérisé (fonction trophique et fonction de nourricerie). Enfin, la fonction de nourricerie a pu être évaluée pour certaines espèces (notamment bar, gobies, mulot, daurade) au regard de leur performance de croissance (DAMOUR, 2012 ; ROUGIER, 2013 ; CARLU, 2013) ou des différents types d'habitats disponibles (RIMOND, 2013 ; CARLU, 2013).

En poursuivant le protocole du suivi à long terme du marais dépoldérisé de Mortagne-sur-Gironde, cette nouvelle étude s'inscrit dans une problématique générale d'évaluation de la renaturation par la gestion en libre évolution après dépoldérisation. Initialement, l'étude était orientée sur la réalisation d'un diagnostic des communautés de necton du marais dépoldérisé. Cependant, la présence notable de juvéniles de bars francs sur les deux stations au cours de nos échantillonnages, nous a donné l'opportunité d'approfondir le sujet en étudiant également l'échelle des individus. En effet, à cette échelle, les individus ont une réponse plus rapide aux facteurs environnementaux (ADAMS, 2002).

1.4. Objectifs de l'étude

Le présent travail a pour objectifs de 1) suivre l'évolution temporelle des communautés de poissons et de macrocrustacés dans le marais dépoldérisé, 2) identifier les facteurs ayant un effet structurant sur les assemblages nectoniques dans les marais intertidaux naturels et dépoldérisés et 3) évaluer l'embonpoint des juvéniles de poissons dans le marais dépoldérisé.

Pour répondre à ces objectifs, plusieurs campagnes de pêche scientifique ont été réalisées d'avril à août 2016. Pour ces nouvelles acquisitions de données, l'effort d'échantillonnage a été orienté de manière à poursuivre le suivi à long terme, en intégrant les stations et les saisons déjà étudiées. L'approche adoptée reposant sur les principes de l'écologie comparative, l'échantillonnage porte sur le marais dépoldérisé de Mortagne-sur-Gironde, site de l'étude, ainsi que sur un milieu naturel de référence.

Nous nous intéresserons dans un premier temps à décrire et analyser les schémas de diversité des peuplements de poissons et macrocrustacés occupant actuellement l'ancien polder par rapport à une zone naturelle témoin. Un regard sera porté sur l'évolution de la richesse spécifique sur la période de 2008 à 2011.

Dans un deuxième temps, nous étudierons la composition et l'abondance des communautés comme des variables répondant à l'effet des facteurs environnementaux. L'objectif sera ici d'étudier les réponses des communautés à ces principales variables explicatives pouvant influencer l'organisation de communautés de poissons et macrocrustacés à l'échelle du marais (année, saison, habitat...). La construction d'un arbre de régression multivariée intégrant les paramètres environnementaux permettra de visualiser et de décrire des ressemblances entre les peuplements pour former des groupes cohérents à l'échelle de l'étude. Ces groupes nous permettront ensuite de rechercher les assemblages d'espèces qui leur sont caractéristiques. Certaines préférences écologiques pourront ainsi être dessinées.

Dans un troisième temps, nous étudierons les réponses des individus à ces mêmes paramètres environnementaux. L'objectif est d'évaluer, à une échelle plus sensible, les effets de la renaturation. Pour cela, nous comparons les indices de conditions de juvéniles de bars francs, c'est-à-dire leur masse observée divisée par la masse théorique, à deux saisons, dans le marais dépoldérisé en comparaison avec le milieu naturel de référence.

2. Matériel et méthode

2.1. Caractéristiques des sites d'étude

2.1.1. Le marais dépoldérisé de Mortagne

C'est un marais saumâtre, connecté à l'estuaire par un réseau de chenaux inondés au gré des intrusions cycliques de la marée.

Avant la dépoldérisation, du fait de la compaction des dépôts due au drainage et à l'arrêt de la sédimentation, l'altitude moyenne du marais était de +4,45m dans le polder, soit 90cm plus bas que la moyenne des prés salés adjacents (ROYANT, 2001). Après remise en eau, le marais constitue un nouveau bassin de rétention et de décantation, ce qui favorise l'envasement. Cette sédimentation est encore conséquente aujourd'hui. Certaines retenues d'eau, comme les bassins tidaux à l'Est de la lagune (d'une profondeur moyenne de 90cm en 2013), ne sont profond que d'une dizaine de cm en 2016. L'apparition de ces vasières a permis un retour progressif d'une végétation halophyte. Une végétation pionnière à salicorne *Salicornia sp* s'est d'abord installée puis une végétation plus caractéristique des hauts schorres à Chiendent *Elytrigia acuta* et de roselières *Phragmites australis* (VERGER, 2005) lui a succédé autour de l'axe principal sur la partie Nord. La colonisation de la partie Sud est plus lente.

Un phénomène d'érosion important caractérise la partie Nord, plus exposée aux submersions. L'évacuation répétée d'importants volumes d'eau s'engouffrant à chaque marée dans l'ancien polder creuse depuis 2006, une coursière d'érosion (Figure 2). Celle-ci débute au niveau de la brèche nord-ouest et progresse dans l'axe principal. Les photos aériennes et les relevés GPS sur le terrain ont permis de retracer son évolution a posteriori. Après une forte avancée en 2010 de 100m/an, elle a ralenti progressivement : de 40m/an de 2010 à 2014 et 10m/an de 2014 à 2016. (Annexe IIa)

Ainsi, le marais dépoldérisé présente une double évolution avec d'une part un exhaussement général par l'envasement et une végétalisation des parties hautes et d'autre part un creusement naturel des coursières et des chenaux.

2.1.2. Les prés salés naturels

Les prés salés situés sur la commune de Chenac Saint Seurin d'Uzet font partie d'un ensemble de prés salés qui s'étendent au Nord jusqu'à la pointe du Pilou. Le site de l'étude est réduit à la partie la plus au Sud qui fait 90 ha, entre le canal de navigation de Saint Seurin et la coursière d'entrée de l'ancien polder. Il est également connecté à l'estuaire par un réseau de chenaux inondés par la marée.

La coursière naturelle et ses chenaux secondaires se situent dans une partie des prés salés non pâturés qui se caractérisent par une végétation typique des hauts schorres, très haute, principalement composée de prairies subhalophiles à Chiendent et de roselières à Scirpe maritime *Bolboschoenus maritimus*.

Formés dans les années 1930, la configuration des chenaux des prés salés n'a pas évolué depuis une dizaine d'années. Le milieu subit cependant un net recul du trait de côte d'environ 30m entre 2003 et 2014 (Annexe IIb).

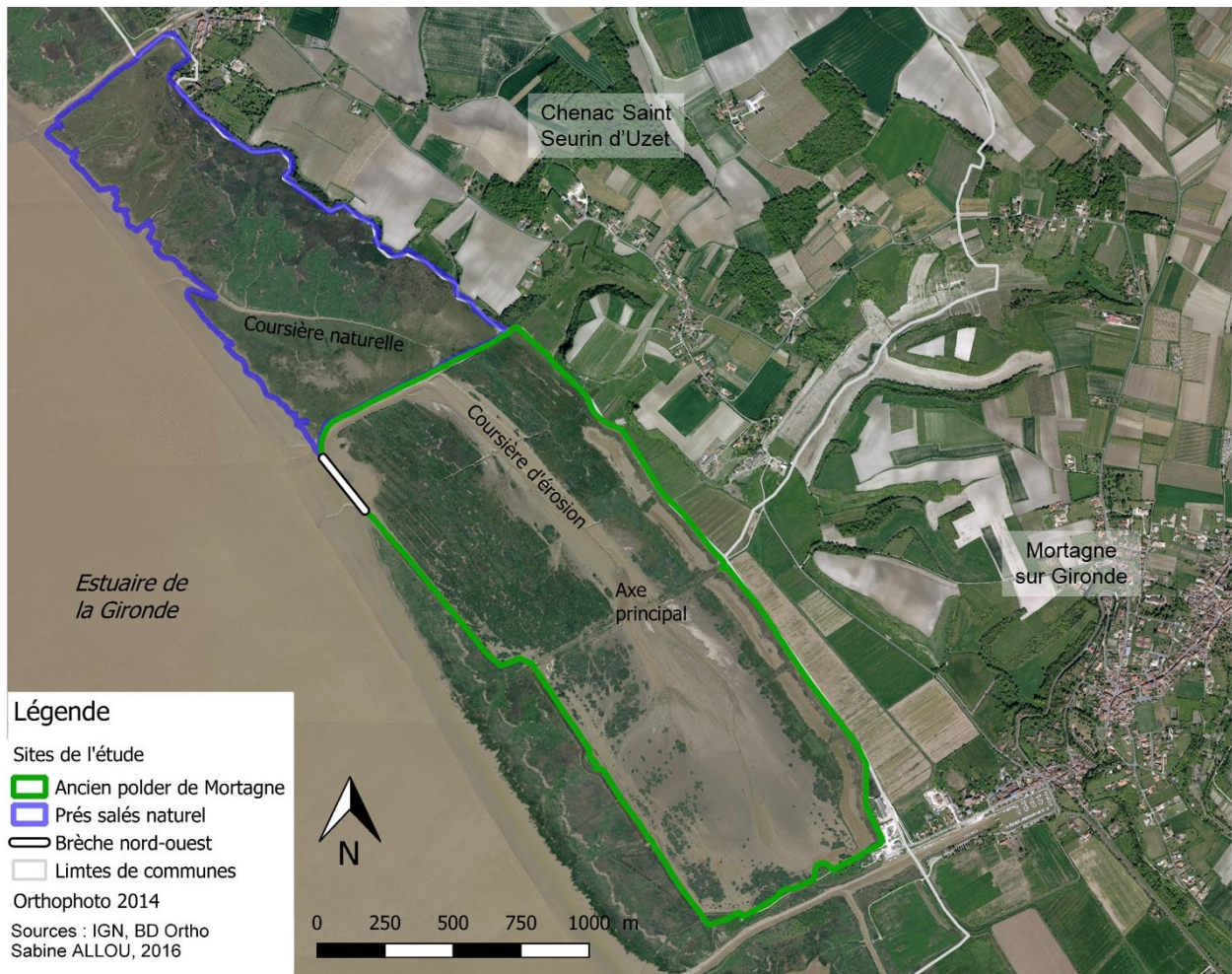


Figure 2 : Situation des sites de l'étude

2.2. Protocole d'échantillonnage

Dans la continuité du suivi des peuplements de poissons et macrocrustacés effectué depuis 2008, le protocole utilise des stations, des méthodes de capture et un calendrier conformes aux protocoles mis en œuvre auparavant.

2.2.1. Le protocole de pêche

Stations d'échantillonnage

- ***L'axe principal du marais dépoldérisé***

Cette première station est située en amont de la coursière d'érosion, dans la zone de convergence des fossés qui distribuent la masse d'eau sur la partie Sud du polder (Figures 3 et 5). Elle a été régulièrement échantillonnée lors de toutes les campagnes de pêche scientifique réalisées depuis 2008. En 2013, toutes saisons confondues, c'est la station d'échantillonnage pour laquelle on observe le maximum de diversité, le plus grand effectif en poissons et crustacés et les biomasses de poissons les plus importantes (CARLU, 2013).



Figure 3 : Axe principal du marais dépoldérisé à basse mer. Coursière d'érosion en arrière-plan

- ***La coursière naturelle des prés salés Nord***

Cette seconde station est située au milieu de la coursière naturelle des prés salés (Figures 4 et 5). Localisée également dans une zone de convergence, elle permet de capter les individus empruntant la coursière ainsi que ses chenaux secondaires en amont de la station. Cette coursière est plus étroite et plus envasée que l'axe principal (Tableau 1). Cependant, elle se situe dans un contexte estuarien similaire et a été choisie comme témoin pour l'année 2013.

- ***L'étier du marais naturel Sud***

L'étier de Mortagne, au Sud de l'ancien polder, est un chenal naturel situé perpendiculairement au chenal de navigation qui relie le port de Mortagne à l'estuaire (Figure 5). Le type de milieu et la configuration de la coursière sont semblables à ceux de la coursière des prés salés (Tableau 1, Figure 4). Cette station ne fait pas partie du protocole 2016, mais les résultats de son échantillonnage de 2011 à 2012 sont intégrés à l'étude.



© RIMOND, 2013

Figure 4 : Photographie des stations naturelles de référence. A gauche : coursière naturelle des prés salés en pleine eau. A droite : étier à marée basse

Tableau 1 : Caractéristiques physiques des deux stations étudiées

Station	Type de milieu	Largeur maximale	Hauteur vase molle	Hauteur d'eau		Végétation dominante	Distance à l'estuaire par la coursière
				Plein mer	Basse mer		
AP	Dépoldérisé	100 m	Compact	1 m	Hors d'eau	Roselières mixtes	1 km 500
CN	Prés salés	5 m	20 cm	2 m	Hors d'eau	Haut-schorre	500 m
ET	Marais naturel	20 m	30 cm	1,5 m	Hors d'eau	Roselières mixtes	900m

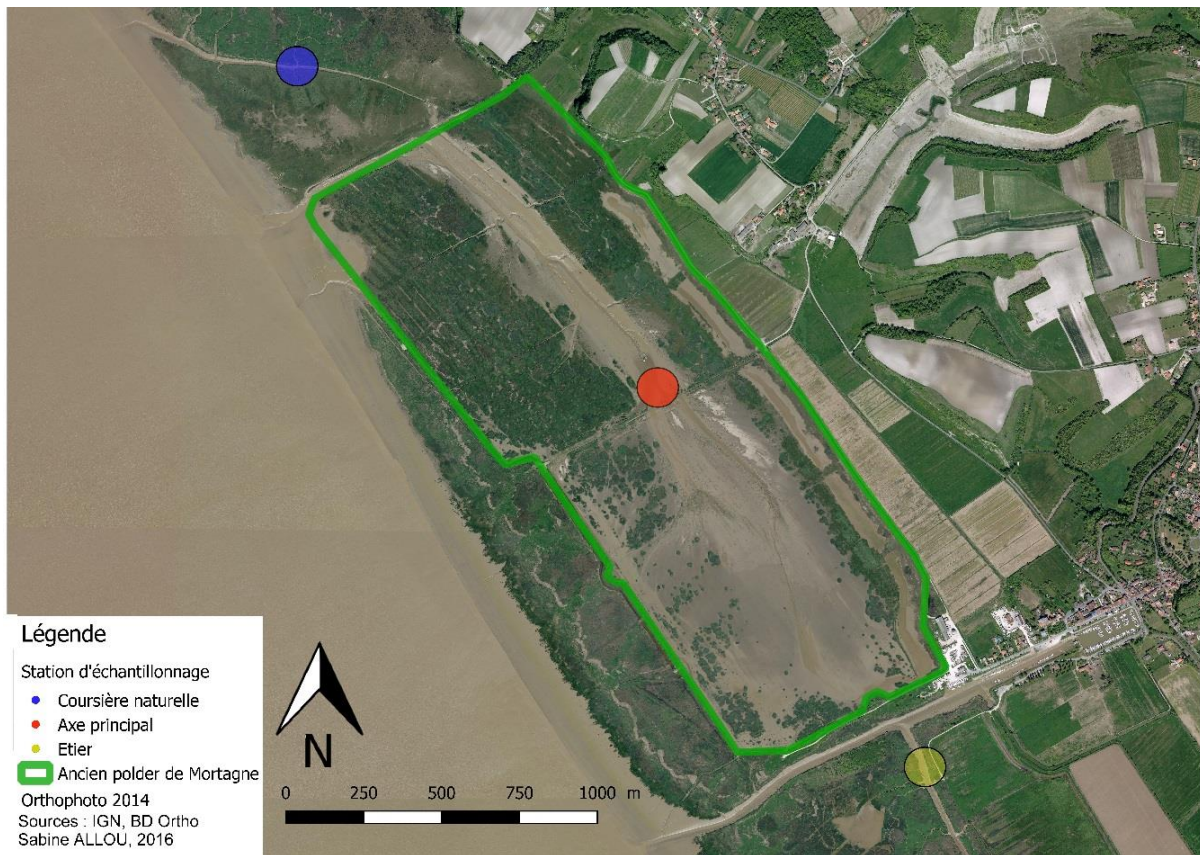


Figure 5 : Cartographie des stations de pêche

Calendrier

Cinq campagnes de pêche ont été réalisées mensuellement d'avril à août 2016 (Tableau 2). Les dates de pêche sont planifiées pour des coefficients de marée supérieurs à 80, permettant ainsi aux poissons d'accéder aux chenaux et offrant un temps de pêche suffisant.

Il est impossible de réaliser les échantillonnages en simultané (manque de matériel, besoin en personnel important). Les campagnes sont faites sur des journées consécutives afin de minimiser les fluctuations des conditions environnementales.

Tableau 2: Calendrier des campagnes de pêche scientifique 2016

Campagne	Date	Station		Heure PM (Phare Richard)	Coefficient	Hauteur d'eau (m)
		AP	CN			
avril	07/04/2016	x		06h09	109	5,7
mai	09/05/2016	x		08h15	106	5,4
	10/05/2016		x	09h00	95	5,1
juin	02/06/2016		x	16h06	81	5,15
	03/06/2016	x		17h03	92	5,35
juillet	05/07/2016	x		07h00	96	5,2
	06/07/2016		x	07h44	96	5,15
août	01/08/2016		x	17h30	82	5,3
	02/08/2016	x		06h01	86	5,1

Méthode et engins de capture

Du fait du relief, des conditions d'immersion temporaires et des faibles profondeurs, une combinaison de filets verveux-doubles est utilisée comme méthode de capture. Le verveux double est un engin passif constitué de deux chambres de capture reliées par un filet droit appelé paradière (Figure 6). Ce montage en paire permet a priori d'accroître le pouvoir de capture puisque la paradière guide le poisson vers la chambre amont au flot (marée montante), puis la chambre aval au jusant (marée descendante).

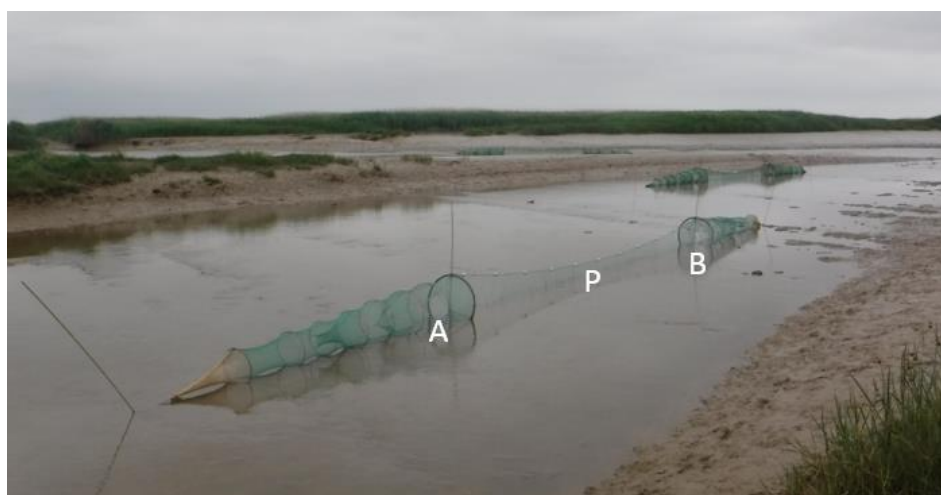


Figure 6 : Photographie des verveux doubles posés à marée basse dans l'axe principal : P. Paradière, A. Chambre amont, B. Chambre aval

Depuis la stabilisation du protocole en 2012, deux modèles sont utilisés. Ils ont des dimensions équivalentes (12 m de long, 55 cm de hauteur) mais des maillages différents. Le verveux « DCE » a un maillage dégressif de 17 mm au niveau de la paradière jusqu'à 8 mm à l'extrémité des chambres qui permet de capturer des poissons de taille moyenne à grande (>60mm). Le verveux « 4mm » a un maillage uniforme de 4 mm de côté pour capturer des poissons de moins de 80 mm et des crevettes. Cette dernière maille est suffisamment fine pour permettre l'échantillonnage de juvéniles, tout en évitant le colmatage du filet qui augmenterait le risque de mortalité des poissons capturés. Ce risque est également diminué en positionnant les verveux parallèlement au courant (RIMOND et LECHENE, 2014). Une station de pêche est ainsi composée d'une combinaison des trois engins de pêche : 1 verveux DCE et 2 verveux 4mm en parallèle, considérés comme des répliqués biologiques (on multiplie les échantillons).

La pose des filets est réalisée à basse mer ou à mi-flot. L'ouverture de la nasse se situant à 25 cm de hauteur, le filet est considéré comme pêchant dès que l'eau la dépasse. La relève se fait à mi-jusant avant que le filet ne soit hors d'eau. Cela permet de maintenir les captures vivantes puis de les relâcher dans suffisamment d'eau pour garantir leur survie.

2.2.2. Les relevés

Relevés physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques classiques de l'eau (température, conductivité, salinité) sont mesurés avec une sonde multi paramètres HANNA. Les relevés sont faits de manière ponctuelle avant la relève des filets, lorsque les chenaux sont complètement inondés.

Les prélèvements biologiques

Les relevés des données biologiques des individus de taille supérieure à 60 mm sont effectués directement sur le terrain : identification des individus jusqu'à l'espèce, dénombrement, mesures des longueurs types (Annexe III) et masses individuelles. Les mesures sont réalisées avec un ichtyomètre au mm près et avec une balance de résolution 0,1g. Tous les poissons présentant une bonne vitalité sont remis l'eau après avoir été mesurés.

Pour les individus de taille inférieure à 60mm ou pour ceux présentant un problème d'identification, on effectue un prélèvement puis un stockage par congélation. L'identification et les mesures de biométrie se font a posteriori en laboratoire. En cas d'un trop grand nombre d'individus, les mesures de longueur se font sur un sous-échantillon aléatoire de 50 individus. La masse totale par taxon est alors mesurée à 0,1g près. Une balance de résolution 0,0001g est utilisée pour mesurer les poids individuels des juvéniles de bar franc faisant l'objet d'une étude biologique plus poussée.

2.3. Exploitation des données

2.3.1. Traitement des données

Approche par guildes écologiques

L'approche fondée sur le regroupement des espèces en fonction de leur utilisation du milieu permet de compléter l'approche taxonomique. Les espèces capturées sont ainsi classées suivant les guildes écologiques décrites par FRANCO et al. (2010) :

- **Les espèces migratrices amphihalines**, qui utilisent l'estuaire comme milieux de transit entre l'eau de mer et l'eau douce pour la réalisation de leur cycle de vie.
- **Les espèces marines euryhalines**, qui fréquentent les zones estuariennes selon les besoins associés à leurs écophases (alimentation, reproduction ou croissance).
- **Les espèces résidentes estuariennes**, qui sont inféodées au milieu estuarien. Elles réalisent l'ensemble de leur cycle biologique au sein de l'estuaire, à l'exception de l'épinoche, *Gasterosteus aculeatus*, d'origine fluviale, mais qui migre vers les zones estuariennes pour y grandir et s'alimenter (PASQUAUD, 2006).
- **Les espèces dulçaquicoles**, qui sont d'origine fluviale et leur présence dans l'estuaire est souvent accidentelle.
- **Les macrocrustacés**, qui comprennent les crabes et les crevettes, d'origine marine ou saumâtre.

Proportion de juvénile dans les captures

On définit ici comme juvénile, un poisson dont la longueur est inférieure à la taille à maturité. Les tailles à maturité des différentes espèces de poissons capturées, la longueur type associée et la source de l'information sont données dans le tableau en annexe IV.

$$\% \text{ en juvéniles} = \frac{\left(\frac{n_{juv_{4mm}}}{nm_{4mm}} \times nt_{4mm}\right) + \left(\frac{n_{juv_{dce}}}{nm_{dce}} \times nt_{dce}\right)}{(nt_{4mm} + nt_{dce})} \times 100$$

Avec : njuv = nombre de juvéniles

nm = nombre de poissons mesurés

nt = nombre total de poissons capturés (\neq nm dans le cas d'un sous-échantillonnage)

Fréquences d'occurrence

On étudie l'évolution saisonnière des captures en calculant les fréquences d'occurrence par campagne mensuelle de pêche. La fréquence d'occurrence renseigne sur la régularité avec laquelle un taxon est capturé mais ne tient pas compte de son abondance (DAJOZ, 1985).

Les différences de sélectivité conditionnent la probabilité de capture. Ainsi pour chaque type d'engin et pour chaque campagne de pêche, on calcule séparément :

$$FO_i(\text{engin}) = \frac{\text{nombre d'échantillons de l'engin où le taxon } i \text{ est présent}}{\text{nombre total d'échantillons de l'engin}}$$

On estime ensuite la fréquence d'occurrence du taxon dans toute la station comme la fréquence d'occurrence maximale entre les deux type d'engins :

$$FO_i = \max[FO_i(\text{verveux } 4\text{mm}), FO_i(\text{verveux } dce)]$$

Cette valeur permet ainsi de s'affranchir de la distinction liée aux abondance numériques ou pondérales ainsi qu'aux différences de sélectivité des engins de capture.

2.3.2. Intégration des données récoltées depuis 2008

L'axe principal est la seule station à avoir été échantillonnée au cours de toutes les campagnes de pêche mises en place depuis 2008. Cependant, avant la stabilisation du protocole en 2011, certains engins de pêche étaient différents (annexe IV). Le changement de l'effort d'échantillonnage rend impossible la comparaison des abondances des échantillons des campagnes réalisées de 2008 à 2010.

Pour les autres campagnes, l'intégration des données de capture dans l'axe principal et les différentes références naturelles (étier et coursière des prés salés) est possible dans l'étude des relations entre les peuplements et les variables explicatives.

2.4. Traitement statistique des données

2.4.1. Raréfaction de la richesse spécifique

Malgré l'hétérogénéité des efforts d'échantillonnage depuis 2008, il est possible de calculer une richesse taxonomique relative à chaque année. Elle est évaluée selon la technique de raréfaction (GOTELLI et COLWELL, 2001). Cette technique simule le tirage aléatoire d'un nombre fixé d'individus à l'intérieur de chaque échantillon pour lequel elle calcule la richesse spécifique associée. Celle-ci étant calculée sur un nombre identique d'individus par année, elle permet la comparaison de richesses non biaisées par les différences d'abondances que peuvent entraîner les différences d'effort d'échantillonnage.

2.4.2. Analyse multivariée des abondances

Les analyses multivariées permettent de structurer les données, en identifiant les facteurs expliquant une part importante de la variabilité des abondances.

Sélection des données

La comparaison des abondances relatives des espèces ne peut se faire que sur un seul type d'engin. En effet, les captures, entre les deux modèles, sont quantitativement et qualitativement différentes. Par exemple, pour l'année 2016, les verveux 4mm ont permis de capturer 96% de l'effectif et la totalité des espèces recensées (Tableau 3). Les verveux DCE n'ont capturé que les 4% restant pour une richesse spécifique moindre, puisque on n'obtient que 7 espèces de poissons sur 15 et seulement 5 espèces de macrocrustacés sur les 9 recensées. Il est donc choisi de ne considérer que les captures issues des verveux 4mm dans l'analyse multivariée.

Tableau 3 : Différences entre les deux engins pour la campagne 2016. Q = quantiles

Verveux doubles	Abondance du necton		Nombre d'espèce		Tailles poissons (mm)		Part des juvéniles de poissons	
	N (individus)	%N	poissons	crustacés	Q 5%	Q 95%	N	%N
DCE	330	4%	7	5	32	530	12	1%
4mm	8053	96%	15	9	18	62	1468	99%

Création d'une matrice d'abondance

Le calcul des captures par unité d'effort (CPUE) ou biomasses par unité d'effort (BPUE) est un calcul du taux de capture obtenu par échantillonnage. Il estime l'abondance relative des espèces, en un nombre d'individus (ou en grammes de biomasse) capturés par engin et par heure, traduisant ainsi les variations spatio-temporelles d'abondance et la tendance générale de l'évolution des captures.

$$CPUE \text{ (ou BPUE)} = \frac{\text{effectif (ou masse totale)}}{\text{effort d'échantillonnage}} = \frac{\text{effectif (ou masse totale)}}{\text{nombre d'engin} \times \text{temps de pêche efficace}}$$

On réalise ensuite sur ces données d'abondance une transformation « double racine carrée » qui permet de donner moins d'importance aux valeurs extrêmes dans les analyses comparatives.

Création d'une matrice de dissimilarité

Le critère de regroupement utilise l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis (LEGENDRE et LEGENDRE, 1998). Il est calculé à partir de la matrice d'abondance (en CPUE ou BPUE) et est compris entre 0 (les deux échantillons ont la même composition) à 1 (les échantillons sont totalement dissemblables). Il permet ainsi d'évaluer la dissimilarité entre deux groupes donnés, en tenant compte seulement des abondances d'espèces présentes dans chacun de ces échantillons.

Construction d'un arbre de régression multivariée

On souhaite caractériser le marais dépoldérisé par rapport aux habitats naturels témoins, au facteurs temporels (mois, années) et aux facteurs environnementaux (coefficient de marée, salinité et température).

On utilise pour cela un arbre de régression multivariée. Cette méthode de groupement hiérarchique sous contrainte met en correspondance la matrice d'abondance avec une matrice de facteurs explicatifs (DE'ATH, 2002). Celle-ci détermine les points de séparation des données d'abondance en différents groupes, de manière à minimiser la variance intra-groupe et maximiser la variance inter-groupe. Cette méthode permet de représenter les structures et les interactions entre variables en produisant un arbre. On sélectionne la taille optimale de l'arbre en choisissant celui dont l'erreur relative de validation croisée (CV error) est minimale.

Certaines modalités des facteurs étudiés comptent peu de réplifications (année : 2015 ; mois : février et octobre ; température et salinité). Il est donc choisi de ne pas les intégrer dans la construction de l'arbre final. Ainsi, on considère seulement les opérations de pêches réalisées pour les mois d'avril à août des années 2011, 2012, 2013 et 2016, sur l'axe principal du marais de Mortagne et sur les deux stations témoins : l'étier et la coursière naturelle des prés salés, en intégrant le coefficient de marée comme contrainte abiotique.

Caractérisation des associations espèces-milieus

Pour déterminer certaines préférences écologiques, nous cherchons à identifier les associations positives entre les espèces et les milieux. On utilise, pour cela, le coefficient de corrélation point-bisériale (point-biserial coefficient correlation) décrit par DE CACERES ET LEGENDRE (2009). Ce coefficient quantifie la corrélation entre l'occurrence d'une espèce dans un échantillon (en présence-absence) et son abondance relative dans cet échantillon (en CPUE ou BPUE). Pour chaque espèce, est retenue l'association d'opérations de pêche maximisant la valeur du coefficient de corrélation point-bisériale. On utilise une correction qui permet de ne pas donner d'importance aux groupes ayant plus d'opérations de pêche que les autres (TICHY et CHYTRY, 2006). Des valeurs significatives de ces coefficients de corrélation sont obtenues par une procédure de permutation aléatoire (DUFRENE et LEGENDRE, 1997).

2.4.3. Calcul et comparaison des indices de condition

Les indices de condition sont calculés sur les individus juvéniles de bar franc *Dicentrarchus labrax*. Pour chaque individu dont l'état de conservation permet une biométrie précise, on mesure la longueur à la fourche (en cm) et la masse totale fraîche (en g).

L'indice de condition est ensuite calculé selon la formule générale recommandée par FROESE (2006) : $K = \frac{\text{masse observée}}{\text{masse théorique}}$

Le calcul de la masse théorique décrite par LE CREN (1951) est : $m = aL^b$ avec a et b les coefficients issus de la régression $\log(m) = \log(a) + b \times \log(L)$.

Cependant, on observe pour nos données, une relation non linéaire entre le log de la taille et le log de la masse. Pour permettre un meilleur ajustement du modèle aux données, on construit une régression polynomiale non-linéaire en ajoutant un terme élevé au carré. Cette transformation permet la stabilisation de la variance. La relation taille-masse se traduit alors par la formule suivante :

$$\log(m) = \log(a) + b \times \log(lf) + c \times [\log(lf)]^2$$

Dans cette équation, $\log(a)$ représente toujours l'ordonnée à l'origine, tandis que b et c sont les coefficients de régression.

L'indice de condition est ainsi calculé selon cette nouvelle formule :

$$K = \frac{\text{masse observée}}{\text{masse théorique}} = \frac{m}{\exp(\log(a)+b \times \log(lf)+c \times [\log(lf)]^2)}$$

Pour comparer la distribution de K dans les deux stations, il faut tenir compte de l'effet saison qui peut être significatif. Il faut ainsi distinguer les mois de juin et juillet dans l'axe principal et dans la coursière naturelle des prés salés.

L'utilisation d'un test paramétrique permettrait une comparaison plus robuste mais il est impossible de l'appliquer dans notre cas car l'hypothèse d'égalité de la variance (homoscédasticité) n'est pas vérifiée (Test de Bartlett). On utilise alors le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis afin de déterminer s'il existe des différences entre les 4 échantillons. Si on peut rejeter l'hypothèse nulle H_0 ($p\text{-value} < 0.005$) alors on peut considérer qu'au moins un échantillon est différent d'un autre. On effectue enfin le test de Wilcoxon-Mann-Whitney, avec la correction de Bonferroni, pour comparer l'indice de condition dans les différents échantillons, deux à deux.

3. Résultats

3.1. Description générale des peuplements en 2016

Cette première partie présente les résultats des échantillonnages réalisés lors des 5 campagnes de 2016, dans l'axe principale de l'ancien polder de Mortagne ainsi que dans la coursière naturelle des prés salés adjacents.

3.1.1. Composition générale des communautés de necton

Au cours de cette étude, 8 383 individus ont été capturés pour une biomasse totale de 29,5kg. Le tableau 4 présente la composition taxonomique et les abondances des peuplements de poissons et macrocrustacés. Le peuplement total en necton est représenté par deux groupes zoologiques : les poissons avec 15 espèces identifiées et 9 espèces de macrocrustacés. Parmi les espèces de poissons, 4 sont amphihalines, 6 marines euryhalines, 4 résidentes et 1 dulçaquicole.

Tableau 4 : Synthèse des captures par taxon pour les deux stations échantillonnées. N = nombre d'individus, %N = abondance relative, %B = biomasse relative, % juv = proportion des individus juvéniles. Valeurs maximales en gras.

Guildes écologiques	Espèces Nom latin	Espèces Nom commun	Axe principal				Coursière naturelle			
			N	% N	% B	% juv	N	% N	% B	% juv
Poissons										
Espèces amphihalines	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille européenne	71	1.48	23.31	76.0	2	0.06	5.98	50
	<i>Alosa fallax</i>	Alose feinte	13	0.27	0.010	100	6	0.17	0.03	100
	<i>Liza ramada</i>	Mulet porc	85	1.77	46.12	77.6	100	2.79	8.21	100
	<i>Platichthys flesus</i>	Flet commun	19	0.40	4.015	84.2	2	0.06	1.29	100
Espèces marines euryhalines	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchois	3	0.06	0.002	100	0	-	-	-
	<i>Ciliata mustela</i>	Motelle à 5 barbillons	10	0.21	0.014	100	11	0.31	0.06	100
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar franc	767	16.0	10.70	99.7	678	18.9	8.26	100
	<i>Liza aurata</i>	Mulet doré	3	0.06	0.080	100	2	0.06	0.02	50
	<i>Solea solea</i>	Sole commune	2	0.04	0.002	100	1	0.03	0.002	100
	<i>Sprattus sprattus</i>	Sprat	35	0.52	0.043	100	2	0.06	0.03	100
Espèces résidentes estuariennes	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	19	0.40	0.016	100	151	4.22	0.45	100
	<i>Pomatoschistus microps</i>	Gobi tacheté	2380	49.56	3.352	18.1	1872	52.3	10.72	14.7
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobi buhotte	83	1.73	0.070	95.2	5	0.14	0.038	80.0
	<i>Syngnathus rostellatus</i>	Syngnathe de dumeril	4	0.08	0.007	50	1	0.03	0.003	100
Espèce dulçaquicole	<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	1	0.02	0.014	0	1	0.03	0.04	0
Crustacés										
	<i>Carcinus maenas</i>	Crabe vert	26	0.54	2.70	-	189	5.28	60.3	-
	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Crabe japonais	1	0.02	0.002	-	1	0.02	0.007	-
	<i>Palaemon longirostris</i>	Bouquet delta	652	13.52	2.95	-	65	1.82	1.08	-
	<i>Palaemonetes varians</i>	Bouquet des marais	151	3.14	0.160	-	321	8.96	2.81	-
	<i>Palaemon macrodactylus</i>	Bouquet migrateur	14	0.29	0.040	-	0	-	-	-
	<i>Palaemon serratus</i>	Bouquet commun	1	0.02	0.000	-	4	0.11	0.35	-
	<i>Palaemon elegans</i>	Crevette bouquet	1	0.02	0.001	-	0	-	-	-
	<i>Crangon crangon</i>	Crevette grise	460	9.58	0.375	-	167	4.66	0.39	-
	<i>Procambarus clarkii</i>	Ecrevisse de Louisiane	1	0.02	0.003	-	0	-	-	-
Abondance totale			4802 ind.	24,2 kg		3581 ind. 5,2 kg				
Richesse spécifique totale			24 espèces			20 espèces				

Le necton recensé dans le marais dépoldérisé au cours des 5 campagnes de 2016 se compose de 4802 individus pour une biomasse totale de 24,2kg (Tableau 4). Le marais dépoldérisé est dominé numériquement pour les poissons par les espèces résidentes estuariennes de la famille des Gobiidae : le gobie tacheté *Pomatoschistus microps* (qui représente à lui seul près de 50% de l'abondance numérique totale), ainsi que le gobie buhotte *Pomatoschistus minutus* (1,73%). Les autres espèces capturées sont principalement euryhalines comme le bar franc *Dicentrarchus labrax* (16,0%), des crevettes avec le bouquet delta *Palaemon longirostris* (13,5%), la crevette grise *Crangon crangon* (9,58%), et le bouquet des marais *Palaemonetes varians* (3,14%) puis amphihalines pour l'anguille européenne *Anguilla anguilla* (1,48%) et le mullet porc *Liza ramada* (1,77%). Ces trois dernières espèces de poissons représentent également les plus fortes biomasses relatives (respectivement : 10,7%, 23,3% et 46,1%). Le crabe vert *Carcinus maenas*, peu abondant est toutefois non négligeable au regard de sa biomasse (2,70%). Le flet *Platichthys flesus*, le sprat *Sprattus sprattus* et l'épinoche *Gasterosteus aculeatus* sont des espèces plus occasionnelles ($N < 1\%$), alors que l'alose feinte *Alosa fallax*, l'anchois *Engraulis encrasicolus*, la motelle à 5 barbillons *Ciliata mustela*, le mullet doré *Liza aurata*, la sole commune *Solea solea* et le syngnathe de duméril *Syngnathus rostellatus* sont plutôt rares dans nos peuplements ($N < 0,30\%$). On notera la présence du sandre *Sander lucioperca*, espèce dulçaquicole, ainsi que celles du crabe japonais *Hemigrapsus takanoi*, du bouquet migrateur *Palaemon macrodactylus* et de l'écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*, espèces exotiques.

Le peuplement de necton du marais naturel se compose de 3581 individus au total pour un poids total de 5,2 kg (Tableau 4). La richesse spécifique est plus faible avec seulement 14 espèces de poissons et 6 espèces de macrocrustacés. Comme pour le marais dépoldérisé, l'abondance numérique totale est dominée par deux espèces de poissons, le gobie tacheté (52,3%) et le bar franc (18,9%). Cependant, les crustacés sont plus présents dans ce milieu. Numériquement deux espèces de crevettes dominant : le bouquet des marais (8,96%) et la crevette grise (4,66%), mais au regard de la biomasse, c'est le crabe vert qui y est prépondérant (plus de 60% de la biomasse totale du necton). On note également la présence numérique plus importante de l'épinoche (4,22%), la plus faible représentation du mullet porc (2,79%) et la quasi-absence de l'anguille européenne (0,06%).

Pour l'ichtyofaune, le peuplement est marqué par une forte présence et une grande diversité des juvéniles. 9 des 15 espèces ont une proportion en juvéniles qui est supérieure à 75% avec une abondance notable ($N > 10$) pour au moins une des deux stations (Tableau 3). Plusieurs adultes de bar franc, flet et mullet porc sont rencontrés dans l'axe principal alors qu'ils sont absents de la coursière naturelle.

3.1.2. Evolution saisonnière des peuplements dans les deux stations

On observe ici que les espèces avec les abondances numériques ou pondérales les plus grandes (Tableau 4) sont celles les plus régulièrement capturées dans les deux stations d'échantillonnage (Tableau 5). Ce sont le mulot porc, le gobie tacheté, le bouquet delta, le bouquet des marais et la crevette grise. Deux espèces sont présentes tout au long des campagnes d'échantillonnage (FO 100%) mais seulement dans une des deux stations : l'anguille est constamment capturée dans l'axe principal et le crabe vert dans la coursière naturelle.

On peut observer une variation saisonnière importante de la diversité spécifique. Dans l'axe principal du marais dépoldérisé, la richesse spécifique augmente significativement avec les saisons (8 espèces en avril pour 16 en juillet et août), alors que l'inverse est observé dans la coursière naturelle (16 en mai pour 10 en juillet et août). Le nombre d'espèce de macro crustacé varie peu (autour de 5) dans les deux stations.

Tableau 5 : Evolution des fréquences d'occurrence mensuelles entre les deux stations : ● 100%, ● 75%, ● 50%, ● 25% et richesse spécifique mensuelle (en nombre d'espèces)

Guildes écologiques	Espèces	Nom latin	Nom français	Occurrence mensuelle						Coursière naturelle					
				Axe principal						Coursière naturelle					
				apr	may	jun	jul	aug	tot	apr	may	jun	jul	aug	tot
Poissons		<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille européenne	●	●	●	●	●	100%	/	●				13%
Espèces amphihalines		<i>Alosa fallax</i>	Alose feinte					●	20%	/				●	13%
		<i>Liza ramada</i>	Mulet porc	●	●	●	●	●	70%	/	●	●	●	●	69%
		<i>Platichthys flesus</i>	Flet commun			●	●		30%	/	●	●			19%
		<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchois					●	10%	/					0%
Espèces marines euryhalines		<i>Ciliata mustela</i>	Motelle à 5 barbillons	●	●				15%	/	●				6%
		<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar franc		●	●	●	●	65%	/	●	●	●	●	75%
		<i>Liza aurata</i>	Mulet doré				●	●	10%	/	●	●			13%
		<i>Solea solea</i>	Sole commune			●			10%	/	●				6%
		<i>Sprattus sprattus</i>	Sprat		●	●	●		20%	/	●				13%
Espèces résidentes estuariennes		<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche		●	●		●	50%	/	●	●	●	●	56%
		<i>Pomatoschistus microps</i>	Gobi tacheté	●	●	●	●	●	95%	/	●	●	●	●	94%
		<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobi buhotte		●	●	●	●	45%	/	●	●			19%
		<i>Syngnathus rostellatus</i>	Syngnathe de dumeril				●	●	15%	/	●				6%
Espèce dulçaquicole		<i>Sander lucioperca</i>	Sandre					●	10%	/			●	6%	
Crustacés		<i>Carcinus maenas</i>	Crabe vert			●	●	●	40%	/	●	●	●	●	100%
	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Crabe japonais						●	5%	/				●	6%
	<i>Palaemon longirostris</i>	Bouquet delta		●	●	●	●	●	90%	/	●	●	●	●	75%
	<i>Palaemonetes varians</i>	Bouquet des marais		●	●	●	●	●	75%	/	●	●	●	●	56%
	<i>Palaemon macrodactylus</i>	Bouquet migrateur		●	●	●			25%	/					0%
	<i>Palaemon serratus</i>	Bouquet commun					●		5%	/			●	●	19%
	<i>Palaemon elegans</i>	Crevette bouquet					●		5%	/					0%
	<i>Crangon crangon</i>	Crevette grise		●	●	●	●	●	95%	/	●	●	●	●	75%
	<i>Procambarus clarkii</i>	Ecrevisse de Louisiane		●					5%	/					0%
Nombre total d'échantillons									30						24
Richesse spécifique	Poissons			4	8	9	9	11		/	12	7	5	4	
	Macrocrustacé			5	4	5	7	5		/	4	4	5	6	
	Total			9	12	14	16	16		/	16	11	10	10	

3.2. Evolution de la richesse spécifique sur la période 2008-2016

Les richesses spécifiques raréfiées du necton dans l'axe principal du marais dépoldérisé révèlent une certaine homogénéité des années de 2008 à 2016 (Figure 7). Il ne semble pas y avoir de tendance globale à l'augmentation ni à la diminution. On observe seulement des fluctuations interannuelles. Deux années apparaissent comme exceptionnelles mais seulement pour un des deux engins. 2012 est l'année la plus riche pour le verveux DCE avec 13,6 espèces estimées. L'année la plus pauvre est 2011 pour le verveux 4mm avec 2,6 espèces estimées.

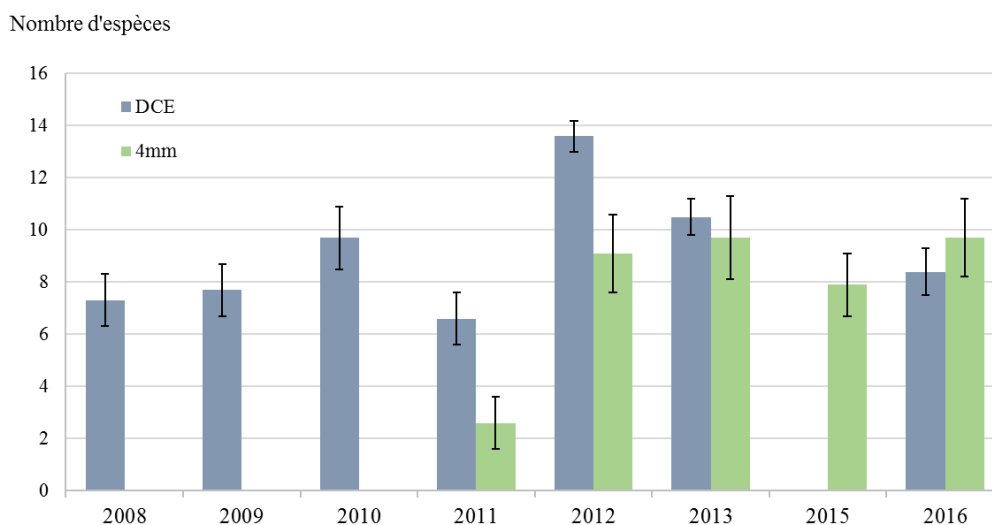


Figure 7: Evolution de la richesse spécifique raréfiée de l'ensemble du necton au cours des années pour les deux types d'engins.

En 2012, l'année est exceptionnelle du point de vue des poissons mais aussi des crustacés avec un nombre d'espèces estimé bien supérieur pour les deux groupes (9 et 4 respectivement) (Tableau 6). Pour l'année 2011 par contre, la faible richesse spécifique est directement liée au groupe des poissons (1,5 espèces).

Tableau 6 : Nombre d'espèces attendu par engin par groupes et par année en fonction de la taille de l'échantillon

Engin	Groupes	Taille échantillon	Nombre d'espèces par année							
			2008	2009	2010	2011	2012	2013	2015	2016
DCE	Poissons	100	6,4	6	7,9	5	9	7	0	5
	Crustacés	10	1	2,7	2,2	2	4	3,1	0	2,3
	Total	100	7,3 ± 1,0	7,7 ± 1,0	9,7 ± 1,2	6,6 ± 1,0	13,6 ± 0,6	10,5 ± 0,7	-	8,4 ± 0,9
4mm	Poissons	100	-	-	-	1,5	6,3	6,9	5,4	6,9
	Crustacés	10	-	-	-	2,7	2,3	2,9	2,5	3
	Total	100	-	-	-	2,6 ± 1,0	9,1 ± 1,5	9,7 ± 1,6	7,9 ± 1,2	9,7 ± 1,5

3.3. Réponses des peuplements aux facteurs environnementaux

Pour rappel : dans cette partie, seules les captures issues des verveux 4mm sont considérées.

3.3.1. Construction de l'arbre de régression multivariée

Les résultats ont été obtenus pour différentes matrices d'abondances. La matrice en BPUE permet de construire l'arbre avec la plus faible erreur de validation (Tableau 7).

Tableau 7 : CV error en fonction de la matrice d'abondance

Matrice d'abondance	CPUE	BPUE
Erreur relative de validation croisée (CV error)	0,737	0,547

L'arbre de régression multivariée obtenu a une erreur résiduelle de 0,435 (Figure 8). C'est-à-dire que ce modèle explique 57% de la variance. L'arbre est constitué de 6 « feuilles » sous lesquelles sont indiquées le nombre d'opérations de pêche dont le groupe est constitué (n) ainsi que l'erreur relative associée.

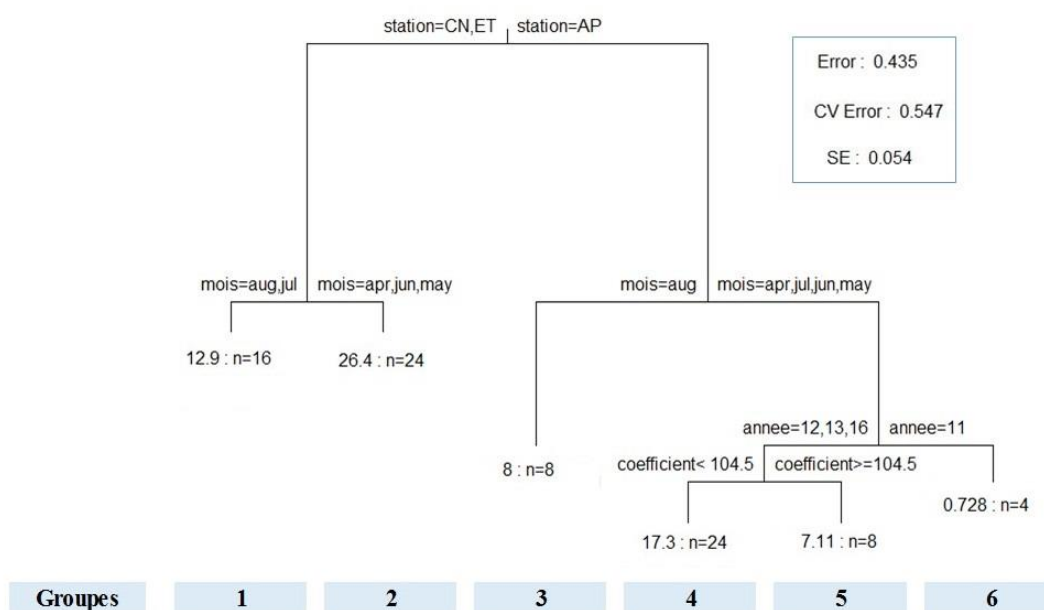


Figure 8 : Arbre de régression multivariée des BPUE transformées en fonction de la matrice de facteurs environnementaux : années, mois, station (AP : axe principal, CN : coursière naturelle, ET : étier), et coefficients de marée.

Un premier nœud divise les données selon les stations, coursière naturelle et étier d'une part, et l'axe principal d'autre part. Il existe donc une dissemblance significative entre les habitats naturels et le marais dépoldérisé.

Ces deux branches sont ensuite divisées en fonction des mois. Le regroupement des mois est fait selon les saisons de printemps et été. L'été comprend les mois de juillet et août dans les stations témoins (groupe 1), alors que cette saison n'est associée qu'au mois d'août dans l'axe

principal (groupe 3). Les peuplements ne se ressemblent pas au mois de juillet que l'on soit dans un habitat naturel ou dépoldérisé.

Les dernières séparations sont faites sur la branche du printemps de l'axe principal. Le groupe 6 est constitué des opérations de pêche réalisées au mois de mai 2011. La séparation des groupes 4 et 5 s'opère selon le seuil de 104,5 de coefficient de marée.

3.3.2. Recherche des associations espèces - milieux

La classification à l'aide de l'arbre de régression multivariée a permis de créer 6 groupes à partir desquels nous cherchons à identifier les associations positives avec les espèces.

17 espèces sur 31 ont un coefficient de corrélation significatif (p -value > 0.05). Le tableau 8 présente les associations d'espèces pour chacun des groupes en fonction des CPUE (jaune), BPUE (bleu) ou lorsque l'association est vérifiée pour les deux types d'abondance (vert).

Tableau 8 : Résultats des associations espèces-groupes à partir des CPUE et BPUE ainsi que les coefficients de corrélation et les p -value associées.

Espèces	Groupes	1	2	3	4	5	6	Abondances			
								cpue		bpue	
								coeff	pvalue	coeff	pvalue
Poissons											
Amphihaline											
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille européenne							0,711	0,001	0,661	0,001
<i>Alose fallax</i>	Alose feinte							0,535	0,004	0,524	0,009
<i>Liza ramada</i>	Mulet porc							0,418	0,041	0,658	0,002
<i>Platichthys flesus</i>	Flet							0,566	0,005	0,601	0,002
Euryhalines											
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchois							0,663	0,001	0,656	0,009
<i>Ciliata mustela</i>	Motelle à 5 barbillons							0,631	0,003	0,643	0,002
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar franc							0,75	0,001	0,537	0,001
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Bar moucheté							0,466	0,042	0,466	0,04
<i>Solea solea</i>	Sole commune							0,528	0,007	0,544	0,004
<i>Liza aurata</i>	Mulet doré							/	/	/	/
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprat							/	/	/	/
<i>Argyrosomus regius</i>	Maigre							/	/	/	/
<i>Chelon labrosus</i>	Mulet à grosse lèvre							/	/	/	/
Estuariennes											
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche							/	/	/	/
<i>Pomatoschistus microps</i>	Gobie tacheté							0,924	0,001	0,906	0,001
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobie buhotte							0,527	0,004	0,531	0,009
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Syngnathe de duméril							/	/	/	/
Dulçaquicoles											
<i>Sander lucioperca</i>	Sandre							0,616	0,001	0,519	0,013
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora							/	/	/	/
<i>Carassius gibelio</i>	Carassin argenté							/	/	/	/
Crustacés											
<i>Carcinus maenas</i>	Crabe vert							0,778	0,001	0,813	0,001
<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Crabe japonais							/	/	/	/
<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	Crabe japonais							0,649	0,003	0,666	0,003
<i>Eriocheir sinensis</i>	Crabe chinois							/	/	/	/
<i>Palaemon longirostris</i>	Bouquet delta							0,452	0,021	0,48	0,017
<i>Palaemonetes varians</i>	Bouquet des marais							0,547	0,006	0,618	0,002
<i>Palaemon macrodactylus</i>	Bouquet migrateur							/	/	/	/
<i>Palaemon serratus</i>	Bouquet commun							/	/	/	/
<i>Crangon crangon</i>	Crevette grise							0,515	0,004	0,417	0,035
<i>Palaemon elegans</i>	Crevette bouquet							/	/	/	/
<i>Procambarus clarkii</i>	Ecrevisse de Louisiane							/	/	/	/

On observe une différence nette entre les peuplements des stations naturelles et ceux de l'axe principal du marais dépoldérisé. Les stations témoins (groupes 1 et 2) sont caractérisées par 6 espèces, 3 de poissons et 3 de crustacés. L'assemblage est plus diversifié dans l'axe principal (groupes 3,4, 5 et 6) avec 16 espèces, dont 12 espèces de poissons.

Le groupe 6 représentant les opérations de pêche de mai 2011 dans le marais dépoldérisé est à part. On y retrouve singulièrement le bar moucheté, le sandre, le crabe japonais (*Hemigrapsus penicillatus*) et le gobie tacheté. Dans le cas du gobie tacheté, espèce fréquente et abondante dans toutes les campagnes de pêche, la forte corrélation espèce-milieu (0,924) est probablement brouillée par des valeurs extrêmes observées en mai 2011 (>3000 individus/verveux/heure).

Certaines associations mettent en avant des schémas d'occupation saisonniers. Parmi les espèces euryhalines et amphihalines, la sole et la motelle à 5 barbillons sont caractéristiques des groupes du printemps (groupes 4, 5 et 6) alors que l'alose et l'anchois sont exclusivement identifiés au mois d'août (groupe 3). Le flet et le mullet porc, amphihalins, sont associés au printemps dans l'axe principal mais aussi dans les marais naturels si l'on considère des abondances numériques. On note cependant leur absence du groupe 5, correspondant aux campagnes aux forts coefficients.

Si l'on met à part les variations naturelles des peuplements lors des saisons, les résultats mettent en avant des interactions entre les facteurs saisons et station. En effet, en saison estivale, l'anchois et l'alose sont deux espèces fréquemment capturées dans l'axe principal (groupe 3), alors qu'elles sont totalement absentes des marais naturels (groupe 1). Ce dernier groupe se caractérise par la présence de la crevette grise et du bouquet des marais. Au printemps, l'anguille, le bar franc et le bouquet delta préfèrent l'axe principal aux marais naturels, qui sont, eux, peuplés par le crabe vert et le bouquet des marais.

Enfin, les groupes 4 et 5 (marais dépoldérisé, au printemps) sont dissociés selon le seuil de coefficient de marée de 104,5. Certaines espèces, comme le mullet, associées aux groupes 4 ou 6 (coefficient de marée 83 en mai 2011) et non au 5, semblent avoir une préférence pour les coefficients de marée plus faibles.

3.4. Indices de condition des juvéniles de bar franc

La comparaison des résidus des régressions linéaire et polynomiale entre le log de la taille et le log de la masse permet de valider l'utilisation de ce deuxième modèle. En effet, on observe une inadéquation de l'ajustement de la régression linéaire qui se traduit par des valeurs résiduelles présentant une variance non constante (Figure 9).

La régression polynomiale de la relation taille-masse permet un meilleur ajustement du modèle aux données ($R^2 = 0,98$). Malgré une variance plus forte pour les très petites tailles, la distribution des résidus est relativement normale et homogène autour de 0 (Figure 10).

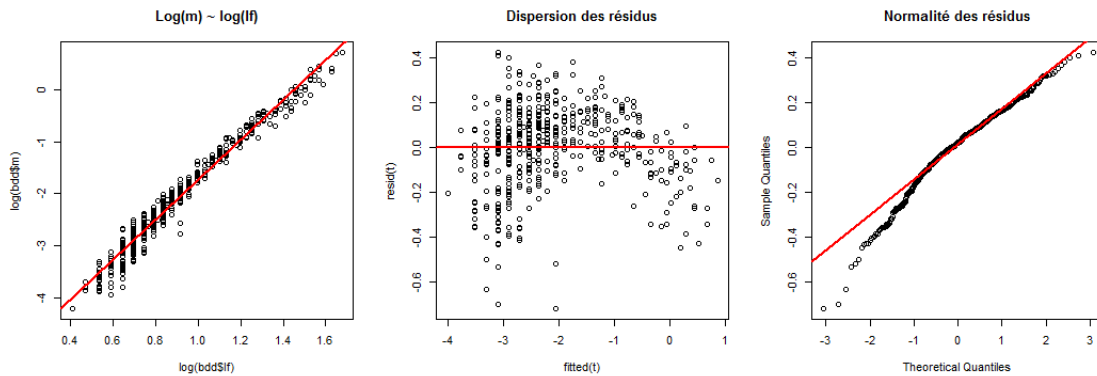


Figure 9: Graphiques d'invalidation du modèle. A gauche : double-log de la masse en fonction de la taille et le modèle linéaire non ajusté (droite rouge). Au centre : variance des résidus non homogène. A droite = QQplot et qlline en rouge pour la normalité des résidus.

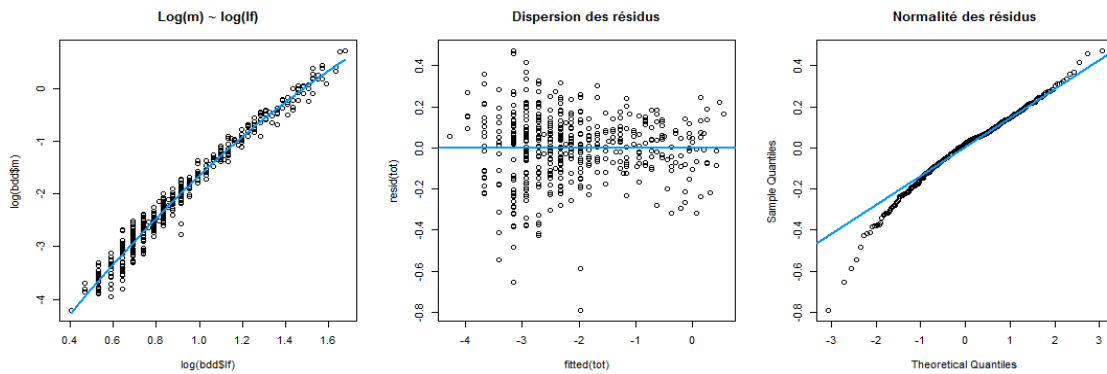


Figure 10: Graphiques de validation du modèle. A gauche : double-log de la masse en fonction de la taille et le modèle ajusté (courbe bleu). Au centre : variance des résidus et droite y=0. A droite : QQplot et qlline en bleu pour la normalité des résidus

L'indice de condition est alors calculé pour chaque saison dans les deux stations (Tableau 9) :

$$K = \frac{m}{\exp(\log(a)+b \times \log(lf)+c \times [\log(lf)]^2)}$$

avec $a = 0,001626$, $b = 5,678$, $c = -0,9072$,
m en g et lf en cm

Tableau 9 : Tailles et indices de condition des juvéniles de bars

Station	Saison	nm	lf (mm)			K	
			moyenne	min	max	moyenne	erreur standard
Axe principal	Juin	198	20	15	24	1,009	0,01323
	Juillet	199	29	19	53,5	1,027	0,009234
Coursière naturelle	Juin	24	23	21	26	0,8848	0,03863
	Juillet	44	35	16	52	1,034	0,01673

La comparaison des indices de condition des juvéniles de bar franc révèle qu'au moins un échantillon est différent d'un autre ($p\text{-value} = 1,5e-07$).

Plus précisément, les résultats des tests statistiques montrent qu'il existe une différence significative des indices de condition entre les stations au mois de juin (p -value = 0,0009) (Figure 11). L'indice de condition est plus faible dans le marais naturel. En juillet, les jeunes bars ont un indice de condition comparable entre le marais dépoldérisé et le marais naturel (p -value = 0,73).

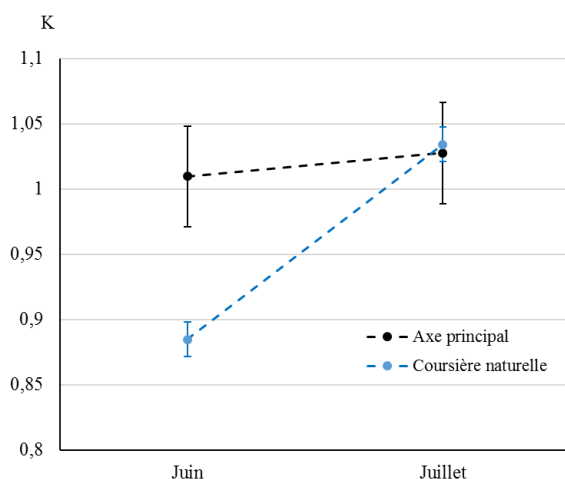


Figure 11 : Indices de condition des bars francs du groupe 0+ dans le marais naturel et le marais dépoldérisé, en juin et juillet 2016.

4. Discussion

4.1. Assemblage des peuplements du marais dépoldérisé

Composition des communautés nectoniques

Les peuplements de necton du marais dépoldérisé sont dominés par des espèces résidentes, marines euryhalines et amphihalines. Ces assemblages sont proches des peuplements observés dans les marais intertidaux naturels en Europe (CATTRIJSSE et al, 1994 ; LAFFAILLE et al, 2000 ; HAMPEL et al, 2003 ; SALGADO, 2004).

Actuellement, aucune trajectoire standard de récupération des fonctions suite à la dépoldérisation de marais estuariens n'a été mise en évidence (DECRETON, 2009). Différentes études européennes font d'ailleurs des constats divergents sur la comparaison de la richesse spécifique entre les marais reconnectés et les marais naturels (HAMPEL et al, 2003 ; BROWN et al, 2007 ; HEMINGWAY et al, 2008). En ce qui concerne le marais de Mortagne, le peuplement présente, en 2016, une richesse spécifique plus élevée que celle des marais naturels. On observe une plus forte abondance de la guildes des espèces amphihalines (anguille, mulot porc, flet) dans le marais dépoldérisé que dans la coursière de référence. Cette guildes écologique semble répondre favorablement à la dépoldérisation (KIMBALL et ABLE, 2007). On note également la capture de juvéniles des trois espèces de Clupéiformes – alose feinte, sprat et

anchois. Ces espèces que l'on retrouve habituellement en milieu subtidal (RIMOND et LECHENE, 2014) sont quasiment absentes des prés salés étudiés. Enfin, l'ancien polder accueille des espèces exotiques, le bouquet migrateur ou l'écrevisse de Louisiane, mais leurs effectifs sont très réduits.

Evolution de la richesse spécifique

Depuis le début des recherches en 2008, la richesse spécifique du necton du marais dépoldérisé montre une certaine stabilité. On observe seulement une année 2011 exceptionnelle. Cette année est caractérisée par un étiage sévère, notamment au premier semestre, et une température moyenne annuelle record (GIRARDIN et CASTELNAUD, 2012). D'après les campagnes de pêche de 2011 dans la zone subtidale de l'estuaire de la Gironde, le mullet porc a une abondance particulièrement élevée, alors que les bars et les gobies ont des effectifs réduits (GIRARDIN et CASTELNAUD, 2012). Ces trois espèces ont été capturées abondamment dans le marais dépoldérisé de Mortagne. Un déplacement de ces espèces vers le marais dépoldérisé, dont les températures plus élevées au premier semestre pourraient favoriser la croissance des juvéniles, est envisageable. On note cependant leur absence du milieu naturel.

Il ne ressort donc pas de tendance claire dans l'évolution récente du necton du marais dépoldérisé. Toutefois, la prépondérance d'un nombre réduit d'espèces caractéristiques peut être interprétée comme le retour vers un assemblage des peuplements comparable à ceux des marais naturels (HEMINGWAY et al, 2008 ; DECRETON, 2009).

Saisonnalité des peuplements

Les variations saisonnières des peuplements permettent de démarquer deux saisons durant notre période d'étude : le printemps et l'été. Pour le marais dépoldérisé, le printemps comprend les mois d'avril à juillet et l'été le mois d'août ; pour les marais naturels, le printemps s'arrête au mois de juin, les mois de juillet et août étant compris dans l'été. Cette dernière subdivision est celle observée par LAFFAILLE et al. (2000) dans les prés salés du Mont Saint-Michel. Ce découpage est différent dans le marais dépoldérisé qui n'accueille les peuplements caractéristiques de la saison estivale qu'à partir d'août.

D'autre part, dans le marais dépoldérisé, le mullet porc, le flet et l'anguille européenne sont plutôt capturés au printemps, avec une baisse de fréquentation en été. Le printemps est la période de migration catadrome de ces espèces vers l'intérieur des bassins versants (ELIE et ROCHARD, 1994 ; PASQUAUD, 2006, TANCART, 2011). Les marais estuariens agissent comme couloir de migration entre eau salée et eau douce (HAMPEL et al, 2003). Le marais dépoldérisé semble ainsi présenter des fonctionnalités intéressantes pour ces trois espèces amphihalines.

De même, on observe l'arrivée des cohortes de juvéniles de bar franc à partir de mai. Le recrutement des jeunes bars dans les marais estuariens fait suite à la reproduction qui se déroule au large à partir de mars (LAFFAILLE et al, 2001). Ces marais estuariens ont ensuite un rôle de nourricerie pour cette espèce (LAFFAILLE et al, 2000).

En août, les captures des juvéniles d'anchois et d'alose feinte coïncident avec le début de leur période de croissance dans l'estuaire (MOTOS et al, 1996 ; TAVERNY et ELIE, 2001). La présence de ces dernières espèces, principalement capturées dans le marais dépoldérisé, augmente fortement la richesse spécifique de cette station à cette période.

Typologie des habitats

Sur la base de la distribution des abondances des espèces dans l'espace et dans le temps, la recherche d'espèces caractéristiques a mis en évidence certaines différences de préférence entre le marais dépoldérisé et les habitats naturels de référence.

Le crabe vert et le bouquet des marais sont deux espèces abondamment présentes dans les marais naturels par rapport à l'axe principal du marais dépoldérisé. Cependant, si l'on considère les précédentes campagnes d'échantillonnage de l'ancien polder, on retrouve ces deux espèces en abondance, dans les chenaux végétalisés et les retenues d'eau (CARLU, 2013). Il semble alors que ces espèces n'aient pas d'affinité particulière avec les grands types de milieux, mais plutôt avec les méso-habitats qui les composent. Toutefois, la forte fréquence d'occurrence du bouquet des marais dans l'axe principal s'accorde au fait que cette espèce se retrouve régulièrement mais en faible abondance dans les marais naturels (CATTRIJSSE et al, 1994).

D'autres espèces occupent préférentiellement le marais dépoldérisé, notamment le bouquet delta et le bouquet migrateur. Ces deux espèces de crevettes, respectivement native et exotique, possèdent des préférences écologiques très proches et ont des aires de répartition qui peuvent se recouper dans cette zone mésohaline de l'estuaire (GONZALEZ-ORTEGON, 2010). Dans les marais naturels étudiés, on observe une faible abondance du bouquet delta et une absence du bouquet migrateur, que ce suivi ne permet pas d'expliquer.

Il semble que les juvéniles de poisson fréquentent indifféremment les milieux naturels ou dépoldérisés. Les quelques adultes capturés ne le sont, eux, que dans le marais dépoldérisé. Habituellement, les adultes affectionnent les milieux aux eaux plus profondes pour limiter le risque d'échouage (MADON, 2008). L'hypothèse d'une ressource alimentaire plus importante pourrait expliquer le risque pris par ces adultes opportunistes de s'aventurer dans un milieu avec une faible hauteur d'eau à marée haute (LAFFAILLE et al, 2000). En effet, l'axe principal du marais dépoldérisé présente des plus fortes abondances en gobies et crevettes (proies des poissons ichtyophages comme le bar franc ou l'anguille) ainsi qu'une étendue vaseuse plus

importante, potentiellement favorable aux mulets qui se nourrissent du biofilm qui s'y développe. De plus, le chenal de marée à l'entrée du marais dépoldérisé est plus large que celui des marais naturels pris pour référence dans notre étude et pourrait le rendre plus attractif pour les poissons de grande taille.

Influence des facteurs abiotiques

Dans notre analyse, la saison et l'habitat ont un effet prépondérant par rapport aux autres facteurs testés. L'organisation des peuplements observée peut néanmoins être la résultante de réponses hétérogènes à d'autres facteurs abiotiques tels que la salinité, la température, les conditions hydrologiques et sédimentaires (CRAIG, 2002).

L'arbre de régression multivariée montre que le coefficient de marée a, vraisemblablement, un effet structurant sur le necton. Cette observation confirme celles de SALGADO et al. (2004) qui expliquent les variations d'abondance du necton en fonction des cycles tidaux. Les mois d'avril et mai 2016 sont différenciés des autres campagnes de pêche par leur fort coefficient de marée ($> 104,5$). Au cours de ces deux campagnes, des juvéniles de motelles à 5 barbillons ont été capturés dans le marais dépoldérisé ainsi que dans la coursière naturelle. Pour cette espèce euryhaline, le recrutement s'effectue de janvier à septembre avec un pic en avril-mai sur les côtes françaises (CARPENTIER et al, 2009). Les juvéniles de motelle à cinq barbillons ont une forte affinité pour les vasières intertidales (COHEN et al, 1990) et il est possible qu'ils aient été entraînés dans les marais intertidaux adjacents par les courants associés aux forts coefficients. On remarque au contraire que les abondances de mullet porc sont maximales pour des coefficients de marée inférieurs à 104,5. Ces différences d'abondance liées au cycle tidal seraient principalement dues au comportement alimentaire de cette espèce (SALGADO et al, 2004). En effet, le mullet porc « broute » la pellicule végétale qui se développe sur la vase (ALMEIDA et al, 1993). Lors des faibles marées, les plus faibles courants minimisent la remise en suspension des microalgues benthiques (SALGADO et al, 2004). La photosynthèse serait plus efficace à la surface du sédiment et rendrait ainsi le milieu plus attractif pour cette espèce. Les données recueillies jusque-là ne permettent pas d'intégrer les facteurs de température et de salinité à nos analyses. La température étant un des éléments qui contribuent à la qualité de la nourricerie, il serait pertinent de réaliser à l'avenir, en parallèle des échantillonnages biologiques, des relevés systématiques de la physico-chimie de l'eau. Ce paramètre pourrait alors être intégré dans l'analyse des facteurs explicatifs de l'organisation des peuplements.

4.2. Embonpoint des juvéniles de poissons dans les marais estuariens

L'utilisation des mesures de biométrie induisent des résultats conditionnés par la variabilité, parfois importante, des traits biologiques de chaque individu. A cela, s'ajoute la variabilité due au biais observateur de la prise de mesure. Ce biais est ici négligeable par rapport au poids de la variabilité naturelle des individus juvéniles (FREON, 1979)

On observe, pour nos données, un ajustement non linéaire de la relation taille-masse. La biométrie est réalisée sur des individus de très petites tailles (de 15 à 53,5 mm LF) et il apparaît manifestement une variabilité de l'allométrie en fonction de la taille. Il est possible que ces ruptures de pente proviennent des modifications de la morphologie des individus au stade postlarvaire (FROESE, 2006). Les indices de condition K sont ainsi calculés à partir de l'ajustement d'un modèle polynomial qui exprime sans biais la relation taille-masse (FREON, 1979).

On remarque alors qu'il existe une différence significative des indices de condition entre les stations au mois de juin. Cette différence pourrait notamment s'expliquer par des conditions d'alimentation plus favorables dans le marais à cette saison. A stade juvénile (<47mm LT), le bar franc est hyperbenthivore et consomme en juin et juillet principalement des petits crustacés, notamment des copépodes (LAFFAILLE et al, 2001). Le marais dépoldérisé offre une diversité de micro-habitats plus importante que les milieux naturels stabilisés, avec notamment la présence de végétation pionnière de bas-schorre (VERGER, 2005). Ces micro-habitats sont favorables aux petits crustacés (CARPENTIER et al, 2014). Il serait alors nécessaire d'établir un échantillonnage de cette faune, au regard de son importance dans le régime alimentaire des juvéniles de bar franc. Ces relevés permettraient ainsi de compléter nos hypothèses sur les différences de disponibilité trophique entre les milieux naturel et dépoldérisé.

D'autre part, les mouvements de poissons sont régis par les courants de marée. Les verveux-doubles utilisés dans le protocole capturent les poissons qui rentrent dans le marais avec le flot dans la chambre amont et capturent ceux qui en ressortent au jusant dans la chambre aval. Il nous a été impossible de tester les différences de condition entre les chambres de capture amont et aval à cause d'un manque d'individus par sous-groupe. Cela reste néanmoins une hypothèse forte, qu'il serait nécessaire de tester.

Enfin, la température n'ayant pas été mesurée pour le mois de juin, dans la coursière naturelle, il s'avère difficile de mettre en relation ce facteur contribuant à la qualité des nourriceries avec les indices de conditions. Il serait toutefois également intéressant de l'intégrer aux prochaines analyses.

4.3. Lien entre les deux échelles d'étude et perspectives

Cette étude utilise une méthode descriptive des assemblages de necton dans le marais dépoldérisé et les marais naturels adjacents. Elle nous permet de caractériser chacun des sites étudiés par rapport à différents facteurs environnementaux. Il a été alors possible de formuler plusieurs hypothèses, selon les réponses du necton à ces facteurs, à l'échelle des communautés et des individus.

L'échelle de la population et des communautés permet la construction de bons indicateurs écologiques du milieu. Les abondances relatives, les fréquences d'occurrence, la richesse spécifique, permettent de suivre l'évolution spatio-temporelle des peuplements. L'échelle de l'individu a l'avantage de donner des réponses plus rapides à ces facteurs environnementaux (ADAMS, 2002). Les outils comme les indices de condition, sont alors des indicateurs biologiques plus précis qui permettent d'examiner les performances écologiques des individus entre les différents habitats. Cette deuxième échelle permet de compléter l'évaluation du retour des fonctionnalités écologiques du marais dépoldérisé.

La présente étude nous permet d'envisager de nouvelles orientations stratégiques du suivi à long terme du marais dépoldérisé. En effet, alors que la recolonisation du milieu est relativement rapide, le retour des fonctionnalités du marais peut exiger plus de 15 ans (HAMPEL et al, 2003). La qualité de la nourricerie dépend notamment de la qualité et de la quantité de la nourriture disponible (CARPENTIER et al, 2014). L'étude complémentaire de la disponibilité trophique de ces milieux et des contenus stomacaux des poissons qui l'occupent, permettrait d'apporter un autre regard, plus fonctionnel. Il serait ainsi possible de réaliser cette étude avec des échantillonnages réguliers sur une année, en incluant les saisons de printemps et été. Un protocole envisageable est celui mis en place par LAFFAILLE (2000). Il utilise les courants de marée dans les chenaux pour piéger les poissons à l'aide d'un verveux à ailes et de filets maillants. Cette combinaison d'engins permet de capturer les poissons qui rentrent dans le marais au flot ou en sortent au jusant, et ainsi de considérer leur activité d'alimentation dans le milieu. En parallèle, il est possible de coupler les captures de poissons avec la disponibilité en proies « terrestres », grâce à la pose de piège Barber, et la disponibilité en proie « aquatiques » avec un filet à plancton.

Continuer le protocole actuellement en place sur le marais dépoldérisé serait néanmoins nécessaire pour pérenniser le suivi à long terme, mis en œuvre depuis 2008. En effet, il apparaît important de continuer à échantillonner au moins l'axe principal du marais dépoldérisé.

L'utilisation des verveux doubles permet également d'avoir une vision plus complète du necton ; le verveux à ailes n'étant, par exemple, pas efficace pour la capture des crabes (SALGADO, 2004). Ce suivi à long terme pourrait être envisagé tous les deux ans.

L'approche comparative est toujours nécessaire pour caractériser l'évolution de l'ancien polder par rapport aux marais naturels. Les deux milieux de référence, la coursière des prés salés et l'étier, semblent être très ressemblants au niveau de leurs peuplements. Cependant, suite à la fragilité de la digue du polder Sud et aux modifications que cela pourrait entraîner si elle cède, il est préférable de continuer à échantillonner la coursière naturelle des prés salés Nord comme témoin naturel.

5. Conclusion

Seize ans après sa dépoldérisation, la morphologie du marais de Mortagne a considérablement évoluée. Sous l'influence quotidienne des eaux saumâtres de l'estuaire qui s'engouffrent à chaque marée, on observe un exhaussement général, une végétalisation généralisée, un creusement des chenaux et de fossés dans l'ancien polder.

Les peuplements de poissons et macrocrustacés qui recolonisent ces chenaux avec la marée sont caractéristiques des peuplements des marais intertidaux naturels en Europe. Ils sont cependant plus riches que les marais naturels adjacents, pris comme référence. La libre évolution de l'ancien polder semble ainsi recréer des conditions favorables à l'accueil du necton.

L'analyse structurelle des assemblages montre que les facteurs testés (habitat, saison, année, coefficient de marée) expliquent près de 60% de la variance des peuplements, avec un effet prépondérant de l'habitat et de la saison sur le necton. Les variations saisonnières des peuplements dans les deux habitats permettent de démarquer deux saisons durant notre période d'étude (avril-août) : le printemps et l'été. Les peuplements du marais dépoldérisé semblent cependant plus soumis aux variations des facteurs environnementaux que ceux des marais naturels. On observe ainsi des variations interannuelles avec des années extrêmes, comme 2011 particulièrement pauvre au niveau de sa richesse spécifique et singulière par les abondances de ses peuplements, ou des différences d'assemblages en fonction des coefficients de marées. On observe d'autre part que certaines espèces sont significativement associées à l'un ou l'autre des habitats. Le marais dépoldérisé accueille plutôt l'anguille européenne et le bouquet delta, alors que le crabe vert et le bouquet des marais sont préférentiellement associés aux marais naturels. L'analyse plus fonctionnelle des indices de condition montre que le marais naturel comme le marais dépoldérisé semblent être des milieux favorables à la croissance et l'alimentation des juvéniles de bar franc qui les colonisent. Le marais dépoldérisé offre même un avantage précoce au mois de juin. Ce résultat vient ainsi souligner la fonction de nourricerie que réalisent les milieux intertidaux pour cette espèce.

Ainsi, l'étude des peuplements de necton à deux échelles nous a permis de mettre en évidence certaines différences entre les assemblages de necton qui fréquentent le marais dépoldérisé et ceux observées dans les milieux naturels, mais également d'attester de leur fonctionnalité. L'ancien polder de Mortagne semble ainsi répondre positivement à la renaturation. Cette réponse est d'autant plus importante que ce marais estuarien représente près de 13% de la surface totale des zones intertidales de la rive droite de l'estuaire de la Gironde. Sa fonctionnalité pour le necton est, en cela, primordiale.

Bibliographie

- Adams S. M. (2002). Biological indicators of aquatic ecosystem stress. *American Fisheries Society*, Bethesda, Maryland. 621p.
- Adam G., Feunteun E., Prouzet P., Rigaud C. (2008). L'anguille européenne – Indicateurs d'abondance et de colonisation. Versailles, *Quae*. 400p.
- Allen G. P., Bonnefille R., Courtois G., Migniot C. (1974). Processus de sédimentation des vases dans l'estuaire de la Gironde Contribution d'un traceur radioactif pour l'étude du déplacement des vases. *La Houille Blanche*, 1-2, pp.129-136.
- Almeida P. R., Moreira F., Costa J. L., Assis C. A., Costa M. J. (1993). The feeding strategies of *Liza ramada* (Risso, 1826) in fresh and brackish water in the River Tagus, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 42, pp.95-107.
- Anras L., Blachier P., Hussenet J. (2004). Les marais salés atlantiques : mieux connaître pour mieux gérer. *Cahier Technique*. Forum des Marais Atlantiques.
- Bawedin V. (2004). La dépoldérisation, composante d'une gestion intégrée des espaces littoraux ? Prospective sur le littoral picard et analyse à la lumière de quelques expériences. *Cahiers nantais*, 11p.
- Bouchereau J.L., Quignard J.P., Tomasini J.A., Joyeux J.C. Capape C. (1990). Cycle sexuel, condition, fécondité et ponte de *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) (Gobiidae) du Golfe du Lion, France. *Cybium*, 14, pp. 251-267.
- Bouchereau J. L., Quignard J. P., Joyeux, J. C., Tomasini J. A. (1993). Structure du stock des géniteurs de la population de *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) (Gobiidae), dans la lagune de Mauguio, France. *Cybium*, 17, pp.3-15.
- Brown S. L., Pinder A., Scott L., Bass J., Rispin E., Brown S., Garbutt A., Thomson A., Spencer T., Moller I. Brooks S. M. (2007). Wash Banks Flood Defence Scheme. Freiston Environmental Monitoring 2002-2006, *DEFRA & Environment Agency*, pp. 378-378.
- Carlu J. (2013). Intérêt du marais dépoldérisé en développement de Mortagne-sur-Gironde comme habitat pour les poissons et les macro-crustacés. Contribution à l'élaboration du plan de gestion des « Rives de Gironde ». *Mémoire de fin d'étude*, Université Paris Sud, Conservatoire du Littoral, 45p.
- Carpentier A., Cook J., Coppin F., Delavenne J., Dupuis L., Engelhard G., Ernande B., Gardel L., Koubbi P., Lauria V., Martin C., Morin J., Vaz S., Warembourg C. (2009). Chap. 4, Section "Fish and Cephalopods, In : Channel Habitat Atlas for marine Resource Management., INTERREG 3a Programme. IFREMER, Boulogne-sur-mer, France, pp. 171-423.
- Carpentier A., Joyeux E., Pétilion J., Ponséro A., Sturbois A., Feunteun E. (2014). Mise en place d'un protocole d'évaluation et de surveillance des fonctions écologiques des marais salés pour l'ichtyofaune : quels outils pour quelles questions ? *Séminaire « Suivis des Prés salés » : quels descripteurs pour quels objectifs de conservation ?* RNF, AAMP & AESN, Espace culturel d'Agon-Coutainville, les 19 & 20 juin 2014
- Cattrijsse A., Makwaia E. S., Dankwa H. R., Hamerlynck O., Hemminga M. A. (1994). Nekton communities of an intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 109, pp.195-208.
- Cattrijsse A., Hampel H. (2006). European intertidal marshes: a review of their habitat functioning and value for aquatic organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 324, pp.293-307.

- Chen I. C., Hill J. K., Ohlemüller R., Roy D. B., Thomas C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333, pp.1024-1026.
- Cohen D.M., Inada T., Iwamoto T., Scialabba N. (1990). Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). In : FAO species catalogue. An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. Vol. 10. Rome: FAO. 442p.
- Craig J. K., Crowder L. B. (2002). Factors influencing habitat selection in fishes with a review of marsh ecosystems. Concepts and controversies in tidal marsh ecology, Springer Netherlands, pp. 241-266.
- Dajoz R. (1985). Précis d'écologie, *Dunod*, Paris. 631p.
- Damour M. (2012). Mise en place d'une méthodologie d'extraction et de visualisation des paramètres de croissance de l'ichtyofaune estuarienne. Cas du marais de Mortagne. *Rapport de stage Master 1*, Université de Bordeaux, Irstea Bordeaux, 11p.
- De'Ath G. (2002). Multivariate regression trees: a new technique for modeling species–environment relationships. *Ecology*, 83, pp.1105-1117.
- De Cáceres M., Legendre P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, pp.3566-3574.
- Decreton T. (2009). Etude des fonctionnalités et des gains ichtyologiques liés à la dépoldérisation des zones humides estuariennes : le cas du marais de Mortagne-sur-Gironde. *Rapport de stage Master 2*, Université François Rabelais Tours, Cemagref Bordeaux, 75p.
- Ducrottoy J. P. (2010). Ecological restoration of tidal estuaries in North Western Europe: an adaptive strategy to multi-scale changes. *Plankton and Benthos Research*, 5, pp.174-184.
- Dufrene M., Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67, pp.345-366.
- Elie P., Rochard E. (1994). Migration des civelles d'anguilles (*Anguilla anguilla* L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 335, pp.81-98.
- Francin R. (2014). Elaboration du premier plan de gestion du site des “Rives de Gironde” : Diagnostic et actions de gestion liés aux activités agricoles et cynégétiques. *Mémoire de fin d'étude*, I.B.F.A., Université de Caen, CREN Poitou-Charentes, 43p.
- Franco A., Fiorin R., Zucchetta M., Torricelli P., & Franzoi P. (2010). Flounder growth and production as indicators of the nursery value of marsh habitats in a Mediterranean lagoon. *Journal of Sea Research*, 64, pp.457-464.
- Fréon P. (1978). Relations tailles/poids, facteurs de condition et indice de maturité sexuelle : rappels bibliographiques, interprétation, remarques et applications. Annexe 5 du Groupe de travail ISRA-ORSTOM sur la reproduction des espèces exploitées dans le Golfe de Guinée, Dakar, 1977
- Froese R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of applied ichthyology*, 22, pp.241-253.
- Girardin M., Castelnaud G. (2012). Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : suivi des captures 2011 – étude de la faune circulante 2011. *Rapport pour EDF CNPE du Blayais*, Irstea Bordeaux, Cestas. Etude n°148.
- Goeldner-Gianella L. (2007). Dépoldériser en Europe occidentale (De-polderizing in Western Europe). *Annales de géographie*, No. 4, 339p.

- Goeldner-Gianella L., Verger F. (2009). « Du « polder » à la « dépoldérisation » ? », *L'Espace géographique*, 4, Vol. 38, 376p.
- González-Ortegón E., Cuesta J., Pascual E. and Drake P. (2010). Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain). *Biol Invasions*, 12, pp.1731-1745.
- Gotelli N. J., Colwell R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4, pp.379-391.
- Haeckel E. (1890). Plankton-studien.
- Hampel H., Cattrijsse A., Vincx M. (2003). Habitat value of a developing estuarine brackish marsh for fish and macrocrustaceans. *ICES Journal of Marine Science*, 60, pp.278-289.
- Hemingway K.L., Cutts N.C., Pérez-Dominguez R. (2008). Managed Realignment in the Humber Estuary, UK. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS), University of Hull, UK. Report produced as part of the European Interreg IIIB HARBASINS project.
- Herault T. (2010). Un nouveau partenariat pour préserver les marais de l'estuaire de la Gironde. *Zones Humides Infos*, édition de la Société National de Protection de la Nature SNPN, 68, pp.29
- Herault T., Lechêne A. (2014). Suivi de la fonction de nourricerie pour les poissons dans les marais intertidaux : l'exemple du marais de Mortagne sur Gironde. *Séminaire « Suivis des Prés salés » : quels descripteurs pour quels objectifs de conservation ?* RNF, AAMP & AESN, Espace culturel d'Agon-Coutainville, les 19 & 20 juin 2014
- Jouanneau J. M. (1973). Bilan des connaissances sur la Rive Droite de la Gironde. 26p.
- Kimball M. E., Able K. W. (2007). Tidal utilization of nekton in Delaware Bay restored and reference intertidal salt marsh creeks. *Estuaries and Coasts*, 30, pp.1075-1087.
- Kneib R. T. (1997). The role of tidal marshes in the ecology of estuarine nekton. *Oceanography and Marine Biology*, 35, pp.163-220.
- Le Cren E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, pp.201-219.
- Le Pape O. (2005). Les habitats halieutiques essentiels en milieu côtier : les identifier, comprendre leur fonctionnement et suivre leur qualité pour mieux gérer et pérenniser les ressources marines exploitées – l'exemple des nourriceries côtières de poissons plats. *Mémoire d'habilitation à diriger des recherches – Ifremer, Agrocampus Rennes, Université de Bretagne Occidentale*, 78p.
- Laffaille P., Feunteun E., Lefeuvre J. C. (2000). Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, pp.429-438.
- Laffaille P., Lefeuvre J. C., Schricke M. T., Feunteun E. (2001). Feeding ecology of o-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, in salt marshes of Mont Saint Michel Bay (France). *Estuaries*, 24, pp.116-125.
- Lefeuvre J.C., Lafaille P., Feunteun E., Bouchard V., Radureau A. (2003). Biodiversity in salt marshes: from the patrimonial value to the ecosystem functioning. The case study of the Mont Saint-Michel bay. *Comptes Rendus Biologies*, Elsevier Masson, 326, pp.125.
- Legendre P., Legendre, L. (1998). Numerical Ecology, Elsevier: Amsterdam, 853p.

- Lobry J. (2004). Quel référentiel de fonctionnement pour les écosystèmes estuariens ? Le cas des cortèges de poissons fréquentant l'estuaire de la Gironde. *Thèse de doctorat*, Université de Bordeaux, Cemagref, 218p.
- Madon S. P. (2008). Fish community responses to ecosystem stressors in coastal estuarine wetlands: a functional basis for wetlands management and restoration. *Wetlands Ecology and Management*, 16, pp.219-236.
- Motos L., Uriarte A., Valencia V. (1996). The spawning environment of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.). *Scientia Marina*, 60, pp.117-140.
- Parmesan C., Yohe G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, pp.37-42.
- Parlier E. (2006). Approche quantitative de la fonction de nourricerie des systèmes estuariens-vasières. *Thèse de doctorat*, Université de La Rochelle, 282p.
- Pasquaud S. (2006). Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien Application à l'estuaire de la Gironde. *Thèse de doctorat*, Université de Bordeaux, 359p.
- Rimond F. (2013). Étude des peuplements de poissons des habitats intertidaux de l'estuaire de la Gironde. *Rapport scientifique et technique*, Irstea Bordeaux, 91p.
- Rimond F., Lechêne A. (2014). Intérêt des zones intertidales et rivulaires de la Gironde comme habitats des poissons et des macrocrustacés - Importance pour l'accueil des juvéniles et potentiel de restauration par dépoldérisation. *Rapport d'avancement pour l'année 2013*. 34p.
- Romaña L. A. (1994). Les grands estuaires français. *Equinoxe*, 47-48, pp.38-42.
- Rougier Q. (2013). La croissance des poissons dans l'estuaire de la Gironde : étude globale et spatialisée des données de fréquence de taille. *Mémoire de fin d'étude*, Aix-Marseille Université, Irstea Bordeaux, 44p.
- Royant A. (2001). Diagnostic environnemental et orientation de gestion : la remise en eau des polders de Mortagne-sur-Gironde. *Mémoire de fin d'étude*, Institut Universitaire Européen de la Mer, Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres, 112p.
- Salgado J. P., Cabral H. N., Costa M. J., Deegan L. (2004). Nekton use of salt marsh creeks in the upper Tejo estuary. *Estuaries*, 27, pp.818-825.
- Tancart T. (2011). Analyse comparative des tactiques déployées lors de la migration de colonisation des bassins versants par les poissons migrateurs amphihalins thalassotoques. *Thèse de doctorat*, Université de Bordeaux, Cemagref, 257p.
- Taverny C., Elie P. (2001). Répartition spatio-temporelle de la grande alose *Alosa alosa* (Linné, 1766) et de l'alose feinte *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) dans le golfe de Gascogne. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 362-363, pp.803-821.
- Tichy L., Chytry M. (2006). Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. *Journal of Vegetation Science*, 17, pp.809-818.
- Valette P., Uny D. (2013). Trajectoire d'évolution de l'estuaire de la Gironde: regards géohistoriques. Présentation, *Journée thématique sur l'Estuaire de la Gironde*, Citadelle de Blaye, 21p.
- Verger F. (2005). Marais et estuaires du littoral français. *Belin*, Paris, 335p.

Annexes

Annexe I : Présentation des structures d'accueil et implication dans l'étude

a. Le Conservatoire du Littoral



Le Conservatoire du littoral (CdL) est un établissement public administratif de l'Etat placé sous la tutelle du ministre chargé de l'environnement. Créé en 1975, le Conservatoire a pour mission d'**acquérir** des parcelles du littoral menacées par l'urbanisation ou dégradées pour en faire des **sites restaurés, aménagés, accueillants dans le respect des équilibres naturels**. Actuellement, 700 sites, représentant plus de 166 000 hectares ont été acquis sur le littoral et les rivages lacustres français de métropole et d'outremer.

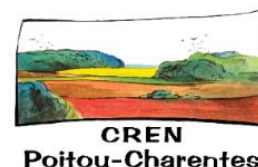
La délégation Centre-Atlantique intervient sur 70 de ces sites répartis sur les 3 départements de Charente-Maritime, Vendée et Loire-Atlantique.

Actuellement, la plupart des sites qui ont été dépoldérisés en France de manière volontaire ou accidentelle, appartiennent au CdL. En effet, la maîtrise publique de la propriété foncière est un vrai outil de mise en œuvre de la dépoldérisation. En conséquence, le CdL qui est propriétaire de 4 000 ha de polders littoraux, soit 7 % de son patrimoine, apparaît comme l'organisme clé pour la mise en œuvre d'une stratégie nationale de dépoldérisation.

C'est la délégation régionale de Centre Atlantique qui possède le plus grand nombre et la plus grande surface de polders exposés à la submersion : un peu plus de 1 000 ha déjà acquis, et près de 8 000 ha dont l'achat est prévu sont particulièrement sensibles, dans la baie de l'Aiguillon, les estuaires de la Charente et de la Seudre, les marais de Brouage et de Guérande.

Pour le moment les dépoldérisations menées par le CdL le sont à une échelle pilote. La difficulté sera de mettre en œuvre une stratégie nationale de dépoldérisation comme mode de protection face à l'érosion et au risque de submersion. En 2015, le CdL lance un projet baptisé Ad'Apto dont l'objectif est de mettre en valeur façon concrète, par des exemples locaux, qu'une anticipation raisonnée acceptant la mobilité de l'interface terre-mer sur des espaces naturels préservés est possible. Le marais de Mortagne sur le territoire des Rives de Gironde fait partie des 10 sites étudiés.

b. Le Conservatoire Régional d'Espaces Naturels



Le Conservatoire Régional des Espaces Naturel de Poitou-Charentes (CREN) est une association loi 1901, il devient opérationnel en 1993, grâce au soutien de la Région. Le CREN fait partie des 29 conservatoires d'espaces naturels réunis au sein de la Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels de France.

L'association a pour objet « la **sauvegarde**, la **protection**, la **mise en valeur** et l'**étude des sites**, milieux et paysages naturels de la région Poitou-Charentes **qui représentent un intérêt écologique, floristique, faunistique, biologique, géologique et paysager remarquable** et de tous sites à valeur écologique potentielle ». La libre évolution est le mode de gestion le plus employé par le CREN avec 72% des sites en 2016 gérer notamment grâce à des plans de gestion et des conventions.

En Poitou-Charentes, les marais littoraux sont largement représentés sur le département de la Charente-Maritime. Depuis sa création, le CREN est intervenu sur les principaux marais littoraux du département, dont notamment ceux de l'estuaire de la Gironde. Dans le document d'orientation 2006-2016, le CREN réaffirme sa stratégie d'intervention sur ces milieux dans le but d'obtenir des périmètres pertinents pour une gestion agro-environnementale et écologique.

Le site de l'Estuaire de Gironde occupe un périmètre d'intervention du Conservatoire du Littoral de 2166 ha dont 1875 ha sont en convention. La rédaction d'un plan de gestion est en cours de réalisation avec plusieurs diagnostics réalisés depuis 2001.

L'antenne Charente-Maritime a lancé en 2011 un travail d'élaboration d'une stratégie et d'un plan de communication sur l'Estuaire de la Gironde. Parmi les actions proposées certaines ont déjà été réalisées comme la conception d'une exposition sur « le paysage et la biodiversité de l'Estuaire de la Gironde » ou la mise en place d'un observatoire photographique pour les années 2011, 2013 et 2015, la rédaction d'articles de presse...

c. Irstea



L'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea) (ex-CEMAGREF) est un établissement public à caractère scientifique et technologique français de recherche dans le domaine de l'environnement et de l'agriculture.

Le centre de recherche de Bordeaux est l'une des neuf implantations d'Irstea. Ses activités de **recherche**, d'**appui aux politiques publiques** et d'**expertise** portent sur 3 domaines principaux : la dynamique des écosystèmes aquatiques, l'environnement et les dynamiques territoriales et la gestion patrimoniale des réseaux d'eau.

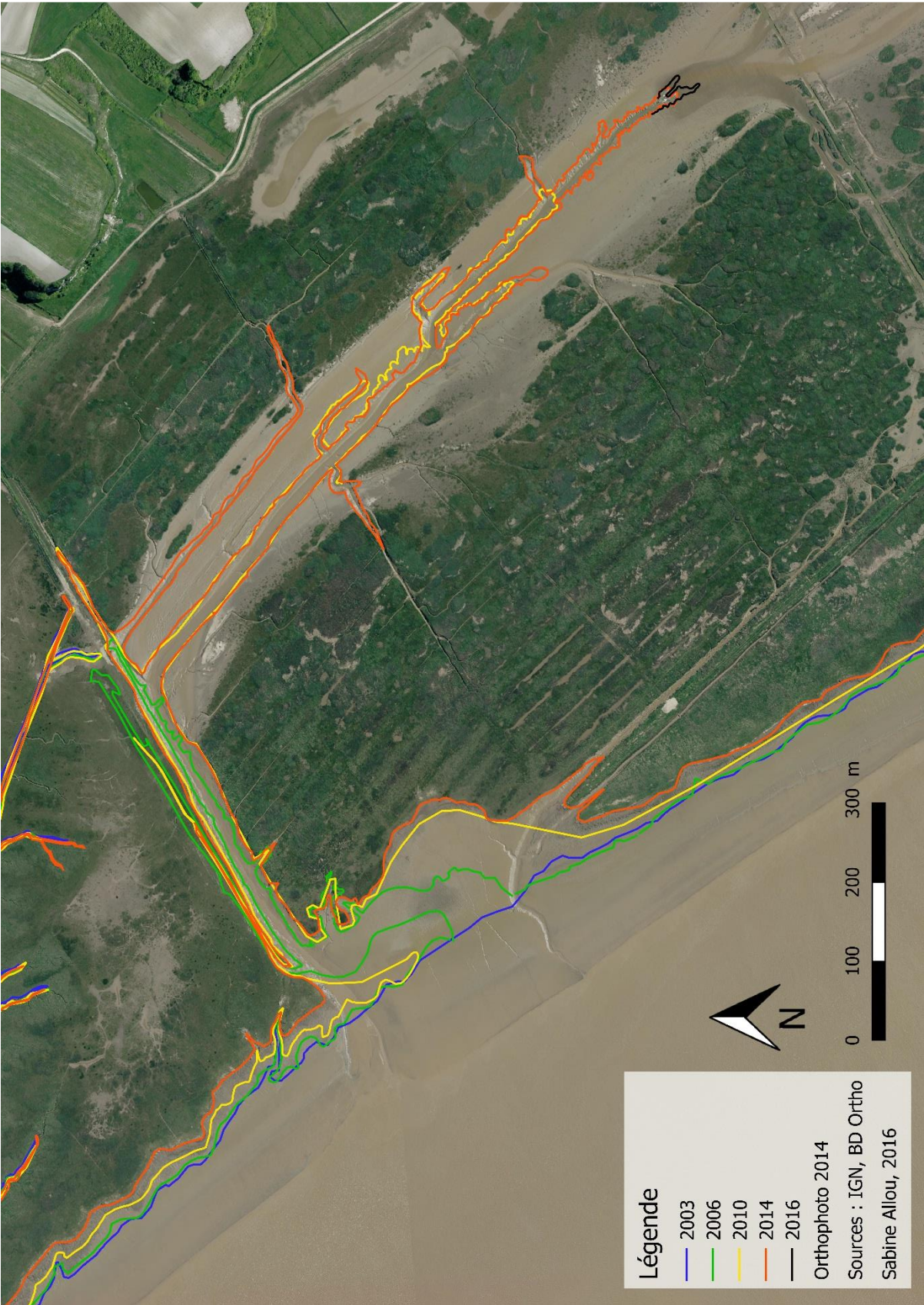
Au sein de l'unité "Ecosystèmes aquatiques et changements globaux", l'équipe « **Fonctionnement des écosystèmes estuariens** » conduit des recherches visant à comprendre et prévoir la réponse des écosystèmes estuariens aux changements environnementaux et aux multiples pressions humaines. Les objectifs de l'équipe sont de mieux évaluer la fonctionnalité écologique des écosystèmes estuariens et de définir des indicateurs fonctionnels pertinents de leur qualité écologique

Concernant la dépoldérisation, les chercheurs d'Irstea répondent aux questions fondamentales posées par ce retour des terres à la mer sur les plans écologique, économique et sociétal. L'objectif est d'évaluer la dépoldérisation comme une option d'adaptation au changement global et comme mesure de restauration des fonctionnalités écologiques des écosystèmes estuariens

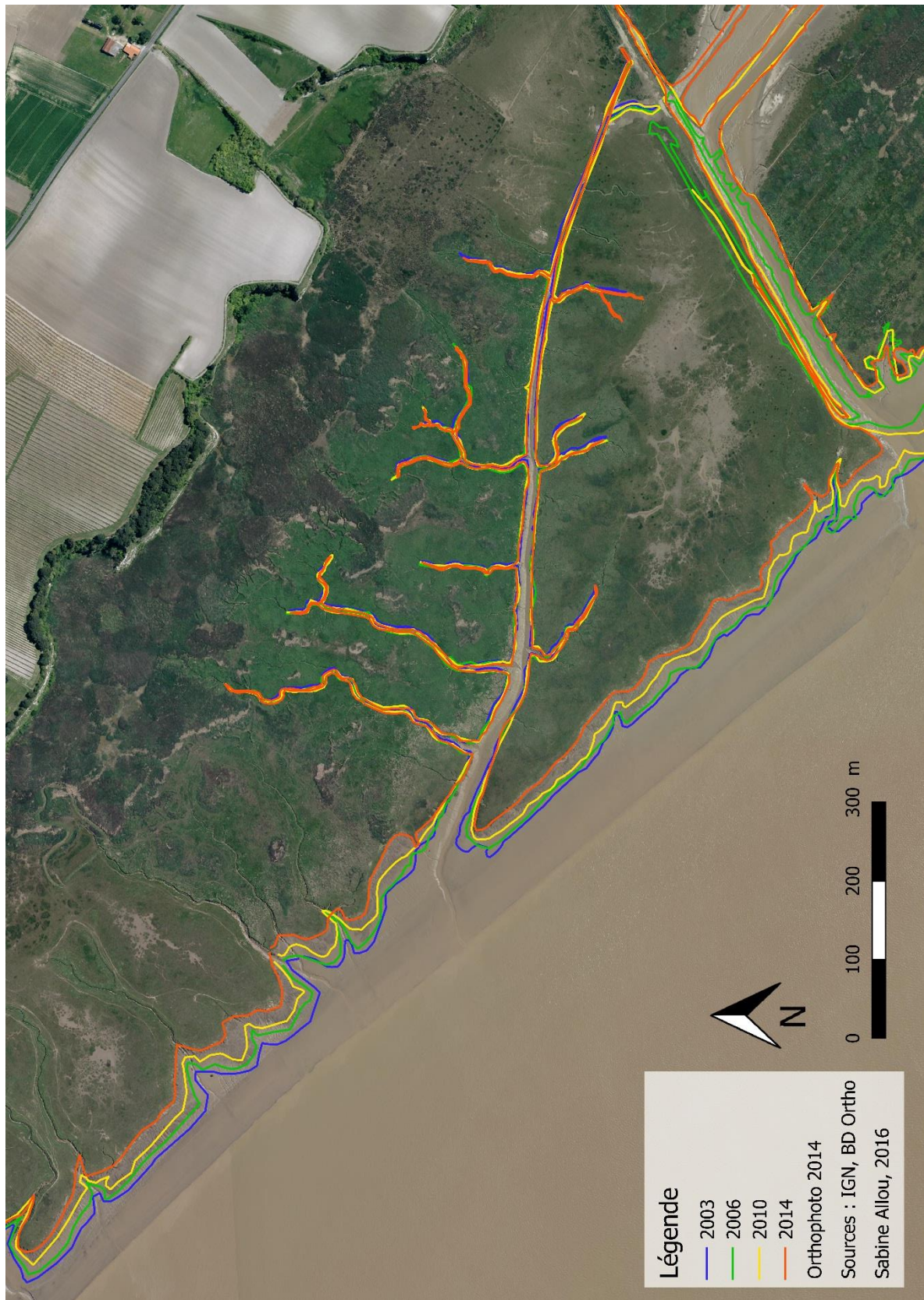
Les études de cas de l'île Nouvelle et de Mortagne-sur-Gironde permettent de répondre de manière concrète à ces différents enjeux dans l'estuaire de la Gironde.

Annexe II : Evolution des coursieres et chenaux des sites étudiés

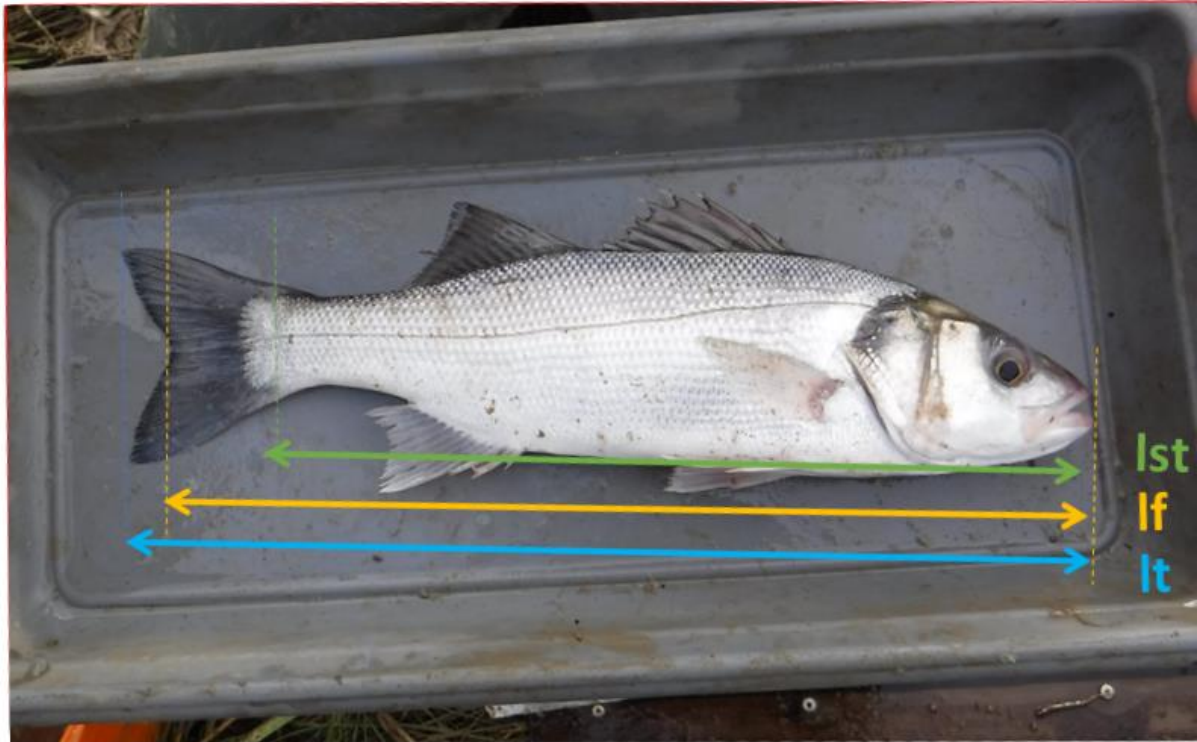
a. Partie Nord du marais dépoldérisé de Mortagne et coursière d'érosion



b. Les prés salés naturels



Annexe III : Mesures des longueurs types pour les poissons



Légende :

lst : longueur standard

lf : longueur à la fourche

lt : longueur totale

Annexe IV : Table des tailles à maturité

Nom latin	Espèce		Longueur		Source
	Nom commun	Type	Maturité		
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille européenne	lt	300*	Adams et al, 2008	
<i>Alosa fallax</i>	Alose feinte	lt	325	fishbase_2014-05-16	
<i>Liza ramada</i>	Mulet porc	lf	259	fishbase_20-06-16	
<i>Platichthys flesus</i>	Flet commun	lt	223	fishbase_20-06-16	
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchois	lf	97	fishbase_20-06-16	
<i>Ciliata mustela</i>	Motelle à 5 barbillons	lt	110	fishbase_20-06-16	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar franc	lf	323	fishbase_20-06-16	
<i>Liza aurata</i>	Mulet doré	lf	340	fishbase_20-06-16	
<i>Solea solea</i>	Sole commune	lt	303	fishbase_20-06-16	
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprat	lf	115	fishbase_20-06-16	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	lt	55	fishbase_20-06-16	
<i>Pomatoschistus microps</i>	Gobi tacheté	lt	27	Bouchereau et al, 1993	
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobi buhotte	lt	40	Bouchereau et al, 1990	
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Syngnathe de duméril	lt	100	fishbase_20-06-16	
<i>Sander lucioperca</i>	Sandre	lf	367	fishbase_20-06-16	

* La limite entre le stade de croissance et celui de maturité (où les individus peuvent s'argenter) est difficile à estimer (ADAMS et al, 2008). On considère que jusqu'à 300 mm, les individus sont encore en croissance. A partir de 300mm, les mâles peuvent s'argenter alors que les femelles continuent de grandir. On choisit cette limite inférieure pour définir ici la taille moyenne à maturité

Annexe V : Table des protocoles d'échantillonnage de 2008 à 2016

Projet	Année	Campagnes	Stations échantillonnées	Station témoin	Nombre d'engins posés par année		
					verveux à ailes 3mm	verveux doubles "DCE"	verveux doubles 4mm
MARGO	2008	octobre	Axe principal Fosse transversal Zone Sud	/	11	/	/
	2009	avril septembre	Axe principal Fosse transversal Zone Sud	/	24	/	/
REMOB	2010	1 fois par mois de janvier à décembre	Axe principal	Etier de Mortagne	24	122	/
CAPALEST	2011	mars	Axe principal	Etier de Mortagne	/	4	8
	2012	février mai	Axe principal Bassin tidal	Etier de Mortagne	/	7	14
RENOMARES	2013	avril	Axe principal	Coursière des prés salés	/	12	23
		juin août	Milieu Végétalisé Coursière d'érosion				
MARINO	2015	mai juillet	Retenues d'eau Chant Dora Motte Ronde	/	/	9	18
		juillet août	Axe principal	/	/	2	8
	2016	1 fois par mois d'avril à août	Axe principal	Coursière des prés salés	/	9	18



Diplôme : Ingénieur

Spécialité : Agronomie

Spécialisation / option : Halieutique / Gestion des pêches, des écosystèmes côtiers et continentaux

Enseignant référent : Dominique OMBREDANE

Auteur(s) : Sabine ALLOU

Date de naissance : 17/07/1992

Nb pages : 36 Annexes : 5

Année de soutenance : 2016

Organisme d'accueil : Conservatoire du Littoral

Adresse : 1 quai de l'Hermione,
17300 ROCHEFORT

Maître de stage : Jean Michel LALOUE

Renaturation d'un marais estuarien : réponses des poissons et macrocrustacés à l'échelle des communautés et des individus

L'étude des peuplements de poissons et de macrocrustacés permet, depuis 2008, d'évaluer la dynamique écologique entraînée par l'ouverture à l'estuaire de l'ancien polder de Mortagne-sur-Gironde (depolderisation). La campagne d'échantillonnage de 2016 inventorie 24 taxons (15 espèces de poissons et 9 de macrocrustacés), capturés à l'aide de verveux-doubles sur le marais depolderisé et sur une station naturelle témoin. Les peuplements de necton du marais depolderisé sont dominés par des espèces de poissons estuariennes résidentes (*Pomatoschistus microps*), marines euryhalines (*Dicentrarchus labrax*) et amphihalines (*Liza ramada* et *Anguilla anguilla*) et des macrocrustacés (*Crangon crangon* et *Palaemon longirostris*). Ces assemblages sont proches des peuplements observés dans les marais intertidaux naturels en Europe. L'habitat et la saison ont un effet prépondérant sur les assemblages du necton par rapport aux autres facteurs testés (année, coefficient de marée). On observe alors que les peuplements diffèrent entre le marais depolderisé et les habitats naturels de référence, certaines espèces étant significativement associées à l'un ou l'autre des habitats. En considérant la richesse spécifique des assemblages, aucune tendance à long terme ne ressort de cette étude. A l'échelle des individus, la comparaison des indices de conditions des juvéniles de *D. labrax* montre qu'il y a une différence significative entre le milieu depolderisé et naturel au mois de juin. Le marais depolderisé semble offrir un avantage précoce aux bars francs de l'année qui le fréquentent.

Mots-clés : marais estuarien, depolderisation, communauté, individus, facteurs environnementaux

Renaturation of a tidal marsh area : fish and macro-crustacean responses both at community and individual level

Since 2008, studies about fishes and microcrustaceans have enabled the assessment of ecological dynamics resulting from giving Mortagne-sur-mer's former polder back to the estuary – thorough so-called 'depolarization'. The 2016 sampling campaign lists 24 taxa (15 fish species and 9 macro-crustacean species), caught at the developing marsh and the natural station using double fyke nets. Nekton on the developing marsh is dominated by estuarine residents (*Pomatoschistus microps*), euryhaline marine (*Dicentrarchus labrax*) and catadromous (*Liza ramada* and *Anguilla anguilla*) fish species and macro-crustaceans (*Crangon crangon* and *Palaemon longirostris*). Nekton's assemblages are close to natural settlements in intertidal salt marshes in Europe. Habitat and season have a dominant effect on communities compared to other tested factors (year, tidal coefficient). We observe that communities are different in the developing marsh from those in natural habitat used for reference. Some species are significantly associated with one or the other habitats. Considering the specific richness of assemblages, no long-term trend was identified in this study. At the individual level, a comparison of the *D. labrax* fingerlings' condition index highlights a significant difference between the developing marsh and the natural habitat in June. The depolderised marsh seems to provide young sea bass of the year which use it with early benefits.

Key Words: estuarine salt marsh, depolderization, community, individuals, environmental factors