Université de Perpignan Via Domitia

Master Biodiversité, Ecologie, Evolution

Parcours « Biodiversité et Développement Durable »

Ecologie du paysage : Connectivité des récifs d'hermelles (*Sabellaria alveolata*) dans le parc naturel marin de l'Estuaire de la Gironde et Mer des Pertuis

Sophie VANEL



Année universitaire 2019-2020

Sous la direction d'Antoine COLLIN

Ecole Pratique des Hautes Etudes, EPHE, 15 Boulevard de la mer, 35800 Dinard

Remerciements

Je tiens avant tout à remercier Antoine COLLIN et Stanislas DUBOIS qui m'ont permis d'effectuer ce stage au sein de l'EPHE et qui ont su, malgré une situation particulière, se montrer disponible en répondant à mes questions tout au long de ce stage et qui m'ont également épaulé de leurs connaissances et de leurs conseils. Les compétences qu'ils détiennent ont été d'une aide précieuse quant à la réalisation de ce présent rapport. Leurs suggestions et remarques ont pu rendre ce travail constructif et efficace. De même, un grand merci à toute l'équipe, Dorothée JAMES, Hélène GLORIA et Antoine MURY d'avoir été si accueillant dès les premiers jours. J'aurais réellement aimé partager ces quelques mois avec vous. Un grand merci également à Pierre LOCHIN, mon co-équipier de bureau, qui m'a également beaucoup aidé au début du stage et dont j'ai beaucoup apprécié la compagnie.

Contexte

Le présent stage devait être initialement réalisé au sein de L'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE). L'EPHE est un grand établissement français d'enseignement supérieur basé à Paris et spécialisé dans les Sciences de la vie et de la terre, les Sciences historiques, philologiques et les Sciences religieuses. Il existe également un laboratoire de Géomorphologie et Environnement littoral situé à Dinard (35) en Bretagne. Les missions générales de cet organisme sont la recherche dans les domaines du littoral, de l'environnement, de la télédétection et de la géomatique. J'ai donc commencé mon stage au sein de ce laboratoire de recherche en présentiel le 02 mars mais nous avons dû continuer le stage en faisant du télétravail dès le 16 mars et ce jusqu'à la fin de mon stage au 31 juillet. J'ai tout de même pu avoir accès à mon ordinateur professionnel du bureau grâce à un logiciel de contrôle d'ordinateur à distance (Team Viewer). J'étais également régulièrement en contact avec mon maître de stage Antoine COLLIN, par mail et par réunion en visio. J'ai également eu la chance de pouvoir faire des réunions visio avec Stanislas DUBOIS (chercheur au laboratoire d'Ecologie Benthique Côtière à l'Ifremer de Brest) ainsi qu'avec des gestionnaires du parc marin. Malheureusement, à cause du confinement, nous n'avons pas pu réaliser les relevés de terrain des récifs d'hermelles par drone initialement prévu pour début avril sur l'île d'Oléron. Ces relevés de terrain avaient pour but de confirmer et compléter l'inventaire des récifs à *Sabellaria alveolata* dans le parc naturel marin de l'Estuaire de la Gironde et Mer des Pertuis, afin de constituer une vérité terrain.

Table des matières

Introduction 1

Ecologie du paysage 1

Dispersion larvaire et connectivité marine 1

Etude de cas des hermelles *: Sabellaria alveolata* 2

Contexte local 3

La théorie des graphes pour modéliser la connectivité 4

Questionnements scientifiques et objectifs de l'étude 5

Matériels et Méthodes 6

Zone d'étude 6

Inventaire des récifs à *Sabellaria alveolata* 7

Modélisation via la théorie des graphes 8

Logiciel Graphab 8

Construction de l'indicateur marin 9

Attribution des valeurs coûts 11

Résultats 12

Nombre et emplacements des récifs à *Sabellaria alveolata* 12

Résultats des métriques de connectivité 14

Emplacements des récifs stratégiques 15

Simulation de l'ajout de récifs 17

Discussion 18

Signification des résultats 18

Mesures de gestion envisagées 19

Limites de l'étude et améliorations possibles pour les futures études 19

Conclusion 21

Bibliographie 22

Résumé 24

Annexes 25

Annexe 1 25

Annexe 2 25

Annexe 3 26

Annexe 4 27

Annexe 5 28

Annexe 6 28

Introduction

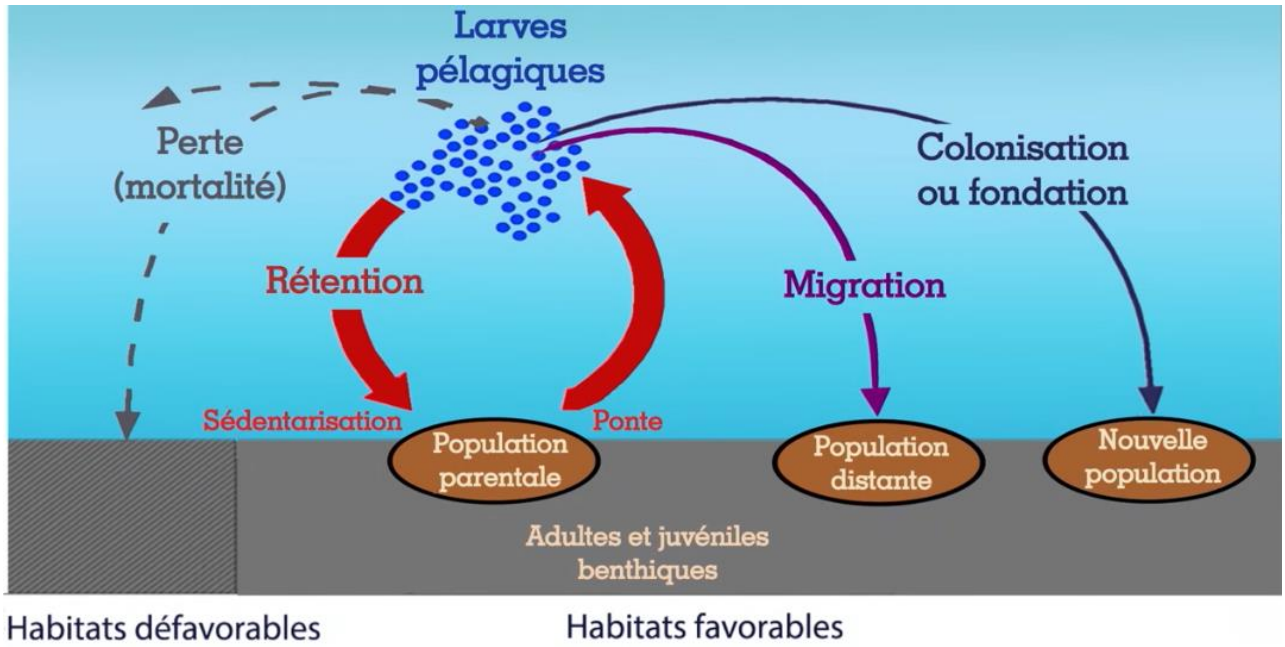
Ecologie du paysage

"L'Homme n'est plus effrayé par les forces immenses de la nature mais par les résultats de sa propre action : paysages détériorés, dévastés ou hostiles qui sont son œuvre. Une science des paysages n'a jamais été aussi nécessaire" (Taillefer, 1972). Issue de la crise environnementale des années 1980, l'écologie du paysage, mise en avant par Merriam (1984), introduit l'idée que les déplacements des espèces entre leurs parcelles d'habitat ne dépendent pas uniquement des attributs d'un organisme mais qu'ils dépendent aussi de la qualité des différents éléments du paysage à travers lesquels l'organisme se déplace. En écologie, le paysage constitue ainsi un niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème, qui se caractérise essentiellement par son hétérogénéité et par sa dynamique gouvernée pour partie par les activités humaines (Burel et al., 1999). Le degré selon lequel le paysage facilite ou entrave le mouvement des espèces (gènes, individus) entre les parcelles d'habitats favorables constitue ce que l'on appelle la connectivité écologique (Taylor et al., 1993). Globalement, cela signifie que certaines caractéristiques du paysage sont plus favorables que d'autres au déplacement des êtres vivants. Le degré auquel un paysage est connecté détermine ainsi la quantité de dispersion des individus entre leurs parcelles d'habitat, ce qui influe sur de nombreux processus écologiques tels que le flux génétique, l'adaptation locale, le risque d'extinction, la probabilité de colonisation ou encore le potentiel de déplacement des organismes face au changement climatique (McRae et al., 2012). La stabilité et la résilience des écosystèmes sur le long terme dépendent donc d'une connectivité fonctionnelle et effective.

Dispersion larvaire et connectivité marine

Dans un souci actuel de conservation de la biodiversité, l'écologie du paysage est un niveau d'organisation particulièrement pertinent pour étudier les liens entre les populations et leur habitat. L'objectif principal des efforts de conservation se traduit principalement par la persistance des espèces au fil des générations. Il est donc essentiel d'étudier les conditions avec lesquelles les espèces peuvent assurer leur cycle de vie dans un espace donné (Marty et al., 2006). Cette notion est particulièrement importante en biologie marine puisque de très nombreux organismes marins ont un cycle de vie bentho-pélagique (les adultes vivent sur le fond et les larves se développent dans la colonne d'eau). C'est le cas notamment pour une majorité d'invertébrés (Guizien, 2014). Chez ces derniers, la dispersion d'individus est principalement assurée par la phase larvaire planctonique (Thorson, 1950). Les larves sont susceptibles d'être transportées par les courants marins sur de petite distance vers une population distante (migration) ou sur de grandes distances (colonisation d'un

nouveau site). Elles peuvent également se retrouver piégées dans des boucles de recirculation plus ou moins pérennes (rétention vers la population parentale) ou être évacuées vers des zones non propices à leur survie (mortalité) (Figure 1) (Guizien, 2014).



Source : https://emarinlab.obs-banyuls.fr

Figure 1 : Cycle de vie des organismes bentho-pélagiques

En assurant la dispersion, la phase larvaire joue donc un rôle fondamental dans la dynamique des populations d'invertébrés marins à cycle de vie bentho-pélagique et détermine la connectivité au sein des métapopulations marines (Chalumeau, 2014). Le transport des espèces marines par les courants est donc une étape clé pour la compréhension de ces populations côtières (Gaines et al., 1985). Pourtant, malgré l'importance de l'étude de la connectivité à travers l'écologie du paysage, peu d'études ont traité explicitement la question de la connectivité en milieu marin (Grober-Dunsmore et al., 2009). Cette constatation vient du fait que le milieu marin est un paysage complexe, influencé par de nombreuses variables hydrodynamiques. Ainsi, afin d'étudier la connectivité écologique marine, il est nécessaire de comprendre dans un premier temps de quelle manière et avec quelle intensité les phénomènes physiques influencent la dispersion des larves (Chalumeau, 2014).

Etude de cas des hermelles : *Sabellaria alveolata*

Sabellaria alveolata (Linnaeus, 1767), également appelé hermelle, fait partie de ces invertébrés à cycle de vie bentho-pélagique. Sa distribution s'étend le long de la façade Atlantique, de la côte Sud du Maroc à la côte Ouest de l'Ecosse, au niveau de la zone de balancement des marées (Dubois et al., 2007). Il s'agit d'un annélide marin polychète grégaire sédentaire et tubicole. Les hermelles sont des ingénieurs de l'écosystème, ils vivent dans des tubes calcaires qu'ils construisent pour se protéger des prédateurs et qu'ils ne quittent jamais. Ces vers marins construisent leur tube en

sédimentant les grains de sables en suspension dans l'eau ou les fragments de coquilles, grâce à des glandes particulières (Gruet et al., 1987). Lorsqu'un site accueille une forte densité d'individus (jusqu'à 60 000 individus au mètre carré) l'agglomération des nombreux tubes conduit à la formation de placages (sur estran rocheux) ou de structures en boules (sur estran sableux). Les accolements des tubes forment des structures en nids d'abeilles (Annexe 1). Ces boules peuvent s'accoler les unes aux autres sous forme de structures coalescentes dont l'extension maximale forme des platiers, également appelés récifs d'hermelles. Les récifs d'hermelles, parfois épais de plusieurs décimètres sur une surface de quelques mètres carrés, peuvent couvrir des surfaces de plusieurs dizaines d'hectares et peuvent atteindre une hauteur de 2 mètres (Dubois, 2004).

Ces structures récifales créées par *S. alveolata* sont protégées en vertu de la Directive Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin et de l'Annexe 1 de la Directive UE sur les habitats, directement en tant que « récifs biogéniques », car elles constituent un *hotspot* (ou point chaud) de biodiversité (Bush, 2016). En effet, en tant qu'ingénieur des écosystèmes, *S. alveolata* génère une complexité topographique et environnementale à petite échelle créant de nombreuses niches spatiales et trophiques favorisant la colonisation par d'autres espèces. Les multiples anfractuosités, fissures et autres micro-habitats sont ainsi colonisés par des espèces très diversifiées (jusqu'à 50 à 70 espèces différentes, parmi lesquelles des taxons rares) (Dubois, 2002). Ces organismes s'y développent ainsi soit directement sur les parois récifales, soit dans les tubes d'hermelles inhabités. Les récifs leur offrent un abri contre les contraintes physiques et chimiques et une protection contre les prédateurs et les concurrents (Porras et al., 1996).

Contexte local

Le parc naturel marin de l'Estuaire de la Gironde et Mer des Pertuis (PNM EGMP) est situé au centre latitudinal de la répartition de *S. alveolata*. En 2019, la densité d'hermelles a été estimée à 2 km² dans le Parc, soit 30 % de la surface totale de cet habitat évaluée dans les aires marines protégées de la façade atlantique. Cette répartition en fait un site d'importance majeure à l'échelle de la façade atlantique française. Le parc est riche d'un écosystème extrêmement diversifié mais les activités anthropiques y sont nombreuses et menacent de ce fait les récifs d'hermelles existants. En effet, les activités humaines directes telle que les pratiques de pêche à pied peuvent détériorer les récifs par piétinement mais aussi via l'utilisation d'engins destructeurs (barres à mines) pour rechercher dans les récifs les espèces comestibles. La pêche à pied génère une fragmentation de l'habitat récifal qui a des conséquences sur la diversité de la faune associée aux récifs ainsi que sur la survie des récifs. D'autres activités peuvent également impacter les récifs de manière indirecte, notamment l'ostréiculture (l'élevage des huîtres) et la mytiliculture (l'élevage des moules). Les huîtres et les

moules des concessions situées à proximité des récifs, en recherche d'espace, peuvent venir progressivement les coloniser et entrer en compétition spatiale avec les hermelles. La réduction de l'hydrodynamisme et la production de pseudofèces (ou biodépôts) par les élevages conchylicoles peuvent également entraîner l'envasement des récifs. L'agriculture intensive peut, elle aussi, impacter les récifs d'hermelles via la colonisation d'algues vertes, favorisée par l'eutrophisation du milieu (Dubois et al., 2006).

Face à ces menaces, il est nécessaire d'étudier la dynamique de la population pour appliquer de bonnes mesures de gestion. Or, la durabilité des récifs et la capacité de se remettre des perturbations anthropiques dépend de la recolonisation des récifs de *S. alveolata* par les juvéniles (Dubois et al., 2007). En effet, pour les formations récifales à *S. alveolata* comme pour l'ensemble des peuplements benthiques, l'apport de juvéniles au niveau des populations adultes est l'un des phénomènes déterminants de leur renouvellement et de leur structuration (Gaines et al., 1985). Les modalités du recrutement, sous la dépendance de nombreux mécanismes, sont peu connus chez *S. alveolata* (Thorson, (1966)**,** Gentil et al., (1990)**)**. Des travaux ont néanmoins précisé le comportement larvaire lors de la fixation (Wilson, 1968), (Wilson, 1970) et l'importance des signaux chimiques dans la reconnaissance des tubes d'adultes par les larves compétentes (Pawlik, 1968). En effet, pour cette espèce grégaire, lors de la phase de colonisation, il y a adjonction de nouveaux individus qui s'installent de préférence le long des premiers. Le tube des adultes, grâce au cément organique, contient une substance que les larves détectent et qui leur indique qu'elles sont sur un support très favorable à leur implantation, à savoir un récif existant. Ce fait est très important pour expliquer la formation en colonie et l'extension des récifs à partir d'eux-mêmes (Gruet, 1972). Ayata et al., (2009) ont également démontré qu'à petite échelle, les processus hydrodynamiques jouent un rôle important dans le transport des larves d'hermelles et qu'ils pourraient varier à l'échelle de quelques kilomètres. Il est cependant extrêmement difficile de quantifier empiriquement ces paramètres et leurs variations spatio-temporelles.

La théorie des graphes pour modéliser la connectivité

L'originalité de cette étude est de parvenir à modéliser la connectivité des récifs d'hermelles (autrement dit la dispersion larvaire entre récifs) en s'appuyant sur la théorie des graphes. Un graphe paysager est constitué d'un ensemble de nœuds (correspondant aux tâches d'habitat d'une espèce) connectés par des liens représentant les chemins de déplacements potentiels des individus (Figure 2). Selon la théorie des graphes, le paysage environnant est considéré comme une mosaïque d'habitats plus ou moins perméables à l'espèce. Les zones de fragilité du réseau peuvent être repérées pour orienter les choix de protection prioritaires pour les gestionnaires. Il peut s'agir par exemple de nœuds

stratégiques (ou tâches d'habitat) dont dépend la connectivité de l'ensemble du réseau pour l'espèce. Dans cette étude, il s'agira de créer "un paysage de la circulation marine" statique incluant les variables hydrodynamiques de la zone d'étude comme des contraintes de dispersion larvaire, au même titre qu'un modèle numérique de terrain (représentant la topographie d'un site sous forme numérique) contraint le déplacement d'un animal terrestre. Le but est donc de créer un tel paysage (modèle numérique synthétique et statique) de circulation marine, avec des variations spatiales correspondant aux variations de circulation. Cette modélisation est inhabituelle en biologie marine, d'où son intérêt scientifique.

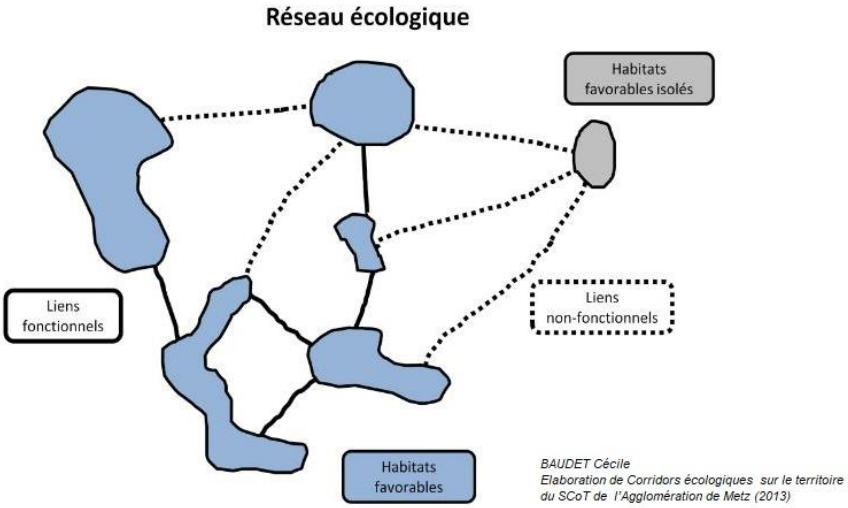


Figure 2 : La théorie des graphes représentée par un réseau écologique

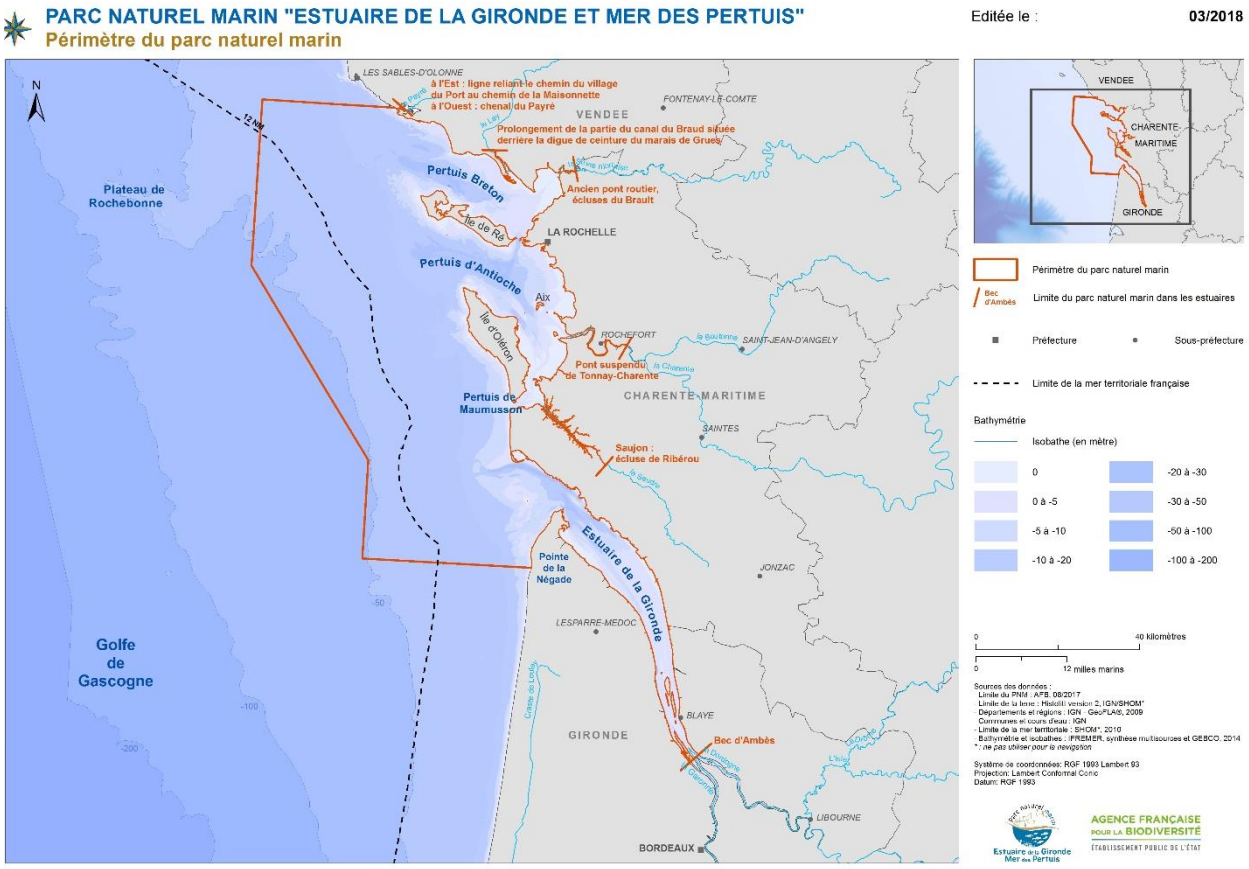
Questionnements scientifiques et objectifs de l'étude

Le PNM EGMP ambitionne de mettre en place un suivi des récifs d'hermelles pour proposer des mesures de gestion adaptées. Le premier but de l'étude est de réaliser une **synthèse cartographique des documents mentionnant la présence de *S. alveolata*** dans les limites géographiques du parc et de **compléter cet inventaire par photo-interprétation** à partir d'orthophotographies aériennes. Ensuite, grâce à une modélisation spatiale, nous pourrons **identifier les principaux récifs d'hermelles** et **étudier la connectivité entre les récifs à *S. alveolata***. Il pourrait également être intéressant de se demander **comment les variables hydrodynamiques affectent la dispersion larvaire** et donc les populations de *S. alveolata*. Nous pourrons ainsi déterminer si le modèle de paysage marin actuel offre une connectivité optimale, sous-optimale ou dysfonctionnelle pour les larves et quelles mesures de gestion pourraient éventuellement améliorer cette connectivité. L'hypothèse principale est que chaque cohorte larvaire a le potentiel de s'installer sur son récif natal (rétention larvaire) ou sur un récif voisin proche (connectivité), tandis que l'hypothèse d'une connectivité en champ lointain et entre plateaux est peu probable (Bush, 2016). L'objectif finale de l'étude est de **proposer des mesures de gestion pour améliorer cette connectivité** à savoir par exemple si les mesures de protection devraient privilégier un récif plutôt qu'un autre.

Matériels et Méthodes

Zone d'étude

La zone d'étude correspond au parc naturel marin de l'Estuaire de la Gironde et Mer des Pertuis (Figure 3). Ce parc a été créé le 15 avril 2015 par décret du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Il est le 7ème parc naturel marin français. Situé en Nouvelle-Aquitaine, au cœur du golfe de Gascogne, il s'étend de l'embouchure du Payré en Vendée au nord, à la pointe de la Négade en Gironde au sud et borde 114 communes de la Vendée, de la Charente-Maritime et de la Gironde. Il couvre un total de 6 500 km² d'espace marin sur la façade atlantique et borde environ 1000 km de côtes. Au large, il s'étend jusqu'aux fonds de 50 mètres. A ce périmètre s'ajoute sur un large secteur ouest : la Zone de Protection Spéciale (ZPS) Pertuis Charentais-Rochebonne (FR5412026). L'ensemble du périmètre est classé en site Natura 2000. Cette aire protégée intègre ainsi 3 pertuis (les espaces marins entre les îles de Ré et d'Oléron et le continent) : le pertuis Breton, d'Antioche et de Maumusson ainsi que les îles de l'archipel charentais (île d'Oléron, île de Ré, île d'Aix et île Madame). Les embouchures du Payré, du Lay, de la Sèvre Niortaise, de la Charente et de la Seudre et l'estuaire de la Gironde font également partie du parc.



Source : https://cartographie.afbiodiversite.fr/

Figure 3 : Périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des pertuis

Inventaire des récifs à *Sabellaria alveolata*

Un récif d'hermelle est un mélange de types de bioconstructions et de différentes phases, sur une étendue dépassant 25 m2. Cette unité de surface semble être la surface minimale retenue pour parler d'un habitat, dans le cadre de la terminologie EUNIS (Evans et al., 2016). Cependant dans cette étude, les éléments appelés « récifs » représentent uniquement les zones où des colonies de *Sabellaria alveolata* ont été identifiées. Il n'y a pas de taille minimum car dans le parc il existe de nombreux petits récifs isolés qui ne seraient pas pris en compte si nous nous basions uniquement sur la terminologie EUNIS.

Préalablement à cette étude, des inventaires des récifs d'hermelles dans le parc ont été réalisés via des prospections de nombreux collaborateurs notamment Jean-Marc Thirion et Julie Volette de l'association OBIOS (Objectifs Biodiversités), Leila Renon (animatrice Natura 2000 pour la CARA), Fabrice Brouillet (service environnement de Saint Georges de Didonne), Pierre Touzerie et Anavel Ravaud (Parc EGMP). Les données sont principalement issues du programme CARTHAM ; Natura 2000 en mer ; AAMP 2010-2012; CREOCEAN; LIENSs; EPOC; GEOTRANSFERT; RE NATURE ENVIRONNEMENT & IODDE 2012. L'inventaire le plus récent date de février 2020, des sorties terrain ont été effectuées par les agents du parc pour valider des zones à hermelles connues au sein du parc mais non cartographiées. Une pré-identification des sites a été effectuée grâce à la cartographie CARTHAM (Inventaire et analyse écologique des habitats marins patrimoniaux). Les agents ont détouré des zones à hermelles et créé une couche avec les données de localisation des récifs d'hermelles. Les données sont sous différents formats : photos et détourages très grossiers de zones prospectées par les agents du parc ainsi que quelques polygones et shapefiles sur certains sites. Nous disposions également du dernier état cartographique de l'Office Française de la Biodiversité (OFB) pour le PNM EGMP (récifs vectorisés, en format .shp). Cette présente étude synthétise toutes les données des récifs existants dans le parc sous un même SIG via le logiciel QGIS 2.8.2. En complément des données existantes, toute la surface du parc a été analysée par photo-interprétation grâce à des orthophotographies aériennes disponibles sur les secteurs d'études, en IRC (infra-rouge) et RVB (rouge,vert,bleu) récupérées sur l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN). Elles correspondent à des prises de vue à marée basse en avril 2014. La résolution de l'orthophotographie est de 20 cm. Les images originales de bancs d'hermelles préalablement recensés servent de référence pour la délimitation des récifs par photo-interprétation (Annexe 2).

Modélisation via la théorie des graphes

Logiciel Graphab

Suite à l'inventaire des récifs d'hermelles dans le parc, un logiciel de modélisation des réseaux écologiques a été utilisé. Le logiciel GRAPHAB 2.4 est un outil de modélisation des réseaux écologiques par des graphes paysagers. Ce logiciel, développé par le laboratoire THEMA (Université de Franche-Comté), permet de créer des graphes paysagers à partir du calcul d'indices écologiques en se basant sur la théorie de graphes. Un graphe regroupe un ensemble de nœuds représentant les tâches de l'habitat d'une espèce donnée dans un paysage donné. Le nœud est défini par les coordonnées spatiales et la taille de la tâche. Ils sont reliés entre eux par des liens représentant les chemins potentiels de dispersion d'une espèce.

Pour chaque milieu, une valeur de coût de friction est attribuée (Figure 4). Ce coût correspond à l'effort simulé de déplacement d'un organisme à travers ces milieux. Nous obtenons alors une matrice de résistance aux déplacements où chaque pixel du paysage se voit attribuer une valeur. Dans cette étude, la valeur de coût sera plus élevée pour les milieux les moins propices aux déplacements des larves et plus faible pour les milieux plus favorables à la dispersion. Le paysage environnant est ainsi perçu comme une mosaïque d'habitats plus ou moins perméables à l'espèce. Les liens reliant les habitats favorables correspondent à des chemins de moindre coût de déplacement. Le réseau écologique considéré peut être ajusté en fonction des capacités de déplacement de chaque espèce et de leur écologie. Par exemple, il est possible de déterminer un seuil au-delà duquel le coût de déplacement est trop important et le lien inutilisable. Ainsi certaines tâches d'habitats se retrouvent isolées des autres parce qu'elles sont entourées de zones inhospitalières ou trop éloignées. Inversement certains liens prennent de l'importance car ils permettent de connecter des tâches d'habitats très favorables.

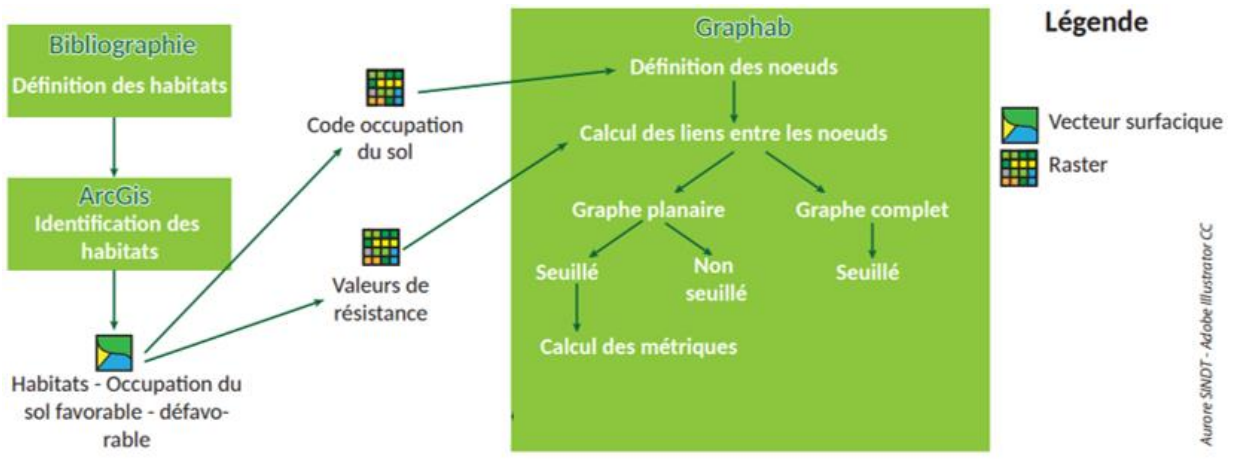


Figure 4 : Modélisation via la théorie des graphes : démarche méthodologique générale

Dans cette étude, les nœuds correspondent aux récifs à *S. alveolata* recensés au préalable. Les liens correspondent à la dispersion potentielle des larves entre chaque récif. En s'appuyant sur la littérature, la distance de dispersion maximale des larves a été fixée à 150 km (Bush, 2016) bien que plusieurs valeurs ai été testées (Annexe 3). La matrice de résistance au déplacement du paysage marin a été déterminée en fonction des connaissances hydrodynamiques de la zone étudiée. Les valeurs de résistance aux déplacements ont été attribuées selon la vitesse et la direction des courants, du vent et des marées. Par exemple, si le courant est fort et unidirectionnel, la valeur de coût de déplacement sera faible (dispersion larvaire facilitée). A l'inverse, si le courant est compensé par les marées et que le déplacement est limité (particules stagnantes) la valeur de coût de déplacement sera forte (rétention des larves).

Dans Graphab, il existe différentes métriques pour mesurer la connectivité (Tableau 1) :

Tableau 1 : Description de métriques de connectivité du logiciel Graphab adaptées au contexte des récifs d'hermelles

Métrique	Signification écologique	Valeur élevée	Valeur faible
PC (Probabilité de connectivité)	Probabilité que 2 larves tirées au hasard dans la zone d'étude parviennent à entrer en contact	(Valeur max = 1) La connectivité entre les récifs est optimale	(Valeur min = 0) La connectivité entre les récifs est nulle
D_PC (Delta métrique)	Taux de variation entre la valeur de l'indice PC et PC' représentant la suppression du récif i.	(Valeur max = 1) Si le récif i disparait, la perte de connectivité sera importante	(Valeur min = 0) Si le récif i disparait, la perte de connectivité sera négligeable
DG (Degré du nœud)	Nombre de récifs voisins connectés au récif « i ».	(Valeur max = n) Le récif i est voisin de tous les autres récifs	(Valeur min = 0) Le récif est isolé des autres récifs
BC (*Betweness Centrality*)	Fréquence à laquelle un récif se trouve sur le chemin le plus court entre toutes les paires de récifs	(Valeur max = surface totale de l'habitat au carré) Le récif i est le récif le mieux connecté aux autres récifs	(Valeur min = 0) Le récif i n'est pas connecté aux autres récifs
Sum Flux	Somme de dispersions potentielles à partir de tous les récifs	(Valeur max = surface totale de l'habitat) Le paysage entier est connecté	(Valeur min = 0) Il n'y a pas de dispersion entre les récifs

Construction de l'indicateur marin

L'hydrodynamisme agit directement sur le transport larvaire à travers plusieurs variables : Le long des côtes françaises de l'océan Atlantique ce sont les courants de marées qui ont le plus gros impact sur la dispersion des larves et une vitesse élevée (Chalumeau, 2014). Le vent est le premier facteur agissant sur le renouvellement des masses d'eau (Stanisiere et al., 2008). Les débits des fleuves

ont relativement peu d'effet sur l'hydrodynamisme des pertuis (Stanisiere et al., 2008). Avec ces connaissances, l'indicateur côtier, correspondant à la résistance aux déplacements, est obtenue selon l'équation :

Coût de déplacement dans la zone i = (3*coût du courant + 2*coût du vent + 1*débit du fleuve) / 6

Bien que le choix de la valeur de résistance des classes d'occupations du sol soit appuyé sur la littérature, les valeurs accordées à chaque classe d'occupation du sol demeurent subjectives. Cette façon de créer des matrices de résistance aux déplacements est toutefois régulièrement utilisée (Rayfield et al., (2010) ; Zeller et al., (2012)). En effet, il existe très rarement des mesures de coûts de déplacement associées aux catégories d'occupation du sol pour une espèce donnée. Les valeurs de coûts ont donc été définit grâce aux connaissances de la zone étudiée.

Le courant est la variable qui a le plus d'impact sur la dispersion des larves, il a donc un poids plus important que le vent. Le débit du fleuve n'a que peu d'influence sur la dispersion larvaire il a donc un poids faible. Ces variables hydrodynamiques ne sont pas les mêmes dans tout le parc. Au total, 10 zones distinctes ont été déterminées en fonction des conditions hydrodynamiques de chaque site (Figure 5) : Au niveau du pertuis Breton, le courant est dépendant des marées. Il y a une compensation entre la marée montante (le courant se dirige vers la côte) et la marée descendante (le courant se dirige vers le large) (Annexe 4 ; Annexe 5). A l'Ouest, et ce jusqu'au deux tiers de la longueur de l'île de Ré (zone 1), les courants s'alternent en gardant un axe parallèle au pertuis. Le vent est majoritairement d'Ouest. Il en est de même pour le pertuis d'Antioche (zones 6,7,8) au sein duquel le courant dépend des marées. Il y a une compensation entre la marée montante et la marée descendante (Annexe 4 ; Annexe 5). La vitesse des courants baisse le long du pertuis : Au Nord du rocher d'Antioche : 1,1 m/s (8), puis 0.7 m/s au milieu des pertuis (zone 7) et enfin 0.6 m/s en baie de la Rochelle (zone 6). Le vent est majoritairement d'Ouest, dirigé vers l'île d'Aix. A l'Ouest de l'île d'Oléron (zone 2) le courant est indépendant de la marée, il a une direction du Nord vers le Sud (Annexe 4 ; Annexe 5). La baie de l'Aiguillon (zone 5) est, quant à elle, protégée des courants et du vent, il n'y a pas de déplacement d'eau, le débit de la Sèvre n'a pas non plus d'impact significatif sur les masses d'eau. Dans la baie de Marennes Oléron (zone 9), à marée montante, les courants convergent vers le bout de la baie, à marée descendante les courants se séparent dans le sens inverse. Le débit de la Charente n'a pas d'impact significatif et le vent est majoritairement d'Ouest. Enfin, le débit de l'Estuaire de la Gironde (zone 10) est dirigé vers le large mais il est contrebalancé par le courant de marée Nord-Sud et par le vent d'Ouest.

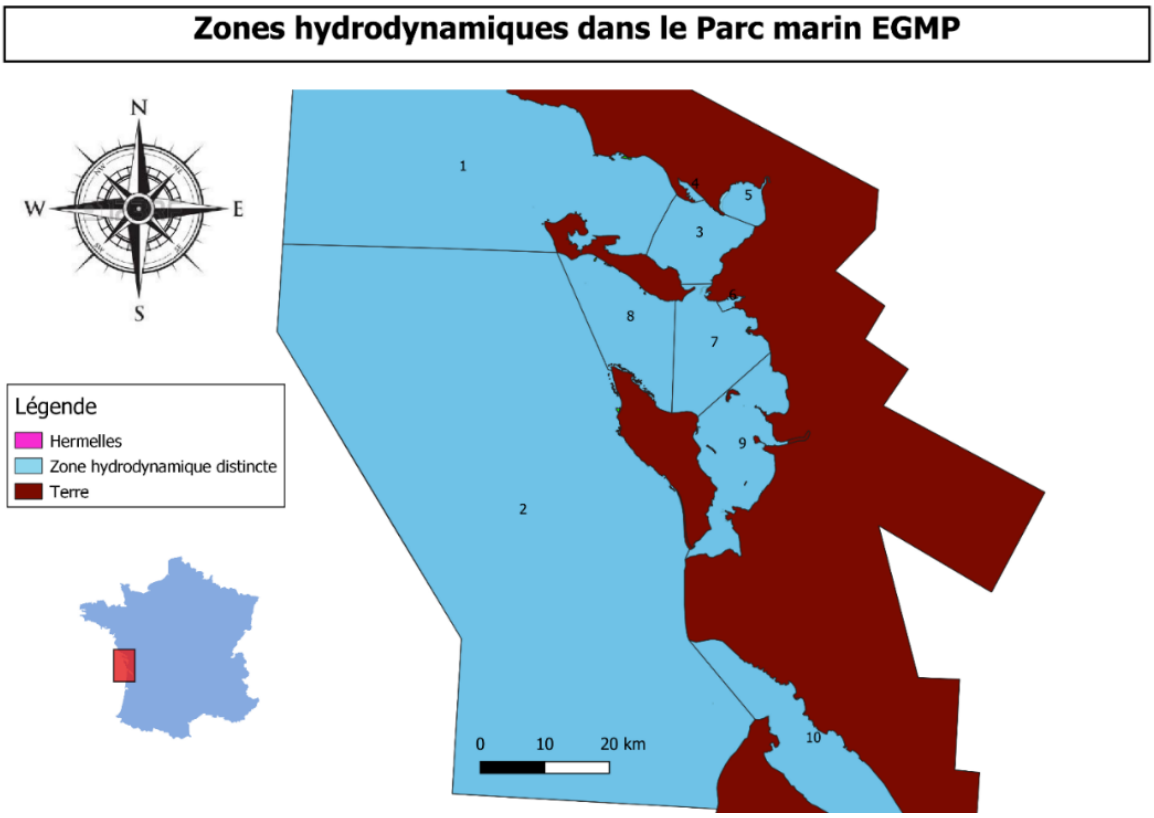


Figure 5 : Carte localisant les différentes zones hydrodynamiques identifiées dans le Parc EGMP, décrites dans le tableau 2

Attribution des valeurs coûts

Avec toutes ces connaissances, nous avons attribué subjectivement des valeurs de coût de courant, vent et fleuve en fonction de la force et de la direction de ces derniers (Tableau 2).

Tableau 2 : Attribution des valeurs de coût de déplacement des larves pour chaque zone hydrodynamique

	Valeur de coût de déplacement			
Zone	**Coût courant**	**Coût vent**	**Coût fleuve**	**Coût tot**
Zone 1	200	5	0	122
Zone 2	5	5	0	5
Zone 3	400	50	0	260
Zone 4	800	500	0	680
Zone 5	600	500	10	468

	Valeur de coût de déplacement			
Zone	**Coût courant**	**Coût vent**	**Coût fleuve**	**Coût tot**
Zone 6	800	500	0	680
Zone 7	400	200	0	320
Zone 8	300	100	0	220
Zone 9	500	300	10	352
Zone 10	550	700	400	400

De plus, nous avons intégré dans la matrice de résistance, les données concernant les facteurs physiques d'implantation des larves à savoir : la présence d'un substrat dur et stable, la proximité des éléments du substrat (fragments coquilles, grains de sable) et la zone infralittorale (zone d'habitat de *S. alveolata*) (Tableau 3). Les valeurs de coûts d'installation ont été définies comme suit :

Tableau 3 : Attribution de valeurs de coût d'installation des juvéniles

Type d'habitat	Valeur de coût d'installation
Récifs d'hermelles (Habitat = coût min.)	1
Zone infralittorale	5
Substrat rocheux / dur	5
Zone circalittorale	21
Substrat sableux-vaseux	21
Terre (obstacle = coût max.)	1000

Les facteurs favorables à l'implantation des larves ont un coût faible à l'inverse des facteurs défavorables à l'implantation des larves qui ont un coût élevé. La matrice de résistance aux déplacements associées aux valeurs de coût d'installation ont été superposées afin de former la matrice de résistance finale. Enfin, pour étudier la connectivité marine des récifs d'hermelles, le logiciel a déterminé le tracé optimal des corridors à partir de la matrice de résistance aux déplacements. Cette étape a permis d'identifier les continuités de pixels connectés et offrant le moins de résistance aux déplacements.

Résultats

Nombre et emplacements des récifs à *Sabellaria alveolata*

Au total, 207 emplacements hébergeant des récifs d'hermelles ont été recensés dans le parc. A la suite de cet inventaire, nous pouvons distinguer 16 zones différentes. La majorité des récifs se situent dans le Nord du parc EGMP, en particulier sur les côtes de l'île de Ré (Figure 6) et de l'île d'Oléron (Figure 7). En revanche, très peu de récifs ont été recensés dans la partie Sud du parc, seulement deux zones situées à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde hébergent des récifs à *S. alveolata* (Figure 8).

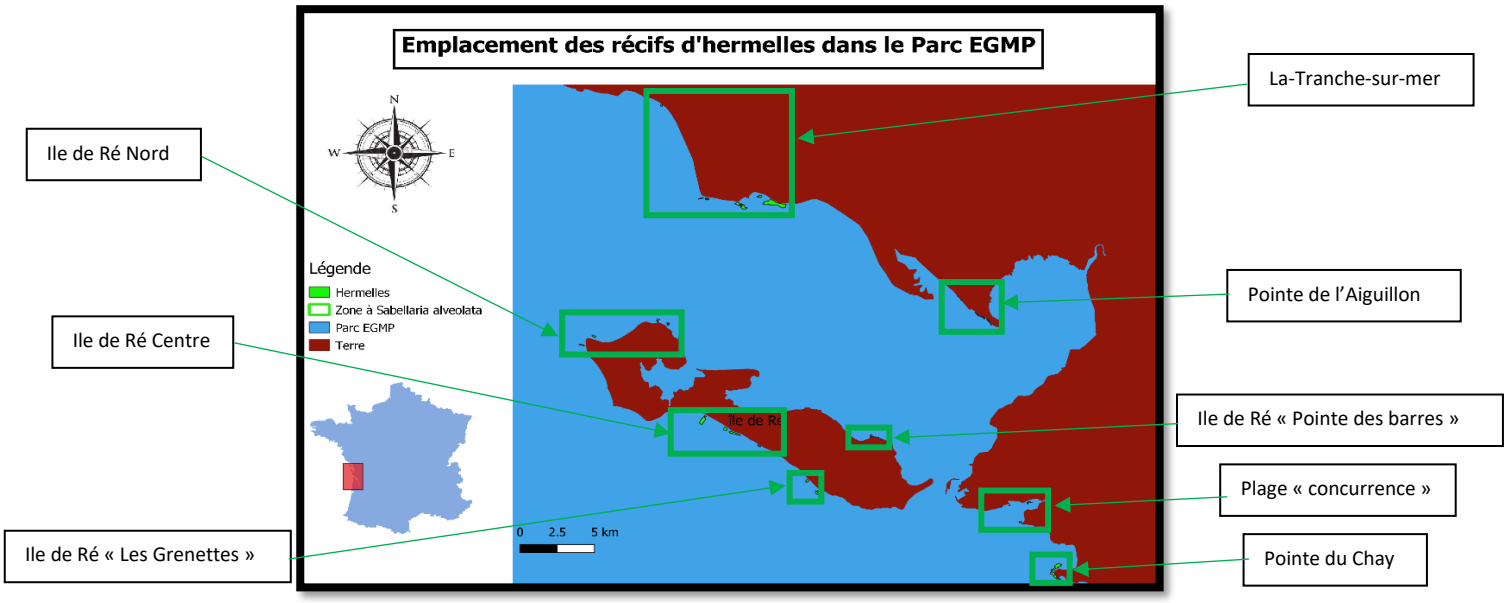


Figure 6 : Emplacements des récifs d'hermelles dans le Nord du Parc EGMP

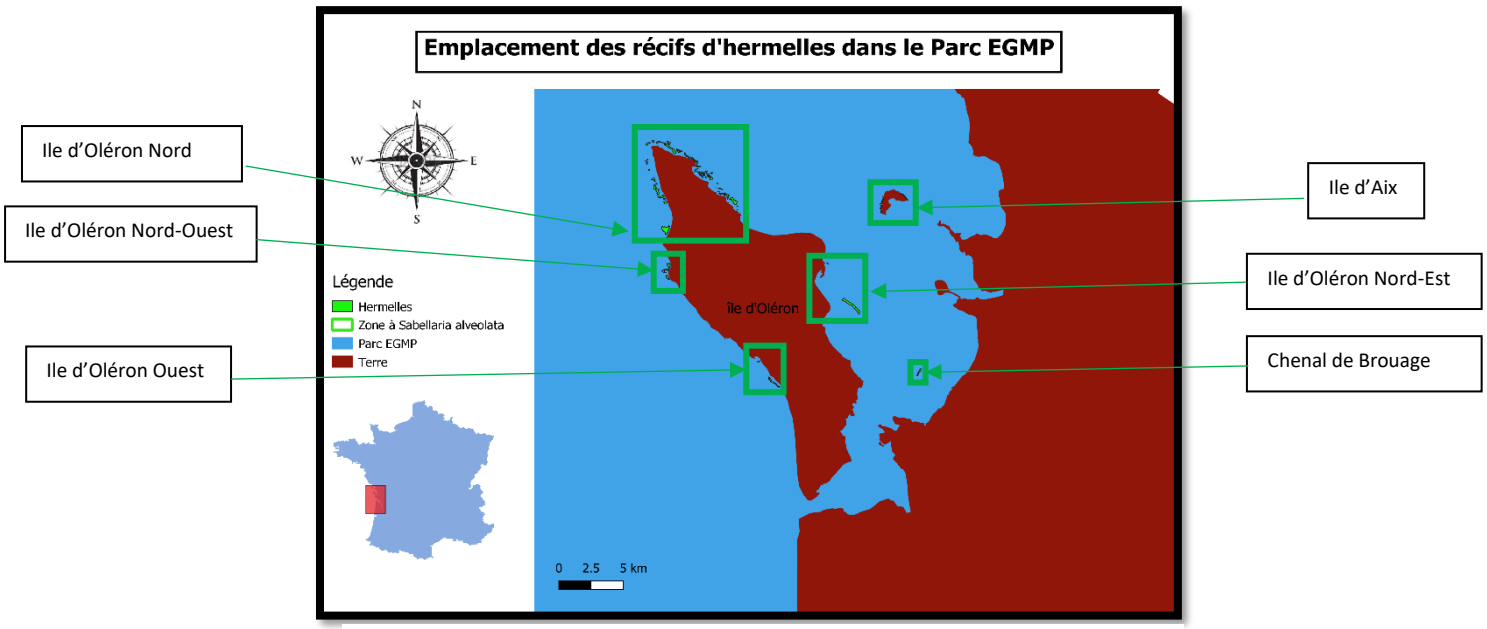


Figure 7 : Emplacements des récifs d'hermelles dans la partie centrale du Parc EGMP

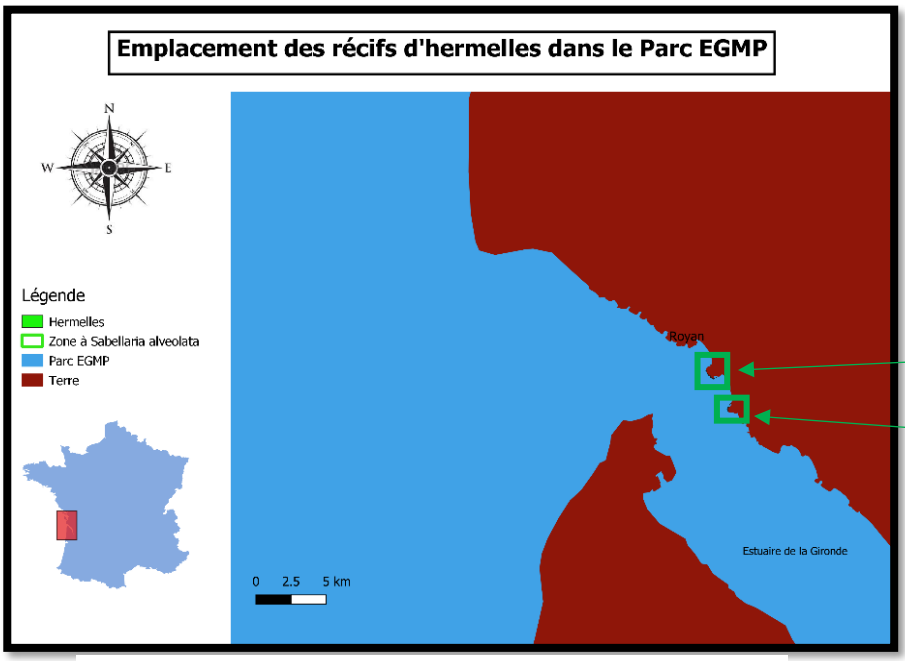


Figure 8 : Emplacements des récifs d'hermelles dans le Sud du Parc EGMP

Résultats des métriques de connectivité

Les récifs qui contribuent le plus à la connectivité du réseau global sont les récifs n° 4 et n° 58 (*Tableau 4*), (Annexe 6). Le récif 58 permet un gain de connectivité de 0,151 et le récif 4 permet un gain de connectivité de 0,128. Ce gain de connectivité est plus faible lorsque l'on ajoute au modèle le coût des variables hydrodynamiques dans la dispersion larvaire. De même, la probabilité de connectivité diminue avec l'ajout des variables hydrodynamiques.

Tableau 4 : Résultats des métriques D_PC et PC avec et sans les variables hydrodynamiques

	Récifs les plus importants	D_PC	PC
Sans variables hydrodynamiques (SVH)	58	0,151	[2,74932566629457E-8]
	4	0,128	
Avec variables hydrodynamiques (AVH)	58	0,129	[2,5224162878691823E-8]
	4	0,118	

Si les variables hydrodynamiques ne sont pas intégrées au modèle, les récifs 21, 23 et 58 sont les récifs qui contribuent le plus à la connectivité du réseau local (Tableau 5). Ces récifs comptent chacun 10 récifs voisins proches. Lorsque les variables hydrodynamiques sont intégrées à la modélisation de la connectivité, nous retrouvons les récifs 21 et 23 mais aussi le 57. Le récif ayant l'indice *BC* le plus important est le récif 27 qu'il y ai ou non le coût de l'indicateur marin. Le récif 27 est la structure la mieux connectée au réseau local.

Tableau 5 : Résultats des métriques DG et BC avec et sans les variables hydrodynamiques

	Récifs les plus reliés aux autres	DG	BC
SVH	21	10	27
	23		
	58		
AVH	21	9	27
	23	8	
	57		

Emplacements des récifs stratégiques

Les récifs 27 et 58 sont situés tous deux au Nord de l'île d'Oléron (Figure 9).

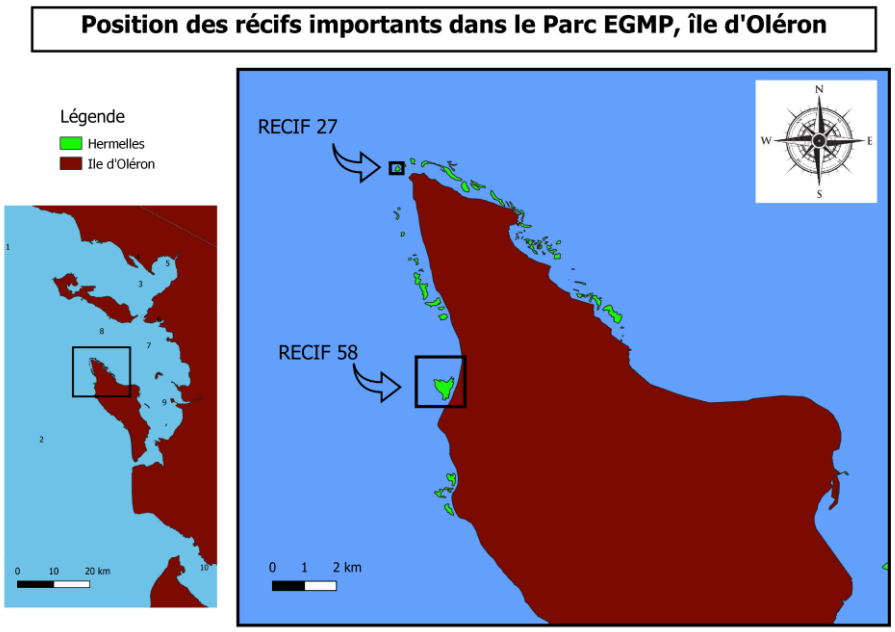


Figure 9 : localisation des récifs stratégiques sur l'île d'Oléron

Le récif 4 se situe tout au Nord du parc, dans la zone de La-Tranche-sur-mer. (Figure 10).

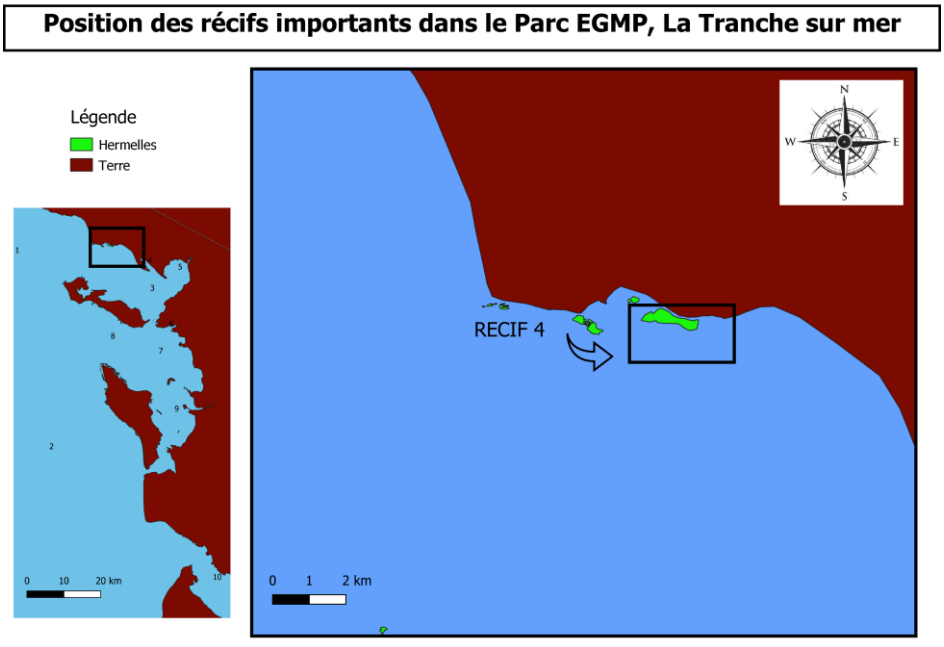


Figure 10 : localisation des récifs stratégiques à La Tranche sur mer

Le récif 21, est situé au Sud de l'île de Ré tandis que le récif 23 est placé sur la pointe du Chay (Figure 11).

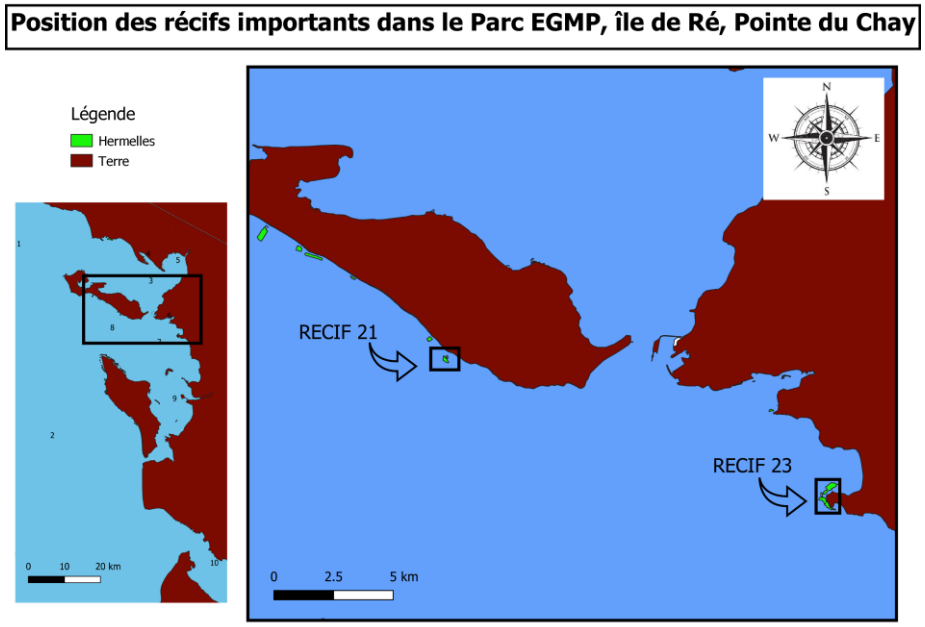


Figure 11 : localisation des récifs stratégiques île de Ré, Pointe du Chay

Enfin, le récif 57 est situé à l'Ouest de l'île d'Aix (Figure 12).

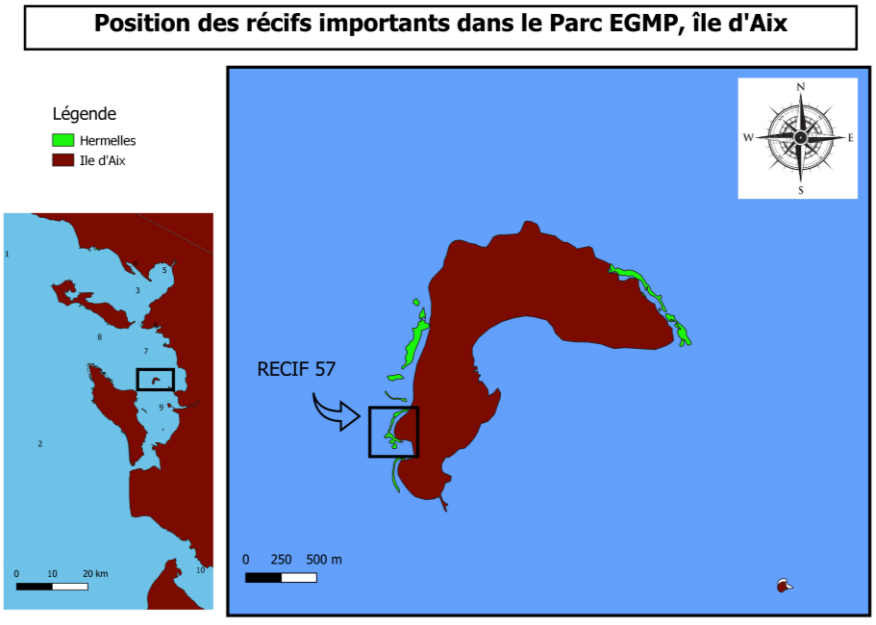


Figure 12 : localisation des récifs stratégiques île d'Aix

Simulation de l'ajout de récifs

Via le logiciel Graphab, nous avons pu tester la simulation d'un nouveau récif et déterminer quel emplacement procurerait un gain de connectivité maximal. L'emplacement d'un nouveau récif à *Sabellaria alveolata* qui procurerai un gain maximal de connectivité à l'échelle du parc se trouve au Nord Est de l'île d'Oléron, au milieu d'autres récifs déjà existants (Figure 13).

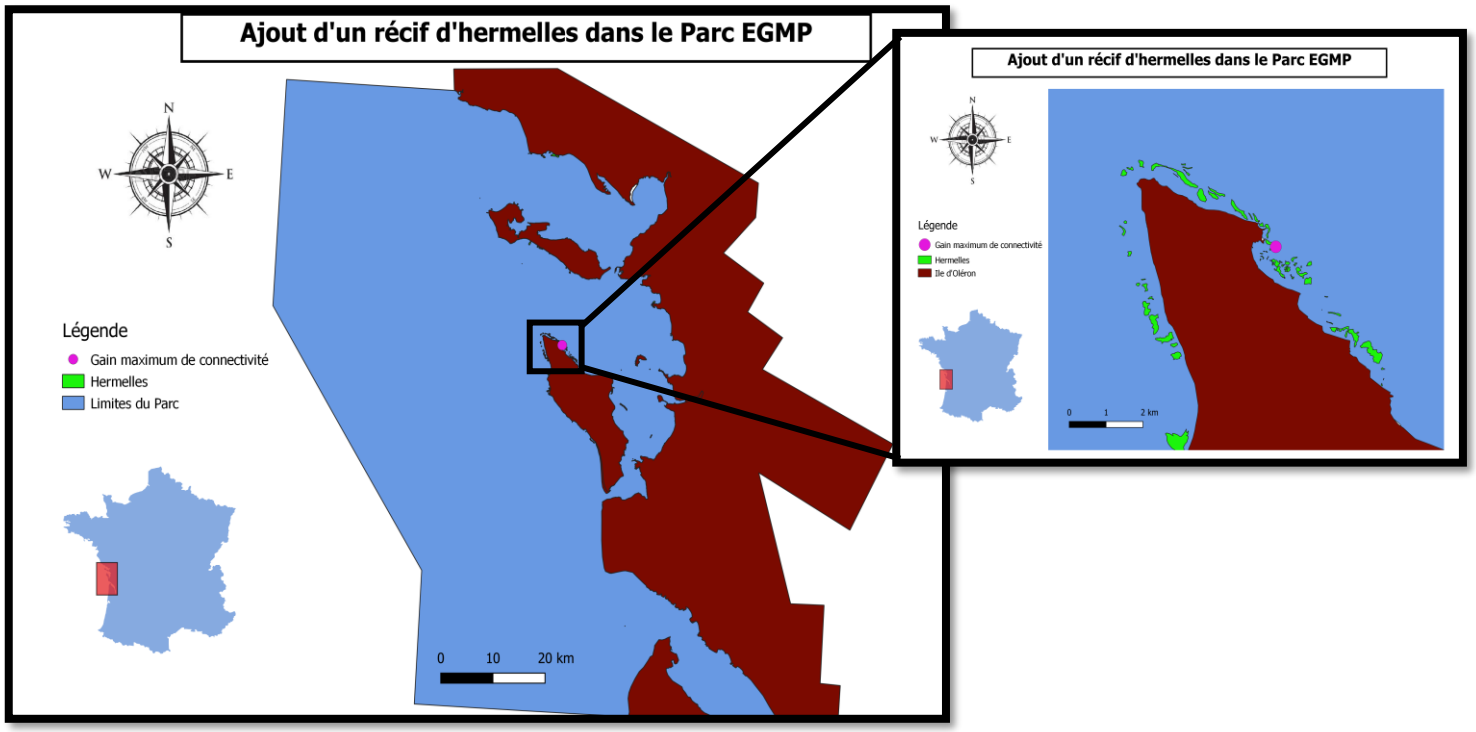


Figure 13 : Simulation de l'ajout d'un récif procurant un gain maximal de connectivité dans le Parc EGMP

La métrique Sum flux, qui correspond à la somme de dispersions potentielles à partir de tous les récifs, augmente légèrement lors de la simulation de l'ajout d'un récif. La colonisation par des juvéniles dans cette zone augmenterait la connectivité dans le parc de +1,4 % (Tableau 6).

Tableau 6 : Résultat de la métrique de connectivité Sum flux avec ajout d'un récif

	Sum Flux
Sans ajout de récif	2.13*-8
Avec ajout de récif	2.16*-8

La simulation de l'ajout de 10 récifs positionne les nouveaux emplacements au même endroit, c'est-à-dire au Nord de l'île d'Oléron (Figure 14).

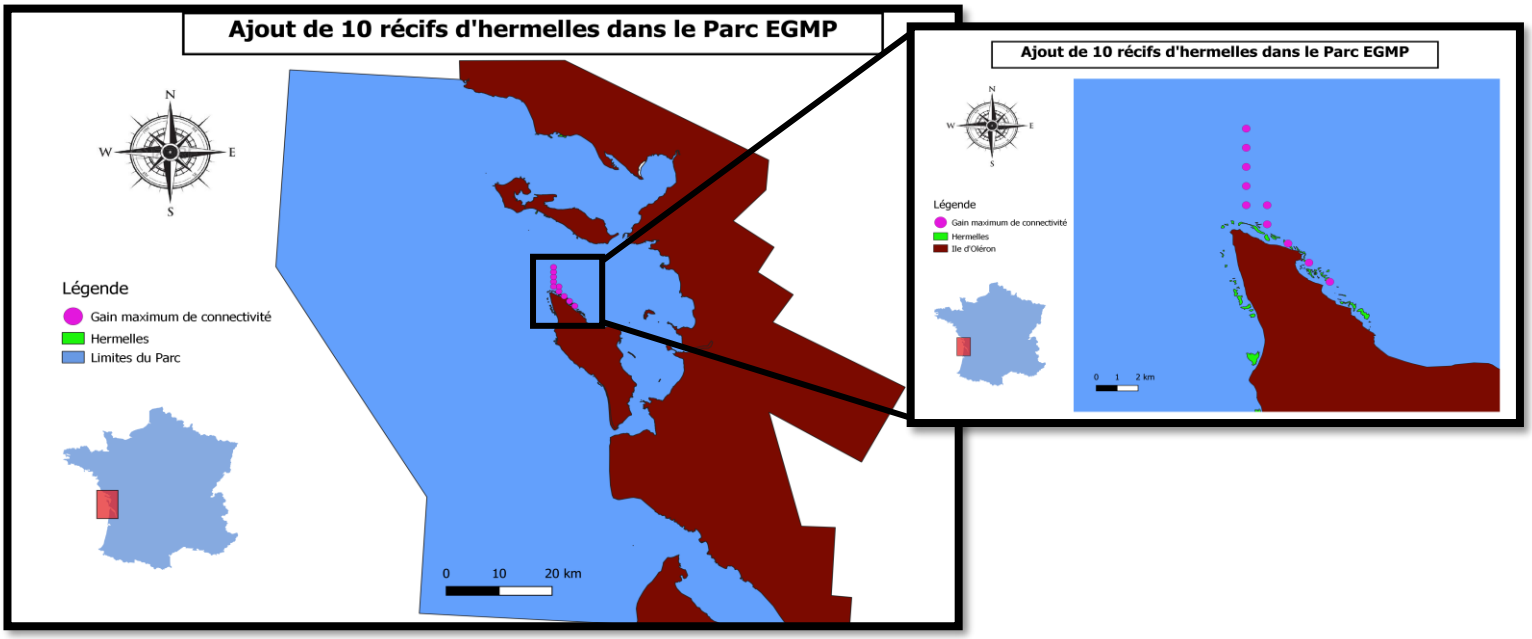


Figure 14 : Simulation de l'ajout de 10 récifs procurant un gain maximal de connectivité dans le Parc EGMP

Discussion

Signification des résultats

Cette présente étude a montré que les variables hydrodynamiques dans le PNM EGMP tendent à diminuer la connectivité entre les récifs à *S. alveolata*. De nombreuses zones du parc (notamment les pertuis) sont soumises à des courants dépendants des marées qui créent des zones de rétention larvaire dans lesquelles les larves sont relativement statiques. Dans la Manche, les tourbillons côtiers provoquent généralement le piégeage des particules et agissent comme une barrière pour la dispersion des larves, améliorant ainsi la rétention locale. Ces tourbillons peuvent concentrer les larves de différentes populations et promouvoir la connectivité entre les populations. (Ayata et al., 2009). De même, les courants de marées au niveau des pertuis agissent comme les tourbillons qui piègent les larves. Par ailleurs, les récifs qui jouent un rôle crucial dans la connectivité sont pratiquement toujours les mêmes avec et sans les variables hydrodynamiques. En effet, les récifs globalement concentrés dans le Nord du parc, au milieu de nombreux autres récifs et particulièrement ceux situés à l'Ouest de l'île d'Oléron, semblent être des récifs stratégiques en termes de connectivité. Ces derniers sont placés dans une zone où le courant emmène les larves vers le Sud du parc ce qui en fait une zone de dispersion larvaire intéressante. L'hypothèse selon laquelle chaque cohorte larvaire a le potentiel de s'installer sur son récif natal ou sur un récif voisin proche (Bush, 2016) est validée dans cette étude, la connectivité entre récifs éloignés n'ayant pas été observée ici. Les récifs situés dans l'estuaire de la Gironde semblent trop lointains pour que les larves puissent se disperser et atteindre les récifs du Nord. En termes de connectivité écologique marine, le paysage actuel parait "équilibré" malgré une

rétention larvaire au niveau des pertuis. La simulation de l'ajout de récif augmente la connectivité mais cette augmentation est très faible. Le paysage actuel semble être déjà presque optimal. Pourtant la probabilité que deux larves se rencontrent est très faible. Le paysage actuel parait donc fragile car la connectivité à l'échelle du parc reste faible malgré les simulations où des larves coloniseraient des zones propices à l'augmentation de la connectivité.

Mesures de gestion envisagées

Les résultats de cette étude peuvent être utiliser pour orienter les mesures de gestion du parc naturel marin. Il serait par exemple intéressant d'engager une protection particulière au Nord de l'île d'Oléron pour favoriser l'installation de juvéniles ou par exemple ajouter des récifs artificiels avec les substrats préférentiels. Il est important de privilégier le suivi de cette zone d'étude ainsi que les zones où les récifs d'hermelles se sont révélés stratégiques pour la connectivité marine, c'est-à-dire, en plus du Nord d'Oléron, la-Tranche-sur-mer, le Sud de l'île de Ré, la pointe du Chay et enfin le Sud-Ouest de l'île d'Aix. En plus du suivi particulier de ces zones, une sensibilisation du public semble primordiale pour diminuer la pression de la pêche à pied. Par exemple, des panneaux pédagogiques pourraient être installés proches des zones identifiées. Malheureusement, à l'heure actuelle, des mesures législatives existent mais ne sont pas toujours appliquées. Des mesures pédagogiques pourraient ainsi venir renforcer une action nécessaire de gestion de ce patrimoine biologique menacé à moyen terme. Enfin, il serait important de ne pas accroître ou modifier les surfaces ostréicoles concédées à proximité des récifs identifiés de façon à n'augmenter ni la compétition pour la nourriture ni l'apport en larves d'huîtres (Dubois, 2004).

Limites de l'étude et améliorations possibles pour les futures études

Le côté novateur de cette étude, soit le fait d'avoir utilisé la théorie des graphes pour modéliser la connectivité des récifs d'hermelles dans le parc, a l'avantage de pouvoir visualiser les résultats obtenus directement sur une carte, ce qui facilite la communication avec les gestionnaires et en fait un outil utile pour l'élaboration d'un plan de gestion ou de protection (Zetterberg et al., 2010). Les graphes paysagers ont l'avantage de concilier une certaine simplicité et une bonne capacité à représenter le potentiel fonctionnel des structures paysagères. Néanmoins, les sorties des modélisations sont des orientations qui nécessitent ensuite une vérification sur le terrain. Les modèles ne peuvent tenir compte à eux seuls de l'ensemble des facteurs intervenant sur la présence de l'espèce et sa dispersion. Knights et al., (2006) ont souligné l'importance de caractériser les traits comportementaux des larves (par exemple, la migration verticale en réponse à la lumière), en prenant

l'exemple de la moule commune (*Mytilus spp*) et ont noté que là où de tels traits se produisent, l'hypothèse de comportement passif peut entraîner une prédiction partielle de la dispersion réelle des larves. Il peut également arriver que certaines larves s'échappent des courants. Le modèle ne peut donc pas simuler la dispersion de 100% des larves car il y a toujours une partie des larves ayant un comportement « différent » de la majorité des larves. Pour être les plus complètes possible, les prochaines études devront donc essayer de prendre en compte les traits d'histoire de vie des larves d'hermelles, en particulier le comportement de nage larvaire, encore peu connu. Cependant, la robustesse des logiciels de modélisation et leur capacité à orienter les choix justifient pleinement leur emploi dans la protection et la conception des réseaux écologiques (Avon, 2014). De plus, sur la base des orthophotographies aériennes disponibles sur les secteurs d'études, une première délimitation des récifs d'hermelles a pu être réalisée à l'échelle du parc. Cependant, des validations terrain sont indispensables puisque les risques de confusions sont possibles avec des bancs de lanices (*Lanice conchilega)* ou encore des zones rocheuses. Une vérification des récifs existants aurait dû être effectuée, notamment au niveau de l'île d'Oléron où la concentration de récifs est importante. Malheureusement, à cause du confinement, la vérification terrain pas drone n'a pas pu être réalisée. Il existe donc probablement un biais dans le nombre de récifs, certainement sur estimés pendant la photo-interprétation. Pour les futures études, il existe des outils plus précis pour inventorier les récifs : il est possible de réaliser une classification supervisée de ces images multispectrales par des algorithmes d'apprentissage automatique (machine learning, deep learning) pour éviter la variabilité de l'analyste. De plus, en télédétection, l'imagerie optique aéroportée à très haute résolution (VHR) donne des données très précises permettant des mesures biophysiques des colonies de récifs (Collin et al., 2018). Concernant la transposition des connaissances hydrodynamiques de la zone étudiée en valeurs de résistance aux déplacements larvaire, comme c'est le cas dans cette étude, cela implique de se baser sur des hypothèses de travail qui sont le plus souvent soutenues par l'opinion d'experts ou la littérature. Cette méthode présente un niveau d'incertitude variable et difficile à quantifier. Cependant, pour estimer les valeurs de résistances, il est aussi possible d'analyser des données empiriques comme par exemple les chemins observés par radio-télémétrie (Bernier and Théau, 2013). En effet, les valeurs de résistance du paysage marin devraient ainsi être préférentiellement basées sur des mesures sur le terrain, comme par exemple des expériences de dispersion. L'expérience consisterait à larguer une balise, de même poids que les larves, avec un traceur et suivre sa trajectoire. Cette approche demande néanmoins des moyens coûteux et beaucoup de temps, ce qui nécessiterait d'être abordé dans le cadre d'une thèse. Il est également difficile de prouver qu'il existe une relation directe entre la configuration spatiale des habitats et la façon dont les organismes se déplacent réellement dans le paysage (Chetkiewicz et al., 2006). Ainsi, les valeurs de résistance aux déplacements calculées dans cette étude à partir des données disponibles peuvent induire beaucoup

d'incertitudes dans le modèle étant donné que la corrélation entre ces paramètres et l'utilisation de l'habitat ou la quantité de mouvement de l'espèce cible ne peut être directement établie (McRae et al., 2008). Rayfield et al., (2010) ont notamment montré que la localisation de chemins de moindre coût basés sur la théorie des graphes était sensible aux différences de coûts relatifs attribués aux classes d'occupation du sol. Il est donc crucial de pouvoir tester la pertinence de plusieurs ensembles de valeurs de coût. Une alternative possible est de créer un modèle numérique de terrain hydrodynamique (autrement dit un paysage auquel nous attribuons des valeurs de coût comme dans cette étude) à haute résolution spatiale. Pour cela, il faudrait avoir un accès libre aux données raster de courant, vent et marée du parc.

Pour finir, en se basant sur le principe de précaution, nous pouvons dire que la mise en place de mesures visant à conserver et à restaurer la connectivité des habitats s'avère pertinente. La perte de biodiversité et la fragmentation des habitats constituent des enjeux environnementaux face auxquels il est urgent d'agir et pour lesquels les réseaux écologiques constituent des solutions prometteuses et ce malgré les incertitudes entourant les méthodologies disponibles.

Conclusion

Les variables hydrodynamiques dans le parc naturel marin EGMP ont deux rôles différents en fonction des zones. A certains endroits, notamment les pertuis, les larves ne se déplacent presque pas et il y a un phénomène de rétention larvaire. A d'autres endroits, notamment l'Ouest de l'île d'Oléron, les larves sont bien dispersées par le courant. Les récifs ayant les rôles fonctionnels les plus important sont les récifs 4, 21, 23, 27, 57, 58. Ils se situent globalement dans la partie Nord du parc EGMP. Ce sont eux qui jouent le plus grand rôle dans la connectivité au sein du parc. En particulier les récifs 4 et 58 car s'ils venaient à disparaitre, ce sont ceux qui feraient perdre le plus de connectivité au sein du parc. Au vu de ces résultats, il est nécessaire d'assurer des mesures de protection particulières dans ces zones, dans le but de protéger les récifs essentiels. Les récifs voisins proches sont bien connectés entre eux à l'inverse des récifs éloignés (notamment ceux de l'estuaire de la Gironde) qui semblent isolés des autres. Le Nord-Est de l'île d'Oléron semble être un endroit où « l'ajout » de récifs augmenterai particulièrement la connectivité dans le parc. Il serait intéressant d'engager une protection particulière sur ce site pour favoriser l'installation de juvéniles ou alors d'ajouter des récifs artificiels avec les substrats préférentiels. Bien que l'ajout de récif augmenterai la connectivité, cette augmentation n'est pas très importante (+1,4%), le paysage actuel semble être déjà presque optimal. Il y a donc un intérêt supplémentaire à préserver le paysage actuel et éviter une éventuelle dégradation qui pourrait remettre en cause la connectivité fragile entre les récifs.

Bibliographie

Avon, C. (2014). Outils pour l'analyse de la conectivité des habitats (Aix-en-Provence: Irstea).

Ayata, S.-D., Ellien, C., Dumas, F., Dubois, S., and Thiébaut, É. (2009). Modelling larval dispersal and settlement of the reef-building polychaete Sabellaria alveolata: Role of hydroclimatic processes on the sustainability of biogenic reefs. Cont. Shelf Res. *29*, 1605–1623.

Bernier, A., and Théau, J. (2013). Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada). VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ.

Burel, F., Ernoult, A., Gil-Tena, A., Favre, L., Mony, C., Duflot, R., Georges, R., and Baudry, J. (1999). Écologie du Paysage& Écologie végétale. 37.

Bush, L. (2016). Stability and variability ofthe ecosystem engineer Sabellaria alveolataon differing temporal and spatial scales. Bangor University.

Chalumeau, J. (2014). Modélisation numérique de la circulation côtière: application au transport des méduses dans les Pertuis Charentais. 211.

Chetkiewicz, C.-L.B., St. Clair, C.C., and Boyce, M.S. (2006). Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. *37*, 317–342.

Collin, A., Dubois, S., Ramambason, C., and Etienne, S. (2018). Very high-resolution mapping of emerging biogenic reefs using airborne optical imagery and neural network: the honeycomb worm (Sabellaria alveolata) case study. Int. J. Remote Sens. *39*, 5660–5675.

Dubois, S. (2002). Biodiversity associated with Sabellaria alveolata (Polychaeta:Sabellariidae) reefs: effects of human disturbances. 817–826.

Dubois, S. (2004). Conditions de préservation des formations récifales à Sabellaria alveolata (L.) en baie de Bourgneuf (Université de Nantes).

Dubois, S., Commito, J.A., Olivier, F., and Retière, C. (2006). Effects of epibionts on Sabellaria alveolata (L.) biogenic reefs and their associated fauna in the Bay of Mont Saint-Michel. Estuar. Coast. Shelf Sci. *68*, 635–646.

Dubois, S., Comtet, T., Retiere, C., and Thiébaut, E. (2007). Distribution and retention of Sabellaria alveolata larvae (Polychaeta : Sabellariidae) in the Bay of Mont-Saint-Michel, France. Mar. Ecol. Prog. Ser. *346*, 243–254.

Evans, A.J., Firth, L.B., Hawkins, S.J., Morris, E.S., Goudge, H., and Moore, P.J. (2016). Drill-cored rock pools: an effective method of ecological enhancement on artificial structures. Mar. Freshw. Res. *67*, 123–130.

Gaines, S., Brown, S., and Roughgarden, J. (1985). Spatial variation in larval concentrations as a cause of spatial variation in settlement for the barnacle, Balanus glandula. Oecologia *67*, 267–272.

Gentil, F., Dauvin, J.-C., and Ménard, F. (1990). Reproductive biology of the polychaete Owenia fusiformis Delle Chiaje in the Bay of Seine (eastern English Channel). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. *142*, 13–23.

Grober-Dunsmore, R., Pittman, S.J., Caldow, C., Kendall, M.S., and Frazer, T.K. (2009). A Landscape Ecology Approach for the Study of Ecological Connectivity Across Tropical Marine Seascapes. In Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems, I. Nagelkerken, ed. (Dordrecht: Springer Netherlands), pp. 493–530.

Gruet, Y. (1972). Aspects morphologiques et dynamiques de constructions de l'Annelide polychete Sabellaria alveolata (Linne). 31.

Gruet, Y., Vovelle, J., and Grasset, M. (1987). Composante biominérale du ciment du tube chez Sabellaria alveolata (L.), Annélide Polychète. Can. J. Zool. *65*, 837–842.

Guizien, K. (2014). Connectivité et conservation de la biodiversité marine.

Knights, A.M., Crowe, T.P., and Burnell, G. (2006). Mechanisms of larval transport: vertical distribution of bivalve larvae varies with tidal conditions. Mar. Ecol. Prog. Ser. *326*, 167–174.

Marty, P., Lepart, J., and Caplat, P. (2006). Géographie et écologie des paysages : quelles relations ? (Geography and landscape ecology : which relationships ?). Bull. Assoc. Géographes Fr. *83*, 355–367.

McRae, B.H., Dickson, B.G., Keitt, T.H., and Shah, V.B. (2008). Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution, and Conservation. Ecology *89*, 2712–2724.

McRae, B.H., Hall, S.A., Beier, P., and Theobald, D.M. (2012). Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. PLOS ONE *7*, e52604.

Merriam, G.R. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. (Danemark), p.

Pawlik, J. (1968). Larval settlement and metamorphosis of two gregarious sabellariid polychaetes : Sabellaria alveolata compared with Phragmatopoma californica. University of California.

Porras, R., Bataller, J.V., Murgui, E., and Torregrosa, M.T. (1996). Trophic Structure and Community Composition of Polychaetes Inhabiting Some Sabellaria alveolata (L.) Reefs Along the Valencia Gulf Coast, Western Mediterranean. Mar. Ecol. *17*, 583–602.

Rayfield, B., Fortin, M.-J., and Fall, A. (2010). The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. Landsc. Ecol. *25*, 519–532.

Stanisiere, J.-Y., Le Moine, O., and Soletchnik, P. (2008). Morphologie et hydrodynamique comparées des pertuis charentais : résultats de modélisation par Mars 2D. p.

Taillefer, F. (1972). Le premier colloque interdisciplinaire sur la « science du paysage » et ses applications. Rapport de synthèse. Rev. Géographique Pyrén. Sud-Ouest Sud-Ouest Eur. *43*, 135–141.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., and Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. Oikos *68*, 571–573.

Thorson, G. (1950). Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. Biol. Rev. *25*, 1–45.

Thorson, G. (1966). Some factors influencing the recruitment and establishment of marine benthic communities. Neth. J. Sea Res. *3*, 267–293.

Wilson, D.P. (1968). Some aspects of the development of eggs and larvae of Sabellaria alveolata (L.). J. Mar. Biol. Assoc. U. K. *48*, 367–386.

Wilson, D.P. (1970). Additional Observations On Larval Growth and Settlement of Sabellaria Alveolata. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. *50*, 1–31.

Zetterberg, A., Mörtberg, U.M., and Balfors, B. (2010). Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. Landsc. Urban Plan. *95*, 181–191.

Résumé

Le vers marin polychète *Sabellaria alveolata* est responsable de la formation de récifs biogéniques qui constituent d'importants *hotspots* de biodiversité dans le parc naturel marin de l'Estuaire de la Gironde et Mer des Pertuis. Au sein de cette aire marine protégée, les récifs à *S. alveolata* sont menacés par des pressions anthropiques comme la pêche à pied et les activités conchylicoles. Pour protéger ces récifs, il est essentiel de connaitre la dynamique de dispersion larvaire, qui assure la connectivité entre les récifs. En s'inspirant de la théorie des graphes, une matrice de résistance au déplacement a été développée en prenant en compte les variables hydrodynamiques existantes dans le parc EGMP. Les valeurs de coût de déplacement ont été déterminés en fonction de la résistance à la dispersion des larves d'hermelles. Le but de cette étude est d'estimer le rôle des facteurs hydrodynamiques dans la dispersion larvaire de cette espèce et de déterminer, grâce à l'étude de la connectivité, les principaux récifs du parc. Il apparait que les variables hydrodynamiques peuvent soit favoriser la dispersion des larves, du Nord au Sud du parc ou à l'inverse favoriser la rétention larvaire notamment dans les pertuis. Le Nord de l'île d'Oléron semble être un endroit stratégique en termes de connectivité. Des mesures de gestion doivent être renforcées dans cette partie du parc.

Mots clés : *Sabellaria alveolata,* dispersion larvaire, connectivité marine, écologie du paysage, théorie des graphes

The polychaete marine worm *Sabellaria alveolata* is responsible for the formation of biogenic reefs which are important biodiversity hotspots in the Gironde Estuary and Sea of Pertuis Marine Park. Within this marine protected area, the *S. alveolata* reefs are threatened by anthropogenic pressures such as shore fishing and shellfish farming activities. To protect these reefs, it is essential to know the dynamics of larval dispersal, which ensures connectivity between the reefs. Drawing inspiration from graph theory, a displacement resistance matrix was developed considering the hydrodynamic variables existing in the EGMP Park. Travel cost values were determined based on the dispersal resistance of hermelle larvae. The goal of this study is to estimate the role of hydro-climatic factors in the larval dispersal of this species and to determine, through the study of connectivity, the main reefs of the Park. It appears that the hydrodynamic variables can either promote the dispersal of larvae, from the North to the South of the Park or, conversely, promote larval retention, particularly in the Pertuis. The North of the Oleron island seems to be a strategic location in terms of connectivity. Management measures must be reinforced in this part of the Park.

Key words : *Sabellaria alveolata,* larval dispersal, marine connectivity, landscape ecology, graph theory

Annexes

Annexe 1

Photo de bioconstruction de *Sabellaria alveolata* sur un pointement rocheux sur les plages de Normandie.



Annexe 2

Exemple de photo-interprétation à partir d'une imagine originale d'une zone où un récif a été inventorié : banc d'hermelles (détouré en jaune sur QGIS) recensés par l'Ifremer, l'image originale sert de référence pour la photo-interprétation des récifs dans le Parc (orthophotographies aériennes en infra-rouge (IRC) et Rouge-Vert-Bleu (RVB) récupérées sur l'IGN, prise de vue à marée basse en avril 2014. Résolution de l'orthophotographie de 20 cm).







Annexe 3

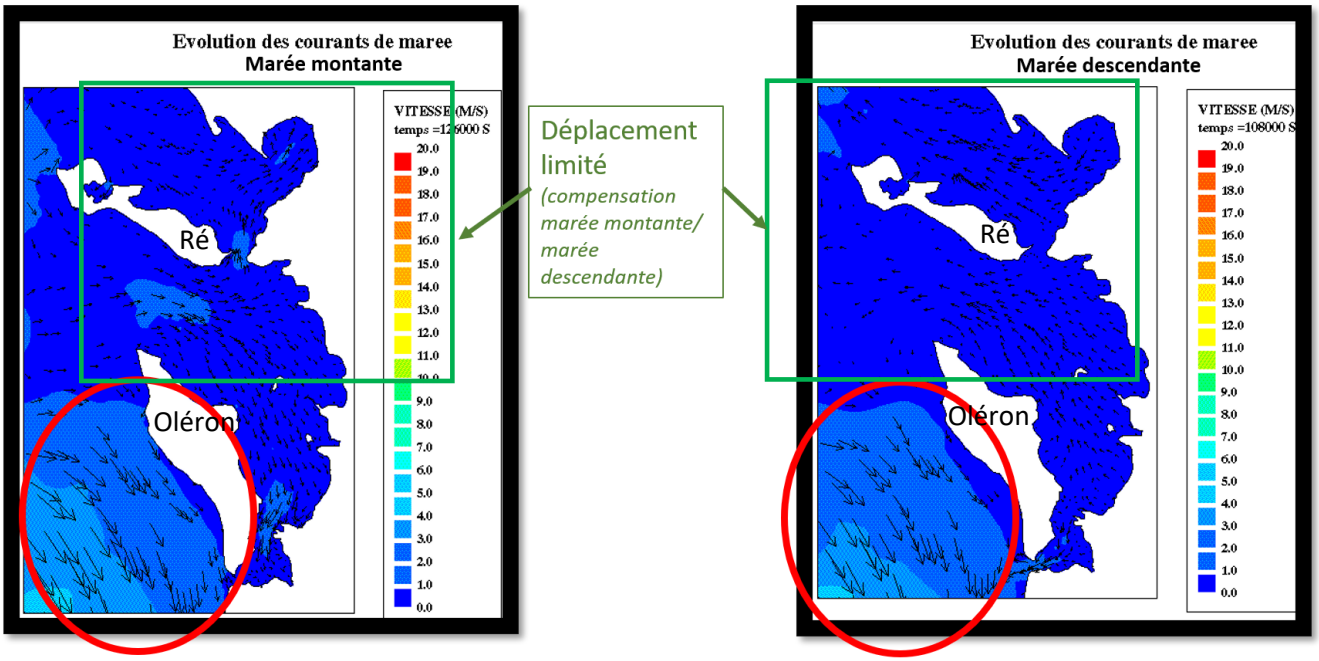
Différentes distances maximums de dispersions larvaires ont été testées. Le choix de la distance de dispersion n'influence pas beaucoup le résultat des métriques de connectivité. La distance max de dispersion de 150 km choisie au départ (littérature scientifique) peut donc être conservée.

Distance max	Récifs les plus importants (dPC)	dPC	Récifs les plus reliés (Dg)	Dg	BC
100 km	58	0,129	23	9	27
	4	0,118	58		
			13		
150 km	58	0,129	21	8	27
	4	0,118	23		
			57		
200 km	58	0,129	13	9	27
	4	0,118	23		
			58		

Annexe 4

Simulation d'une marée de vives eaux dans la zone du Pertuis Charentais. Sur ces images on peut voir qu'au large de l'île d'Oléron, les courants ont une intensité et une direction qui semblent peu affectées par les marées (cercle rouge). Ce n'est pas le cas pour les zones situées entre les terres et les îles. Pour ces zones, on observe un changement important dans le sens et dans l'intensité du courant selon la période de la marée. Pour la marée montante, les courants s'annulent presque et possède une direction dirigée sensiblement vers le Nord. Pour la marée descendante, les courants ont une direction Sud. Les deux pertuis (Antioche et Breton) sont situés dans des zones où les courants sont alternativement dirigés vers la côte puis vers le large suivant l'alternance marée montante/marée descendante.

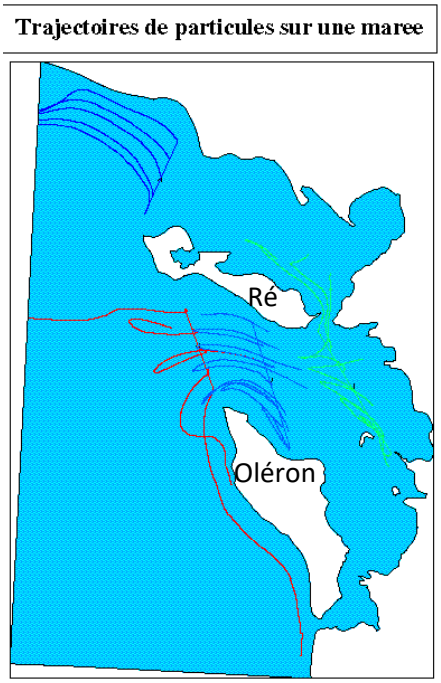
Source : http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0001/travaux/optsee/hym/22/chapitr3.htm



Déplacement facilité (Nord-Sud)

Déplacement facilité (Nord-Sud)

Annexe 5



Simulation de trajectoires de particules passives lâchées sur une période de marée en divers endroits de la zone étudiée.
On peut observer une dissymétrie des courants selon l'endroit du pertuis où l'on se trouve.
On remarque que celles-ci peuvent, selon l'endroit où elles se trouvent, soit :

- rester dans une zone restreinte et limitée : c'est le cas par exemple de celles situées entre les iles de Ré et d'Oléron (en bleu) ou celles situées près des côtes (en vert).

- avoir un mouvement qui les entrainent au large, loin de leur point de départ (en rouge).

Source :

http://hmf.enseeiht.fr/travaux/CD0001/travaux/optsee/hym/22/chapitr3.htm

Annexe 6

Exemple de sortie graphique du logiciel Graphab (métrique d_PC) et emplacement des récifs associés :

