

Répartition des communautés ichtyologiques sur deux structures artificielles : vers une optimisation des protocoles d'évaluation



**Rapport de stage en vue de l'obtention du
Master 2 Dynamique des Écosystèmes
Aquatiques
Université de Pau et des Pays de l'Adour**

©ALR/ Jean Celestrino
© ALR/ Murielle Barrere

Célia Besson
Sous la tutelle scientifique de Nelly Ferrou-Rocher
Stage du 01/03/2023 au 31/08/2023

Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'entreprise ou du laboratoire d'accueil.

Résumé

L'escalade des perturbations anthropiques engendre de profonds impacts sur les écosystèmes marins côtiers. Les gestionnaires peuvent appliquer différentes mesures de gestion afin de préserver la biodiversité telles que la mise en œuvre de restrictions sur les engins de pêche, la fixation de quotas de pêche, la désignation de zones protégées ou encore la création de récifs artificiels (RA). Deux types de structures artificielles ont été installées sur trois sites différents le long de la côte atlantique française entre 2010 et 2015. Des plongeurs bénévoles ont effectué un suivi standardisé en utilisant des recensements visuels sous-marins pour étudier l'effet du type de structure sur les communautés de poissons et la richesse spécifique. Au total, 65 relevés ont été effectués par des plongeurs bénévoles sur les deux structures entre 2018 et 2022. L'analyse sous forme de PERMANOVA montre que l'une des structures présente une richesse spécifique significativement plus élevée. Cependant, le tableau de communauté ne présente pas de différence entre les deux structures. Une analyse plus approfondie montre que l'emplacement joue un rôle important dans la structuration des communautés de poissons. Nous avons constaté que les communautés de poissons sur les RA diffèrent en fonction de la proximité des RA par rapport à un habitat rocheux naturel. Face à l'augmentation des perturbations anthropogéniques, ces conclusions fournissent des indications précieuses pour guider les stratégies d'implantation et de gestion des récifs artificiels.

Mots clés : récif artificiel, communauté de poisson, underwater visual census, science participative

Abstract

A range of management approaches are being used to conserve biodiversity in the face of escalating anthropogenic disturbances that have profound impacts on coastal marine ecosystems. These approaches include the implementation of fishing gear restrictions, the setting of fishing quotas, the designation of protected areas and the creation of artificial reefs (ARs). Two different artificial structures were installed at three different sites along the French Atlantic coast between 2010 and 2015. Volunteer divers carried out standardised monitoring using underwater visual censuses to study the effect of structure type on fish communities and species richness. A total of 65 surveys were conducted by volunteer divers at the two structures between 2018 and 2022. The analysis (PERMANOVA) shows that one of the structures has a significantly higher species richness. However, community abundance is similar between the two structures. Further analysis shows that location plays a significant role in shaping fish communities. We found that fish communities on ARs differ depending on the proximity of the ARs to a natural rocky habitat. In the face of increasing anthropogenic disturbance, these conclusions provide valuable insights to guide artificial reef placement and management strategies.

Key words: artificial reef, fish community, underwater visual census, citizen-based monitorin

Remercîments :

Tout d'abord, un merci à Nelly Ferrou-Rocher, maître de stage bienveillante, pour son accueil au sein de l'association et son soutien constant tout au long de mon parcours.

Un grand merci également à Mathis Jorge, responsable scientifique d'Atlantique Landes Récifs, pour nos échanges passionnants sur le monde marin et pour m'avoir inclus dans des projets captivants.

J'adresse mes remerciements à Myriam, Murielle et Jean-Paul, pour leurs accueils chaleureux, leurs bonnes humeurs et surtout leurs engagements inestimables au sein de l'association Atlantique Landes Récifs.

Je rends un hommage spécial aux plongeurs bénévoles, véritables artisans de l'avancement scientifique. Leur dévouement et le temps qu'ils ont investi, permettent de faire avancer la connaissance, et cela est inestimable.

Je n'oublie pas de mentionner tous ceux qui m'ont soutenu durant cette aventure. Mes remerciements vont à ma colocataire Margot, ainsi qu'à ma famille et mes proches, pour leur soutien infailible et leurs encouragements constants.

Je remercie également Alice et Rémi, mes deux piliers, qui malgré la distance géographique, n'ont jamais cessé de m'encourager à persévérer dans la réalisation de mes rêves.

Chacune de ces interactions a laissé une empreinte unique sur mon parcours, et je suis profondément reconnaissant envers chacun d'entre vous pour votre contribution à cette expérience.

Liste des abréviations :

AIC : Critère d'information d'Akaike

ALR : Atlantique Landes Récifs

PERMANOVA: PERmutational Multivariate ANalysis of Variance

SIMPER : Similarity Percentage analysis

RA : Récif Artificiel

ROV: Remotely Operated underwater Vehicle

SP : Science Participative

UVC: Underwater Visual Census

Avant-Propos

En 1996, à la suite du constat alarmant de l'appauvrissement des ressources halieutiques sur la côte Landaise, l'association Atlantique Landes Récifs (ALR) a été créée par Monsieur Gérard Fourneau, pêcheur de surf casting. ALR est une association de type loi 1901 dont le but est la création et la gestion de récifs artificiels sur le littoral Aquitain, afin de protéger la faune et la flore marines d'en assurer leur développement et favoriser le développement de la pêche artisanale. Ce projet a mobilisé de nombreux acteurs allant des pêcheurs professionnels, les pêcheurs de surf casting, les plaisanciers, les biologistes, les plongeurs loisir, les collectivités territoriales ou encore des entreprises et des fondations privées. Les immersions des récifs artificiels ont été réalisées au niveau de Capbreton, Vieux-Boucau et Moliets et Mâa. Ces trois zones/concessions ont été retenues pour l'implantation des récifs artificiels car jugées faunistiquement très pauvres par Bio-Sub en février 1999 lors de l'étude préliminaire.

L'association se focalise sur trois sections :

➤ Section technique. C'est la section de recherche sur la création de récifs artificiels. En 2010, ALR conçoit et immerge le récif « Typi ». Le récif de type « Babel » a lui été immergé en 2015 sur chaque concession.

➤ Section sensibilisation : L'association utilise son savoir pour éduquer les enfants par la biais d'animation scolaire mais aussi les adultes par le biais de conférence et tenu de stands aux problématiques touchant le milieu marin. Des pêches à pied sont aussi organisées dans le cadre du réseau Biolit.

➤ Section suivi scientifique. C'est dans cette section que l'on retrouve le comptage poisson, les mesures des paramètres physiques et la recherche scientifique. Une thèse a été réalisée au sein d'ALR dont le sujet était « Vers une approche socio écologique d'évaluation de la performance de projets d'aménagements côtiers avec des récifs artificiels » soutenue par Mrs Jessica SALAUN.

Cette étude s'inscrit dans la continuité de la section suivis scientifiques menés par ALR, exigeant maintenant l'analyse et l'interprétation des résultats de ces suivis.

Table des matières

Avant-Propos	5
Introduction	1
Matériel et Méthode	3
Site d'échantillonnage.....	3
Structure artificielle "Typi"	5
Structure artificielle "Babel"	5
Protocole d'échantillonnage	6
Format des données.....	7
Traitement statistique.....	9
Résultat	11
Partie 1 : Détermination des effets structurels et des effets de localisation.....	11
1-Effet de structure et de localisation des RAs sur la richesse spécifique :.....	12
3- Effet de structure et de localisation des RAs sur les abondances :	14
Partie 2 : L'effort d'échantillonnage influe-t-il la qualité des données récoltées ?	17
1- Effet de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique.	18
2- Effet de l'effort d'échantillonnage sur le nombre d'individus compté :	19
Partie 3 : Identification des espèces indicatrices des concessions	20
Discussion	22
Analyse des effets structurels et de localisation	22
Implication de l'étude sur les protocoles	24
Conclusion	26
Bibliographie :	28
Annexe	32

Table des illustrations :

Figure 1: Cartographie de la localisation des concessions gérées par ALR et nature des fonds géologiques. Fond de carte : Cartographie des habitats physiques Eunis - Côtes de France.	4
Figure 2: Schéma d'implantation des récifs artificiels sur les concession (respectivement de gauche à droite) de Capbreton, Vieux Boucau, Moliets et Maâ. Les cercles orange correspondent aux structures de type Buse, le triangle gris à la structure « Typi » et le rectangle gris à la structure « Babel ».....	4
Figure 3: Schéma et photographie de la structure artificielle « Typi ».....	5
Figure 4: Schéma et photographie de la structure artificielle « Babel ».....	6
Figure 5: Schématisation des trajets effectués par les plongeurs dans le cadre des protocoles de suivis de la faune mobile. La figure de gauche représente le premier trajet à 3m de distance de la structure, ainsi que les photographies de quelque espèces pouvant être retrouvé à cette distance. La figure de droite représente le trajet à 1m de distance de la structure.	7
Figure 6 :Boxplot du nombre d'individus en fonction des années classé selon le type de structure de récif artificiel et la concession.....	11
Figure 7 : Boxplot de la richesse spécifique en fonction des années classé selon la structure de récif artificiel et la concession.....	12
Figure 8: Analyse multidimensionnelle non métrique (NMS) de la communauté ichtyologique au niveau spécifique. Basée sur une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis de l'abondance des poissons. Les ellipses représentent les intervalles de confiance à 75% pour les échantillons classifiés par structure.	15
Figure 9: Analyse multidimensionnelle non métrique (nMDS) de la communauté ichtyologique au niveau spécifique. Basée sur une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis de l'abondance des poissons. Les ellipses représentent les intervalles de confiance à 75% pour les échantillons classés par concession.	15
Figure 10: Représentation graphique de la distribution de la richesse spécifique observé sur les RAs en fonction de l'effort d'échantillonnage par ans.	18
Figure 11: Représentation graphique de la distribution du nombre d'individu compté sur les RAs en fonction de l'effort d'échantillonnage par ans	19
Tableau 1: Présentation des différentes modalités issues du jeu de données de suivi de la faune mobile sur les RAs.	8
Tableau 2 : Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la structure sur la richesse spécifique. 3 facteurs sont analysés : effet structure niché dans l'effet concession (localisation) et l'effet année (temporel). En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.	12
Tableau 3 : Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession (localisation) sur la richesse spécifique.2 facteurs sont analysés : le facteur concession (localisation) et le facteur année (temporel). En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.	13
Tableau 4: Tableau présentant les résultats du Pairwise issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession sur la richesse spécifique. En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.....	13
Tableau 5: Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la structure sur les communautés ichtyologiques. .3 facteurs sont analysés : effet structure niché	

dans l'effet concession (localisation) et l'effet année (temporel). En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.....	14
Tableau 6 : Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession (localisation) sur les communautés ichtyologiques. 2 facteurs sont analysés : le facteur concession (localisation) et le facteur année (temporel) En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.....	14
Tableau 7: Tableau présentant les résultats du Pairwise issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession sur les communautés ichtyologiques. En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.	14
Tableau 8: Tableau des espèces exerçant une influence significative au seuil de 0.05 issus des analyses SIMPER du contraste Capbreton / Moliets-et-Maâ.	16
Tableau 9: Tableau des espèces exerçant une influence significative au seuil de 0.05 issus des analyses SIMPER du contraste Capbreton / Vieux Boucau.	16
Tableau 10: Tableau des espèces exerçant une influence significative au seuil de 0.05 issus des analyses SIMPER du contraste Moliets-et-Maâ / Vieux Boucau.	16
Tableau 11: Tableau présentant les modalités du modèle glm sélectionné comme le plus adéquate pour déterminer l'influence de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique observé sur les RAs.....	18
Tableau 12: Tableau présentant les modalités du modèle glm sélectionné comme le plus adéquate pour déterminer l'influence de l'effort d'échantillonnage sur le nombre d'individu compté sur les RAs.	19
Tableau 13: Tableau présentant les 9 espèces sélectionnées comme étant représentante d'une ou un groupement de concession au seuil de significativité de 0.05 pour respectivement de haut en bas : concession Capbreton, concession Moliets-et-Maâ, groupement Capbreton + Moliets-et-Maâ, groupement Capbreton + Vieux Boucau, groupement Moliets-et-Maâ + Vieux Boucau.	20
Tableau 14 : Tableau présentant les espèces n'ayant pas de site identifié	21
Tableau 15: Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la structure sur les données de présence absences.3 facteurs sont analysés : effet structure niché dans l'effet concession (localisation) et l'effet année (temporel).	36
Tableau 16: Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession (localisation) sur les données de présence-absence.2 facteurs sont analysés : le facteur concession (localisation) et le facteur année (temporel).....	36

Introduction

La perte d'habitat biologique clef est un phénomène en pleine expansion touchant tous les écosystèmes lié à l'augmentation des activités anthropiques. Le milieu marin est particulièrement touché par l'augmentation des pressions anthropiques, les zones de reproduction, de nurserie et d'alimentation sont les plus impactées (Worm et al. 2006). De plus, le littoral atlantique, comme un bon nombre de zones côtières dans le monde, a souffert et souffre d'une exploitation intensive des ressources halieutiques (Worm et al. 2006). Pour réduire les effets de ces dégradations, les acteurs du milieu marin peuvent faire le choix d'installer des structures afin de recréer des habitats clefs de façon artificielle (Elliott et al. 2007, Seaman 2007). Ces structures artificielles sont aussi appelées récifs artificiels (RA) et sont définis par Lacroix 1999 comme :

« Des structures immergées volontairement, dans le but de créer, protéger ou restaurer un écosystème riche et diversifié. Ces structures peuvent induire chez les animaux des réponses d'attraction, de concentration, de protection et, dans certains cas, une augmentation de la biomasse de certaines espèces. »

Les structures artificielles sont mises en place depuis le moyen âge au Japon, l'arrivée de ces structures en France est cependant plus récente avec des premières installations dans le Golf du Lion en 1985. Ce n'est qu'à partir des années 2000 que l'installation de ces structures dans un but de conservation de la biodiversité et des ressources, ainsi que le maintien de l'économie associée à la production halieutique s'est développé (Cépralmar 2015). De plus en plus intégrées dans la gestion des bandes côtières (Pioch 2008), ces structures, selon le but de leurs conceptions, peuvent contribuer à la production biologique, la protection de juvéniles, et la revitalisation des écosystèmes (Leitão et al. 2007, Santos et al. 2011). Il convient de noter que les RA ne peuvent résoudre à eux seuls les enjeux de surpêche, et le manque de gestion de celles-ci. Cependant si les RA sont bien ciblés et dimensionnés, ils peuvent contribuer à une amélioration locale de la situation (Carbonnel 2002). De plus, les RA peuvent être des outils facilitant la concertation et la synergie entre les acteurs du milieu marin mais ils sont aussi des vecteurs de sensibilisation auprès du grand public. Les récifs artificiels et leurs installations suivent les législations relatives au caractère de domanialité publique et à la protection de l'environnement marin. L'état doit donc permettre, sous la forme d'un arrêté préfectoral, l'utilisation du Domaine Public Maritime permettant alors de définir une concession maritime et son gestionnaire. Les autorisations environnementales peuvent être exigées selon l'article

R.122-2 du Code de l'environnement, stipulant que les projets de création et/ou d'extension de RA sont soumis à la procédure de "cas par cas" (Cépralmar 2015). Le maître d'ouvrage doit donc être en mesure de justifier les choix techniques des récifs de l'échelle de l'objet immergée jusqu'à l'échelle de la relation de site avec son environnement.

A la suite d'observation de pêcheur d'une diminution des ressources halieutiques sur la côte landaise dans les années 1990, l'association ALR est créée en 1996 réunissant divers usagers de la mer. En 1999 a eu lieu la première immersion de structure artificielle au large de la commune de Capbreton. Au total, trois différentes structures ont été installées, les premières correspondent à des buses, cependant elles ne sont encore présentes que sur une concession. Ensuite, deux autres modules, étant plus en hauteur, ont été installés en 2010 et 2015. L'arrêté préfectoral n°2019-21 définissant les concessions et leurs utilisations, interdit tout type de pêche, de chalutage ou encore tout type de plongée n'étant pas effectuée par le gestionnaire du site dans le cadre de mission scientifique. En 2021, à la suite d'une enquête publique, le renouvellement des concessions marines a été accordé pour 30 ans à la Communauté de Communes Marenne Adour Côte Sud en tant que concessionnaire, et Atlantique Landes Récifs (ALR) en tant que gestionnaire. Il stipule l'obligation de continuer les suivis scientifiques avec l'impossibilité d'immersion supplémentaire de module. Les assemblages de l'ichtyofaune et les patterns de colonisation sont surveillés sous la forme d'UVC (Underwater Visual Census) effectué par les plongeurs bénévoles de l'association et par différent bureau d'étude entre 1999 et 2020. Les suivis de la biodiversité effectués par le biais de sciences participatives (SP) sont de plus en plus utilisés. En effet, cela permet une inclusion des citoyens dans la science, une sensibilisation à l'environnement mais aussi cela offre la possibilité d'acquérir des données à faible coût mais aussi permettant de couvrir une spatialisation et temporalité plus grande (Hill and Wilkinson 2004, Gillett et al. 2012). Les inquiétudes liées à l'acquisition des données de science participative sont connues et étudiées. La problématique principale est liée à la qualité des données récoltées. La question de la faible précision et exactitude, l'absence de standardisation des protocoles et la nécessité d'une formation complète des bénévoles peut induire de nombreux biais (Vieira et al. 2020). Cependant avec une formation annuelle et précise des bénévoles, les études montrent peu de différence entre les données de SP et les données scientifiques (Halusky et al. 1994 ; Lepczyk 2005, Leopold et al. 2009). Concernant plus précisément les données de comptage ichtyologique, les différences entre les SP et les données "classiques", se situent principalement au niveau de la caractérisation du milieu et sur le classement des poissons selon leurs classes de taille (Gillett et al. 2012).

Depuis les premiers suivis mis en place en 1999 à la suite de l'installation des premiers récifs, les protocoles de suivis de l'ichtyofaune ont beaucoup évolué afin de s'adapter aux contraintes des SP et aux contraintes biologiques.

Si les contraintes ou exigences des suivis biologiques existent, celles relevant de la conception des RAs l'est tout autant. Il est reconnu que la conception de la structure de RA peut exercer une grande influence sur la dynamique de peuplement de l'ichtyofaune (Moura et al. 2007, Lemoine et al. 2019). Plus un habitat artificiel est analogue à un habitat naturel, plus la possibilité de reproduction sur les RA est importante tout comme la persistance de ces communautés dans l'écosystème (Cannizzo et al. 2020). Ainsi l'architecture, les matériaux et la géométrie des récifs artificiels sont des éléments nécessitant une réflexion pour correspondre au mieux aux exigences écologiques (Lemoine et al. 2019). Si l'objectif défini lors de l'installation des RA comprend une augmentation de biodiversité, cela implique une architecture de ceux-ci créant les habitats recherchés par un maximum d'espèces, quels que soient leurs stades de cycle de vie. Cela peut passer par une complexification des RA afin d'augmenter la capacité d'accueil, ainsi que le fonctionnement biologique des récifs (Lemoine et al. 2019).

Les deux structures installées sur le littoral landais possèdent une géométrie et une complexification que l'on suppose différente, on peut se demander s'il existe une différence d'assemblage de l'ichtyofaune sur ces deux formes de récif artificiel. La deuxième partie du rapport cherchera à déterminer comment adapter de façon optimum les protocoles de suivi de la faune mobile aux problématiques liées aux sciences participatives. La première hypothèse suppose, suite aux observations visuelles effectuées par les plongeurs, qu'il existerait une différence de dynamique de population entre les deux structures. L'enfouissement de certains modules et une disposition des récifs différente selon la concession induit la seconde hypothèse supposant qu'il existerait une différence entre les concessions. La dernière hypothèse postée, stipule que plus l'effort d'échantillonnage augmente, plus la détection d'espèce et d'individus sur les structures de RA augmentera, jusqu'à atteindre un seuil de détection maximal.

Matériel et Méthode

Site d'échantillonnage

Les récifs artificiels sont installés sur trois localités appelées autrement concessions situées sur la côte landaise (Figure N°1) : proche Capbreton (Cap), proche Soustons/ Vieux

Boucau (Vb), et proche Messanges/ Azur/ Moliets-et-Maâ (Mm). Ces sites correspondent à des fonds plats, sableux, d'une profondeur d'environ 20 à 25 m selon les marées et à environ 2 milles des côtes.

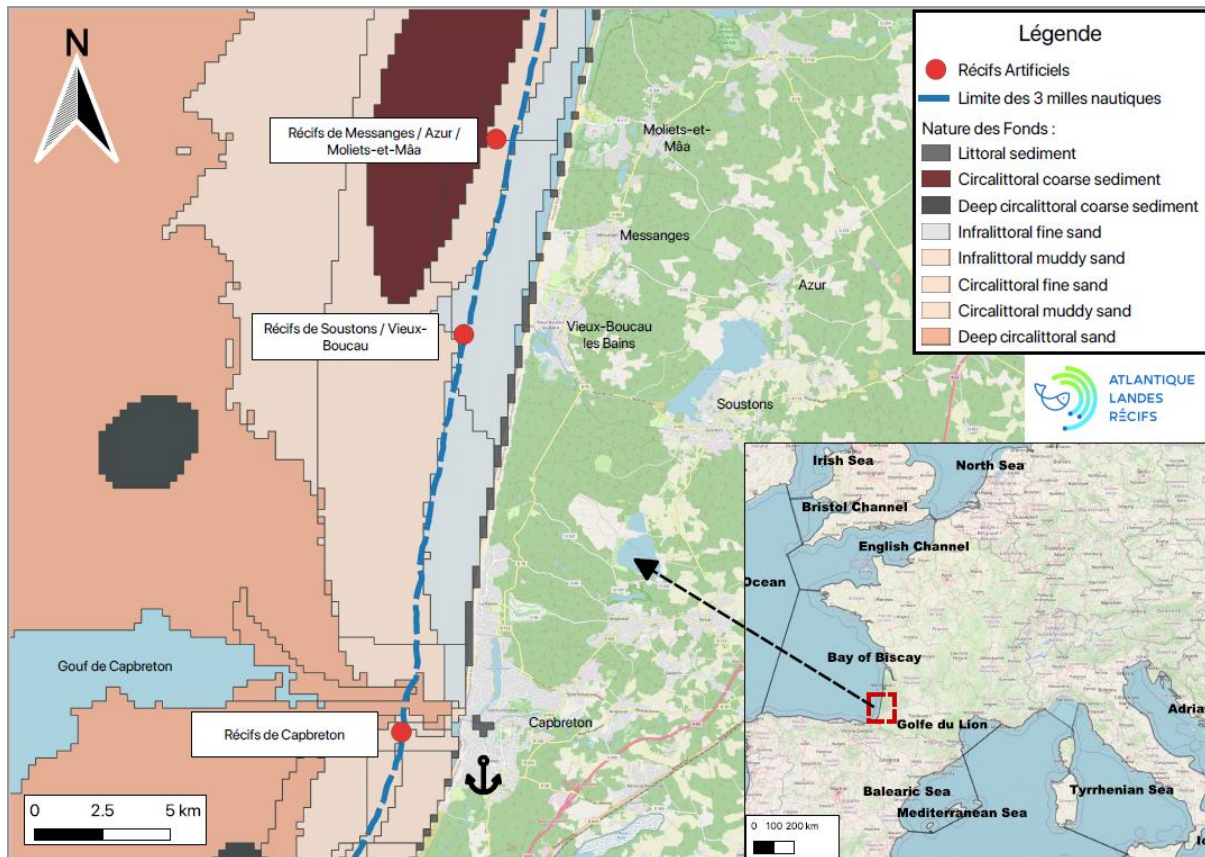


Figure 1 : Cartographie de la localisation des concessions gérées par ALR et nature des fonds géologiques. Fond de carte : Cartographie des habitats physiques Eunis - Côtes de France.

Chaque concession est composée de 3 types de récifs artificiels : des amas de buses, un module Typi et un module Babel sur une surface d'environ 16 hectares (Figure N°2).

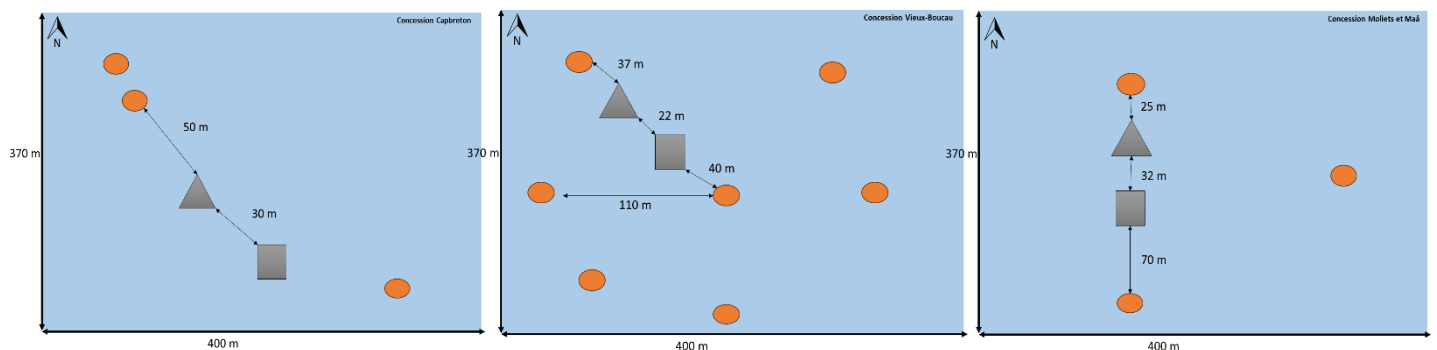


Figure 2 : Schéma d'implantation des récifs artificiels sur les concession (respectivement de gauche à droite) de Capbreton, Vieux Boucau, Moliets et Maâ. Les cercles orange correspondent aux structures de type Buse, le triangle gris à la structure « Typi » et le rectangle gris à la structure « Babel ».

Le choix de la localisation des concessions s'est porté sur la présence d'affluents côtiers à proximité des récifs permettant un apport en nutriments.

L'étude portera uniquement sur les modules Babel et Typi dû à l'enfouissement progressif des amas de buses (seule la concession de Moliets-et-Maâ possède encore les RA de type buse intacte) rendant l'exploitation des données issues de ces sites impossible.

Structure artificielle "Typi"

La première structure de récif artificiel correspond à un module de type pyramide de 2m60 de hauteur et une base de 4m60 de diagonale appelé Typi (Figure N°3). Au total ce module est composé d'un volume de 4.872 m³ de béton pour un poids total de 1.3 tonnes. Tous les modules Typi ont été immergés en 2010 sur des profondeurs allant de 22 m à 25 m selon les marées. Ce récif est fabriqué en béton de type XFI, inerte dans le milieu marin et ne présentant pas de risque écotoxicologique pour l'environnement.

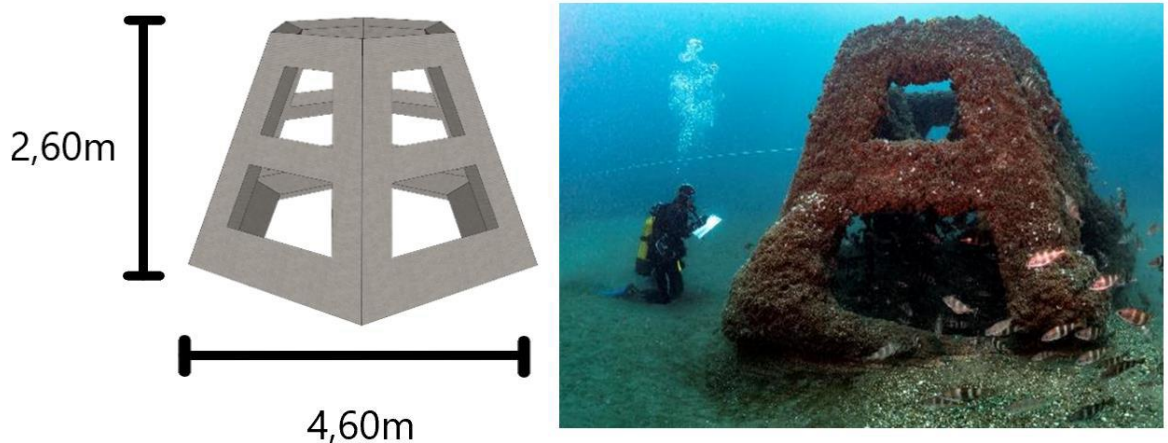


Figure 3: Schéma et photographie de la structure artificielle « Typi ».

Structure artificielle "Babel"

La deuxième structure correspond à un empilement de trois strates de béton d'une hauteur de 2m50 sur 2m77 de largeur appelé Babel (Figure N°4). Tous les modules Babel ont été immergés en 2015 sur des profondeurs allant de 22 m à 25 m selon les marées. Tout comme le récif "Typi", le module "Babel" est fabriqué en béton de type XFI inerte en milieu marin.

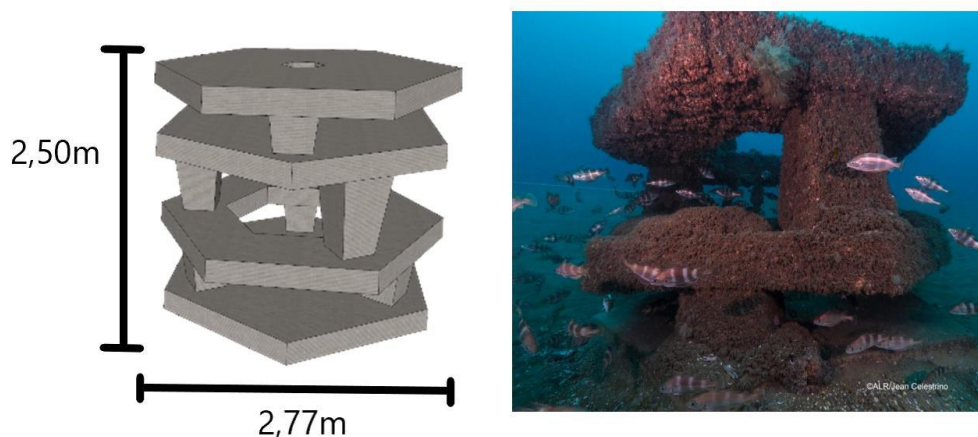


Figure 4: Schéma et photographie de la structure artificielle « Babel ».

Protocole d'échantillonnage

Depuis les premiers suivis mis en place en 1999 à la suite de l'installation des premiers récifs, les protocoles de suivis de l'ichtyofaune ont beaucoup évolué. Dans cette étude ne sont détaillés que les protocoles utilisés sur l'année 2023.

La méthode d'échantillonnage de l'ichtyofaune est basée sur la méthode UVC (Under Visual Census) de Charbonnel et al. 1996, qui effectue les comptages sous forme de strates, adapté aux comportements de la faune mobile en relation avec le RA (les classes d'espèces sont à retrouver en Annexe N°1). Les plongées sont effectuées en palanquée de deux ou trois plongeurs bénévoles comptant simultanément. Les plongeurs non expérimentés sont toujours placés en binôme avec un plongeur confirmé. En effet, un plongeur non expérimenté et/ou ayant peu de connaissances sur les espèces présentes produira des relevés de moins bonne qualité qu'un plongeur averti (De Casamajor, 2004). Il est important de préciser qu'une formation obligatoire a lieu tous les ans afin de rappeler les consignes de sécurité ainsi que les protocoles d'échantillonnage auprès des plongeurs bénévoles.

Dans un premier temps, lors de l'arrivée sur le RA, trois espèces craintives et difficiles d'approche (*Mola Mola*, *Diplodus cervinus*, *Dicentrarchus labrax*) sont comptées pendant une minute et reporté sur la feuille de comptage (voir Annexe N°1). L'étape suivante consiste à effectuer à 3 m de distance du récif, un trajet circulaire que chaque plongeur effectue en sens inverse (Figure N°5) Cela permet de recenser les espèces vivant à proximité des récifs sur le substrat.

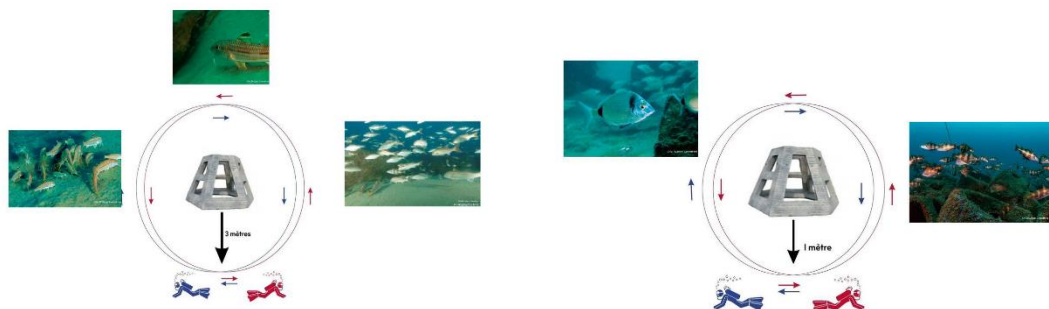


Figure 5: Schématisation des trajets effectués par les plongeurs dans le cadre des protocoles de suivis de la faune mobile. La figure de gauche représente le premier trajet à 3m de distance de la structure, ainsi que les photographies de quelque espèces pouvant être retrouvés à cette distance. La figure de droite représente le trajet à 1m de distance de la structure.

Un second trajet circulaire est ensuite effectué à 1 m du récif, permettant de compter les espèces vivant à proximité immédiate du RA (Figure N°5).

Par la suite est effectuée une exploration du récif pour compter les espèces inféodées au récif et les espèces benthiques. Cela est effectué par une exploration minutieuse des cavités et des faces internes du récif lors d'une rotation complète autour et/ou dans le récif. Un mouvement sinueux au-dessus du récif peut aussi être effectué.

La dernière étape consiste à compter à 2m au-dessus de la structure toutes les espèces pélagiques et grégaires.

Le comptage est exhaustif, pour les groupes au-delà de 20 individus les individus sont comptés sous la forme de "patch" de 10 à 20 individus (Labrosse et al. 2001), et les espèces sont identifiées si possible jusqu'au niveau de l'espèce.

De 2009 à 2020, un comptage par point fixe avait été rajouté aux protocoles. Afin d'éviter des redondances avec les comptages circulaires et limiter le temps de plongée, ce protocole a été annulé. Toutes les données issues de ce type de comptage ne seront pas prises en compte dans cette étude.

Format des données

Le jeu de données brut issues des plongées effectuées par les bénévoles comporte différentes modalités qui sont présentées dans le tableau N°1.

Tableau 1: Présentation des différentes modalités issues du jeu de données de suivi de la faune mobile sur les RAs.

Nom de la colonne	Modalité
Année	1999 à 2022
Date	Jour/mois/année
Concession	Capbreton, Vieux Boucau, Moliets-et-Maâ
Structure	Buses (Numéro de la structure), Typi, Babel
Protocole	Déplacement, Point fixe, Photo
Plongeur	Nom du plongeur
Type	Vertébré, Invertébré
Famille	Nom de la famille, « non_spécifié »
Espèce	Nom de l'espèce, « non_spécifié »
Taille	Classe de taille ou taille brut, « non_spécifié »
Comptage	En nombre d'individu brut ou nombre moyen de la classe de comptage pour les groupes > 20 individu

Les récifs artificiels présentent des patterns de colonisation de la faune et flore benthique semblables aux processus de biofouling. A la suite de la création de biofilm sur la structure, la dynamique de la faune et flore fixé suit une temporalité pouvant être résumé sous la forme de 5 phases (Grosdemange 2017) :

Phase de recrutement (0 à 16 mois), Stade prédominance (12 à 24 mois), Stade prédestination (16 mois), Stade maturation (24 à 48 mois), Stade climacique (>48 mois)

En se basant sur cette temporalité, on peut supposer avec une première installation des récifs en 2015, une atteinte du stade climacique lors des années 2014/2015 pour les structures Typi et 2018/2019 pour les structures Babel. Afin de permettre une comparaison des deux structures étant au même stade de colonisation, seules les données issus des comptage à partir de 2018 sont prisent en compte dans cette analyse.

Afin de limiter au maximum les biais liés aux SP, les classes de tailles récoltées lors des plongées de comptage (Gillett et al. 2012), ne sont pas prises en compte dans cette étude. Pour négliger les possibles redondances de comptage des poissons (Martin 2021) et harmoniser les données avec le suivi effectué en 2022, les données récoltées sous la forme de point fixe ne sont pas prises en compte. Après exploration de la base de données, tous les comptages ayant le nom de la famille ou le nom d'espèce noté comme "non_spécifié" sont supprimés. La récolte des données concernant le groupe des invertébrés étant inconstante selon les années, ce groupe n'est donc pas pris en compte dans cette étude.

Pour permettre les différentes études, cette base de données est transformée en un tableau d'abondance de toutes les espèces, un tableau de la richesse spécifique pour chaque structure, concession et année (Les entêtes des tableaux sont à retrouver en Annexe N°2). La deuxième partie de cette étude porte sur l'analyse des différences de richesse spécifique et le nombre d'individus compté selon l'effort d'échantillonnage. Par conséquent un tableau comprenant la richesse spécifique, le type de structure de RA, la concession ainsi que l'année en fonction de l'effort d'échantillonnage est créé.

Traitement statistique

Dans le but d'identifier si la composition de la communauté de poissons varie entre les types de structures de récifs artificiels et la concession, plusieurs analyses sont effectuées : l'analyse de variance par permutation (PERMANOVA), les tests de dispersion par permutation (PERMDISP) et l'échelonnement multidimensionnel non métrique (nMDS). Afin de comprendre la relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique ainsi que le nombre d'individus compté des Modèles linéaires généralisé sont utilisés. Les analyses sont conduites sur le logiciel R © version 4.2.2.

Les données d'abondance et de richesse spécifique sont examinées selon l'année, la concession et le type de structure. Les tests multivariés sont effectués sur les données d'abondance transformées par square root du package "vegan" (Oksanen et al. 2015) afin de diminuer l'importance des espèces abondantes (David et Smith 2017). Par la suite, une matrice de distance de Bray-Curtis des données d'abondance ainsi que de la richesse spécifique est appliquée. Les distances de Bray-Curtis résument les distances par paires entre les échantillons et aident à diminuer le problème des absences dans les données sur les espèces (Oksanen et al. 2015).

Les jeux de données sont traités à partir d'une PERMANOVA (fonction *adonis2* du package "vegan" (Oksanen et al. 2015)). La PERMANOVA (PERmutational Multivariate ANalysis of VAriance) est une technique basée sur la permutation, elle n'est pas sensible aux hypothèses de distribution de la normalité des données, l'homogénéité des variances et est adaptée aux designs asymétriques (Anderson et Walsh 2013, Anderson et al. 2017). Cette méthode permet de mesurer la dissimilarité entre des groupes d'échantillon, en utilisant des analyses multivariées sur une matrice de distance.

Pour chaque terme du modèle, les p-values sont obtenues avec 9999 permutations et les distances Bray-Curtis. Des tests par paires sont effectués pour les termes du modèle où des

différences significatives ont été révélées. Le paramètre structure des récifs artificiels est considéré comme un paramètre niché dans le paramètre concession.

On pose comme hypothèse nulle : “il n’existe pas de différence significative au seuil de 0.05 entre les groupes étudiés”. On s'assure que nos données répondent à l'hypothèse d'homogénéité multivariée de la dispersion, nécessaire pour PERMANOVA, en effectuant un test PERMDISP sur le tableau d’abondance des poissons.

Afin de permettre une approche graphique des différences d’abondance sur les termes significatifs, une nMDS est effectuée (Anderson et al. 2017), sur les données d’abondances transformées en matrice de distance de Bray-Curtis.

On effectue par la suite une analyse SIMPER (Similarity percentage) permettant de calculer la contribution de chaque espèce (en pourcentage %) à la dissimilarité entre les groupes identifiés (Piló et al. 2018) par la PERMANOVA comme significativement différents. Elle est calculée à partir du tableau de dissimilarité de Bray-Curtis. On définit 9999 permutations sur ce test et un seuil de significativité de 0.05.

Dans un deuxième temps, les données de richesse spécifique et de comptage d’individus sont analysées en utilisant les Modèles linéaires généralisés (GLMM) (Bolker et al. 2009) pour déterminer s’il existe une relation avec l’effort d’échantillonnage. Les données étant récoltées durant la même période (juin-septembre), la variabilité saisonnière n’est pas prise en compte. Chaque donnée est donc classée selon l’année, la concession, la structure et le nombre de relevés effectués dans ces conditions (Annexe N°2). Étant donné que l’effet structure et niché dans l’effet concession, lors de la création de modèles contenant ces paramètres, ils sont placés en tant que paramètres aléatoires (Lemoine et al. 2019). Les modèles sont ajustés selon une famille de type gaussienne (les résidus de ce modèle suivant une loi normale) avec le lien sous la forme “identity”. La sélection des modèles est effectuée selon le critère d’information d’Akaike (AIC), le meilleur modèle étant celui ayant la plus faible valeur. S’il existe une faible différence d’AIC (<2) entre deux modèles, alors le modèle le plus parcimonieux est choisi. Pour chacun des meilleurs modèles (un pour la richesse spécifique et un pour le nombre d’individus compté), on effectue un test de Breusch-Pagan, afin de vérifier qu’il n’y a pas de violation de la condition d’homoscédasticité des termes d’erreur des modèles, la normalité des résidus est analysée à partir de diagramme Quantile-Quantile.

En vue d’optimiser les ressources de l’association dans la mise en place des protocoles de comptage, la troisième partie est dédiée à l’identification des espèces pouvant être considérées comme représentatives de chaque concession. Cela est réalisée à l’aide des tests *multipatt* et *indicators* du package *indicspecies* (De Cáceres et al. 2012). Ce test permet

d'obtenir deux composantes, A et B. La composante "A" permet d'obtenir une probabilité qu'un site appartient à un groupe de site, étant donné que l'espèce a été trouvée. Cette probabilité conditionnelle est appelée spécificité de l'espèce. La composante "B" est une estimation de la probabilité de trouver l'espèce dans les sites appartenant au groupe de sites. Cette seconde probabilité conditionnelle est appelée fidélité ou sensibilité de l'espèce en tant qu'indicateur du groupe de sites cible. (De Cáceres et Legendre, 2009) (le détail des calculs peuvent être retrouvés en Annexe N°3).

Résultat

Partie 1 : Détermination des effets structurels et des effets de localisation

La première partie de ce rapport s'axe sur l'identification des impacts des paramètres structurels et de localisation sur les communautés ichthyologiques. Après le tri des données, 65 relevés valides ont été effectués avec un recensement de 39 espèces de poissons. En moyenne sur les trois concessions et les deux structures, 884 individus sont comptés avec une richesse spécifique moyenne égale à 8.

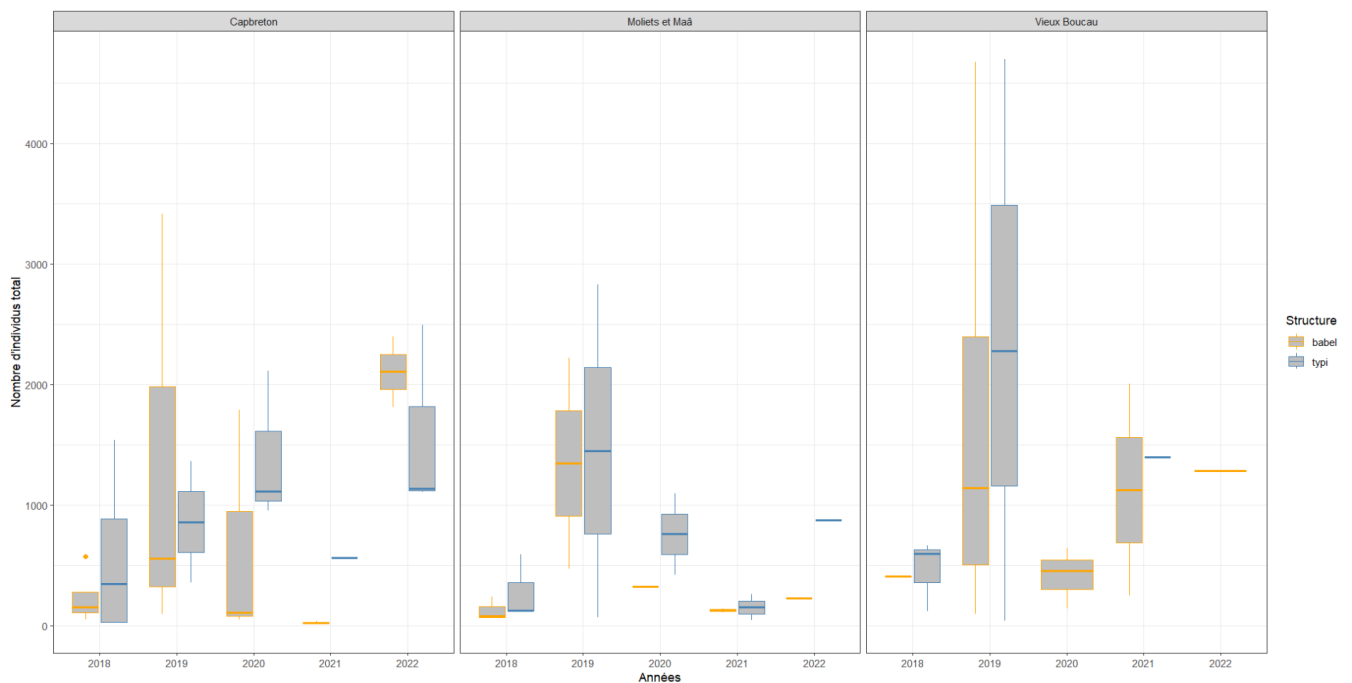


Figure 6 :Box-plots du nombre d'individus en fonction des années classé selon le type de structure de récif artificiel et la concession. Les Box-plots représentent la médiane, le premier et le troisième quartiles.

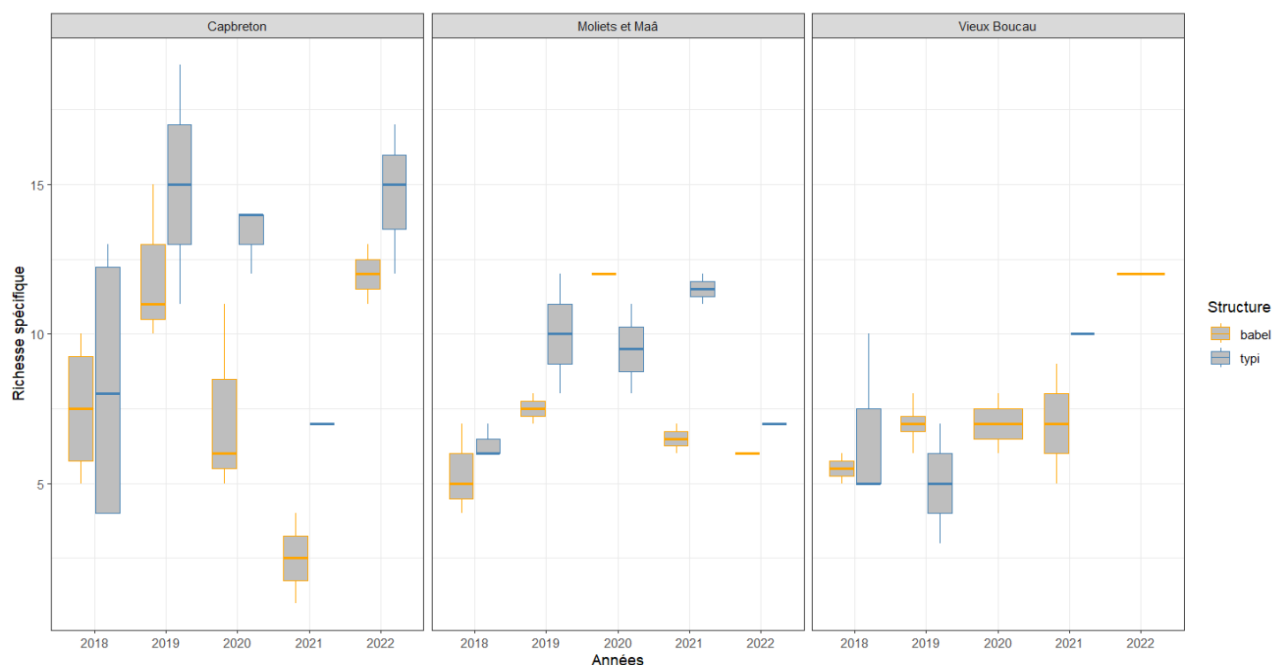


Figure 7 : Box-plots de la richesse spécifique en fonction des années classé selon la structure de récif artificiel et la concession. Les Box-plots représentent la médiane, le premier et le troisième quartiles.

On remarque une forte variabilité selon les années dans les deux graphiques ci-dessus (Figure N°6 et N°7). Il semblerait que graphiquement la structure Typi possède une plus grande diversité d'espèces pour les concessions Capbreton et Moliets-et-Maâ. Cependant il ne semblerait qu'il n'y ait pas de différence entre les deux structures sur le nombre d'individus recensés (Figure N°7). L'année 2019 semble avoir des comptes d'individus et des richesses spécifiques majoritairement supérieurs aux autres années.

Afin de déterminer si les paramètres structurels et de localisation influent sur les communautés ichthyologiques, des analyses sous la forme de PERMANOVA sont effectuées à la fois sur la richesse spécifique et sur le tableau d'abondance (Le travail sur les données sous la forme de présence- absence peut être retrouvé en Annexe N°4).

1-Effet de structure et de localisation des RAs sur la richesse spécifique :

Tableau 2 : Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la structure sur la richesse spécifique. 3 facteurs sont analysés : effet structure niché dans l'effet concession (localisation) et l'effet année (temporel). En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Structure	1	0.128866	0.0444436	4.84291	0.0197
Année	4	0.493453	0.1701831	4.63610	0.0019
Structure : concession	4	0.313117	0.1079885	2.94181	0.0903
Structure : année	4	0.188149	0.0648893	1.76770	0.1113

Structure : concession : année	14	0.791413	0.2729444	2.12443	0.0112
Residual	37	0.984542	0.3395511	NA	NA
Total	64	2.899541	1.0000000	NA	NA

Tableau 3 : Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession (localisation) sur la richesse spécifique. 2 facteurs sont analysés : le facteur concession (localisation) et le facteur année (temporel). En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.

	Df	SumOfSq	R2	F	Pr(>F)
Concession	2	0.308846	0.106515	5.08578	0.0029
Année	4	0.430529	0.148482	3.54478	0.0051
Concession : année	8	0.641982	0.221408	2.64289	0.0108
Residual	50	1.518183	0.523594	NA	NA
Total	64	2.899541	1.000000	NA	NA

Tableau 4: Tableau présentant les résultats du Pairwise issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession sur la richesse spécifique. En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.

	Capbreton	Moliets et Maâ
Moliets et Maâ	0.07984	NA
Vieux Boucau	0.01063	0.21083

La richesse spécifique semble être différente selon la structure au seuil de significativité fixé à 0.05 (Tableau N°2). La localisation semble aussi avoir un fort effet sur les assemblages des espèces (Tableau N°3). La concession de Capbreton possède une richesse spécifique de 10.03 ± 4.5 , la concession de Moliets-et-Maâ de 7.89 ± 2.49 et la concession de Vieux Boucau de 6.89 ± 2.21 . La forte variation entre années remarquée sur les graphiques est confirmée par la PERMANOVA. Cependant il ne semblerait pas avoir d'effet d'interaction sur la richesse spécifique entre le type de structure et la temporalité. On remarque aussi une forte variation du facteur temporel (ici appelé "année").

Le Pairwise met en évidence une différence significative entre les concessions Capbreton et Vieux Boucaux (Tableau N°4). D'une façon générale, il semble que la concession localisée à Capbreton soit différente des deux autres concessions.

3- Effet de structure et de localisation des RAs sur les abondances :

Tableau 5: Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la structure sur les communautés ichthyologiques. 3 facteurs sont analysés : effet structure niché dans l'effet concession (localisation) et l'effet année (temporel). En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Structure	1	0.303730	0.0189826	1.451516	0.1596
Année	4	2.254334	0.1408920	2.693346	0.0001
Structure : concession	4	2.130272	0.1331383	2.545123	0.1244
Structure : année	4	0.728717	0.0455436	0.870628	0.6705
Structure : concession : année	14	2.841126	0.1775655	0.969832	0.4108
Residual	37	7.742262	0.4838780	NA	NA
Total	64	16.000440	1.0000000	NA	NA

Tableau 6 : Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession (localisation) sur les communautés ichthyologiques. 2 facteurs sont analysés : le facteur concession (localisation) et le facteur année (temporel) En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Concession	2	1.74598	0.109121	4.31947	0.0001
Année	4	2.20713	0.137942	2.73016	0.0001
Concession : année	8	1.94204	0.121374	1.20112	0.1256
Residual	50	10.10530	0.631564	NA	NA
Total	64	16.00044	1.000000	NA	NA

Tableau 7: Tableau présentant les résultats du Pairwise issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession sur les communautés ichthyologiques. En vert les modalités ayant un seuil de significativité inférieur à 0.05.

	Capbreton	Moliets et Maâ
Moliets et Maâ	0.00005	NA
Vieux Boucau	0.00031	0.27824

Lorsque l'abondance de chaque espèce est prise en compte, l'effet structure n'est plus significatif (Tableau N°5). Il existe toujours un effet localisation (Tableau N°6), confirmé par le Pairwise (Tableau N°7) qui montre une différence entre la concession localisée à Capbreton et les deux autres concessions. La temporalité est toujours un facteur fortement influent sur les assemblages d'individus.

La représentation sous la forme de nMDS (Figure N°8) confirme l'absence de différence sur le tableau d'abondance entre les deux structures. La structure Babel semble avoir plus de variation des assemblages d'individus que la structure Typi.

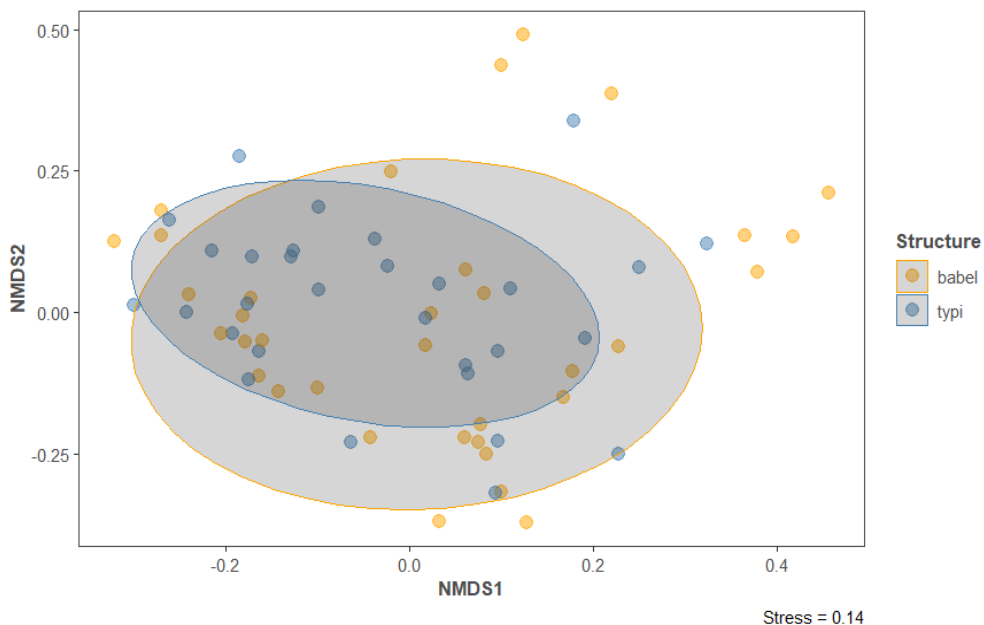


Figure 8: Analyse multidimensionnelle non métrique (nMDS) de la communauté ichthyologique au niveau spécifique. Basée sur une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis de l'abondance des poissons. Les ellipses représentent les intervalles de confiance à 75% pour les échantillons classifiés par structure.

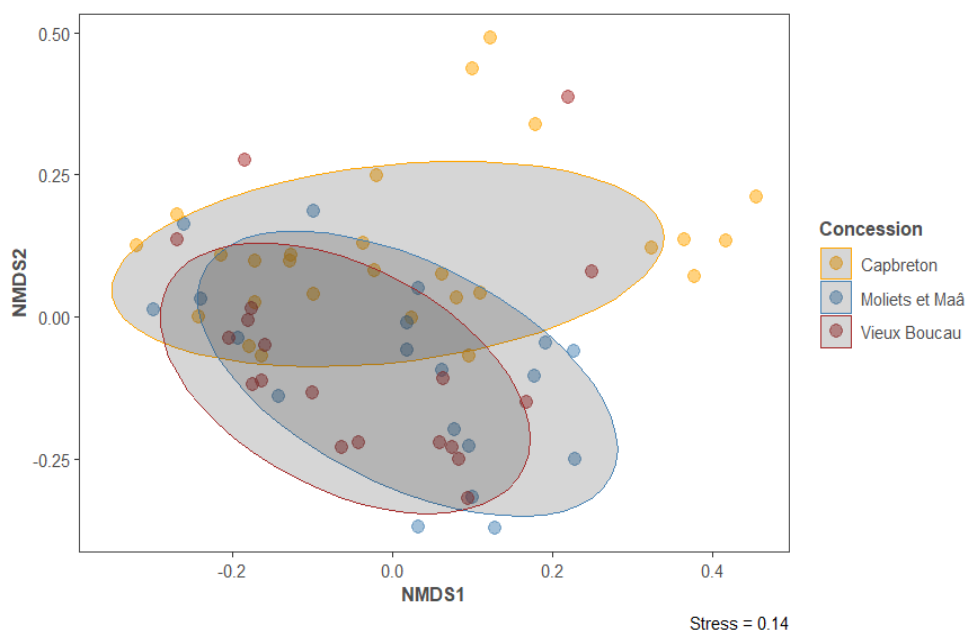


Figure 9: Analyse multidimensionnelle non métrique (nMDS) de la communauté ichthyologique au niveau spécifique. Basée sur une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis de l'abondance des poissons. Les ellipses représentent les intervalles de confiance à 75% pour les échantillons classés par concession.

La représentation nMDS (Figure N°9) confirme une différence d'assemblage des individus en fonction de la localisation. Les concessions de Moliets-et-Maâ et de Vieux Boucau semblent avoir des assemblages similaires. On note cependant que la concession de Vieux Boucau possède une forte dispersion.

L'analyse sous la forme de SIMPER permet de savoir sur le tableau d'abondance, quelles sont les espèces ayant le plus d'influence sur les dissimilarités. Il est à noter que les résultats sont le plus souvent corrélés avec l'abondance des individus par groupe sélectionné.

Les tableaux 8,9 et 10 présentent uniquement les espèces exerçant une influence significative au seuil fixé à 0.05.

Tableau 8: Tableau des espèces exerçant une influence significative au seuil de 0.05 issus des analyses SIMPER du contraste Capbreton / Moliets-et-Maâ.

Nom scientifique	Nom commun	P Value
<i>Mullus surmuletus</i>	Rouget surmulet	0.0251 *
<i>Parablennius pilicornis</i>	Blennie pilicorne	0.0101 *
<i>Balistes capriscus</i>	Baliste	0.0014 **
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sar commun	0.0370 *
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasse brune	0.0075 **
<i>Pagellus erythrinus</i>	Pageot commun	0.0120 *
<i>Scorpaena notata</i>	Petite rascasse rouge	0.0355 *
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Dorade marbrée	0.0164 *
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Cténolabre rupestre	0.0016 **

Tableau 9: Tableau des espèces exerçant une influence significative au seuil de 0.05 issus des analyses SIMPER du contraste Capbreton / Vieux Boucau.

Nom scientifique	Nom commun	P Value
<i>Trisopterus luscus</i>	Tacaud commun	0.0003 ***
<i>Parablennius gattorugine</i>	Blennie gattorugine	0.0099 **

Tableau 10: Tableau des espèces exerçant une influence significative au seuil de 0.05 issus des analyses SIMPER du contraste Moliets-et-Maâ / Vieux Boucau.

Nom scientifique	Nom commun	P Value
<i>Trisopterus luscus</i>	Tacaud commun	0.0055 **
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Cténolabre rupestre	0.0058 **
<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	Motelle commune	0.0349 *

Il semblerait que les concessions de Capbreton et Moliets-et-Maâ possèdent le plus grand nombre d'espèces structurantes. Cela peut indiquer une plus grande différence entre ces deux concessions, que l'on peut supposer lié à l'éloignement important entre ces deux localisations. L'espèce *Trisopterus luscus est* discriminante de groupe Capbreton - Vieux Boucau et du groupe Moliets-et-Maâ - Vieux Boucau (Abondance totale : Mm = 10845, Cap = 4246, Vb = 2022), elle est donc une des espèces qui contribue de façon importante à la différenciation de la concession de Vieux Boucau. L'espèce *Ctenolabrus rupestris* joue le même rôle pour la concession de Moliets-et-Maâ (Abondance totale : Mm = 14, Cap = 0, Vb = 2).

Partie 2 : L'effort d'échantillonnage influe-t-il la qualité des données récoltées ?

D'après les résultats issus des PERMANOVA, il semblerait avoir une forte variation interannuelle. Il est important de comprendre si cette variation est liée aux conditions biotiques et abiotiques, ou si elle est liée aux différences d'effort d'échantillonnage entre les années. Afin de déterminer cela, des modèles linéaire généralisé sont effectués. Différents modèles ont été testé, à la fois pour déterminer s'il existe un effet de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique et s'il existe un même effet sur le nombre d'individus compté. Les différents modèles peuvent être retrouvés en Annexe N°5, seuls les deux modèles sélectionnés sont présentés dans cette partie.

1- Effet de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique.

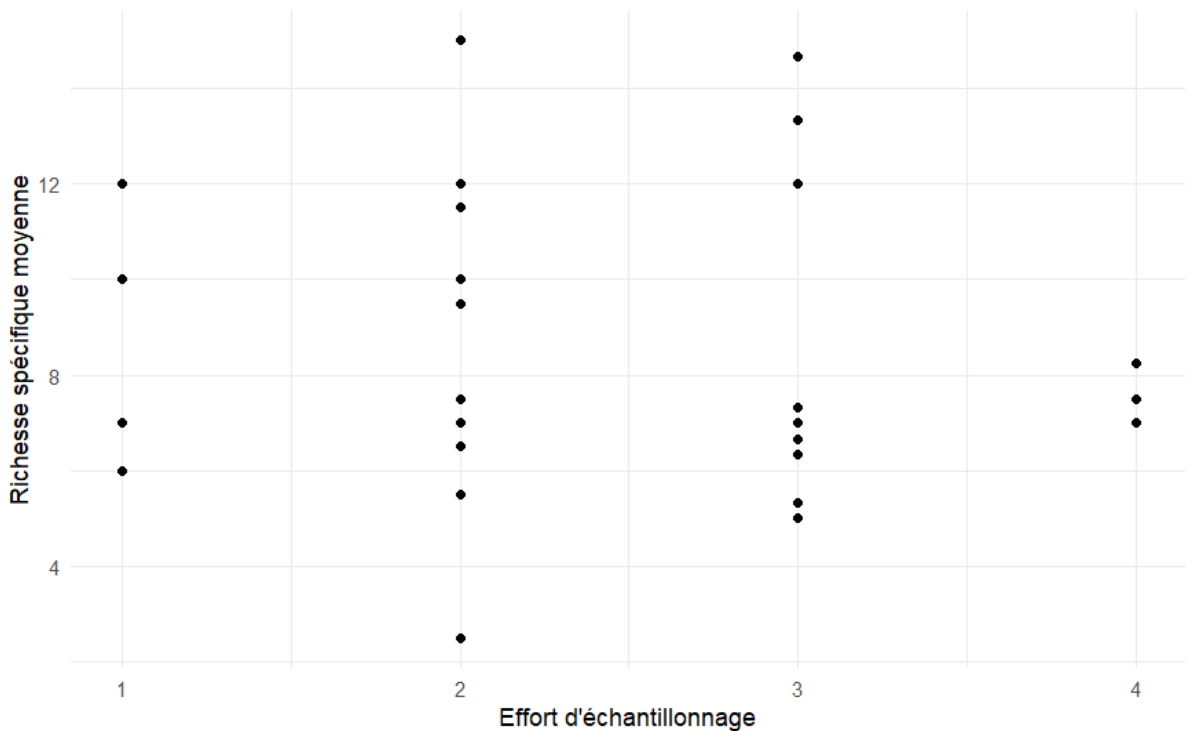


Figure 10: Représentation graphique de la distribution de la richesse spécifique observée sur les RAs en fonction de l'effort d'échantillonnage par ans.

D'après la figure N°10, il ne semble pas avoir un effet fortement marqué d'un effet de l'effort d'échantillonnage. On remarque une forte variabilité dans chaque classe d'effort d'échantillonnage sauf pour l'effort d'échantillonnage égale à 4. Cela est confirmé par le modèle sélectionné. Le modèle ayant le meilleur critère d'AIC et ne violant pas les conditions d'application des modèles glm correspond au modèle suivant une famille de type gaussienne présenté dans le tableau N°11.

Tableau 11: Tableau présentant les modalités du modèle glm sélectionné comme le plus adéquate pour déterminer l'influence de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique observée sur les RAs.

Modèle	p-value de l'effort d'échantillonnage	AIC	p-value test de Breusch-Pagan
Richessesp~effort+concession+année	0.64	50.624	0.5722

Le test de Breusch-Pagan évalue l'hypothèse nulle selon laquelle la variance des résidus est homogène. La p-value obtenue à partir du test de White et de Breusch-Pagan (0,4565) est suffisamment significative pour ne pas rejeter l'hypothèse nulle d'homoscédasticité.

Le modèle sélectionné ne prend donc pas en compte les effets de site (Tableau N°11). Au seuil de significativité de 0.05, l'effort d'échantillonnage n'influe pas sur la richesse spécifique. Ce résultat est confirmé par le coefficient de corrélation de Pearson, bien qu'il y ait

une légère tendance à une corrélation légèrement négative, celle-ci n'est pas statistiquement significative dans l'échantillon analysé (p-value = 0.59). Ainsi, il ne semblerait pas que l'effort d'échantillonnage joue sur la probabilité de détection d'une espèce.

2- Effet de l'effort d'échantillonnage sur le nombre d'individus compté :

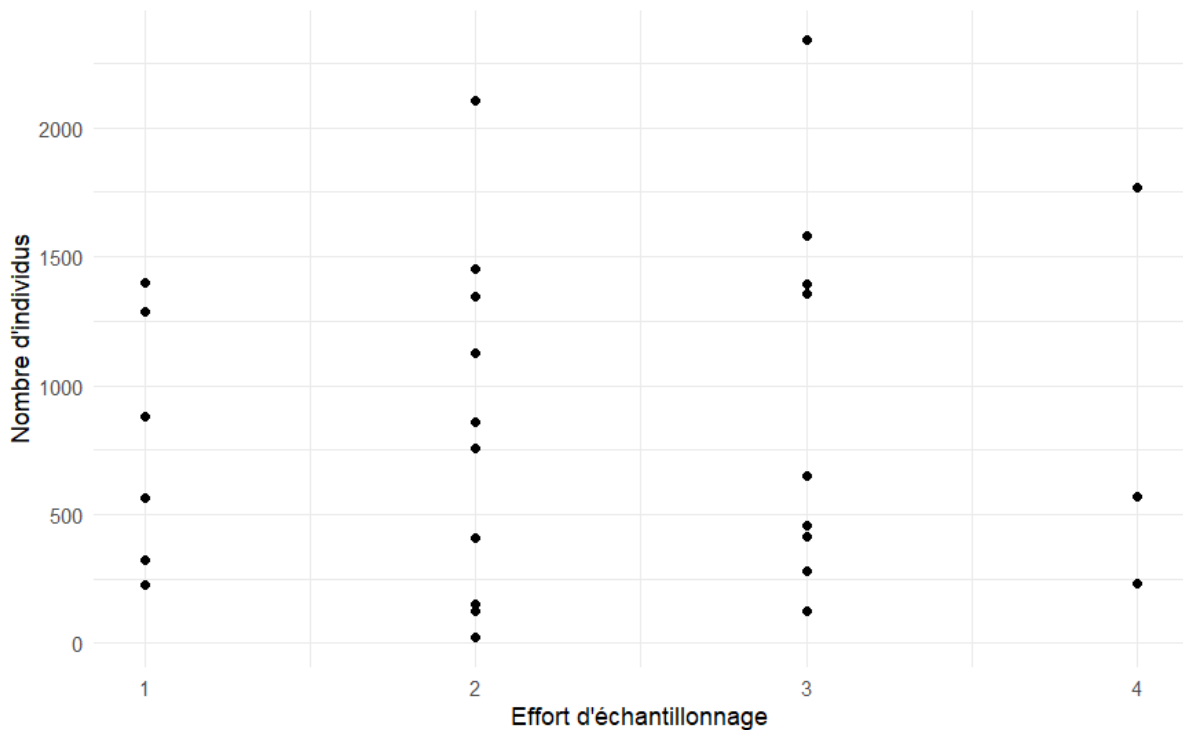


Figure 11: Représentation graphique de la distribution du nombre d'individu compté sur les RAs en fonction de l'effort d'échantillonnage par ans

D'après la figure N°11, il ne semblerait pas que l'effort d'échantillonnage soit un facteur structurant le nombre d'individus compté. On remarque une très forte variabilité du nombre d'individus dans chaque classe d'effort d'échantillonnage. Cela est confirmé par le modèle sélectionné. Le modèle ayant le meilleurs critère d'AIC et ne violant pas les conditions d'application des modèles glm correspond au modèle suivant une famille de type gaussienne présenté dans le tableau N°12.

Tableau 12: Tableau présentant les modalités du modèle glm sélectionné comme le plus adéquate pour déterminer l'influence de l'effort d'échantillonnage sur le nombre d'individu compté sur les RAs.

Modèle	p-value de l'effort d'échantillonnage	AIC	p-value test de Breusch-Pagan
log(comptetotal)~effort+année+site*concession	0.9629	76.91	0.3223

Le test de Breusch-Pagan évalue l'hypothèse nulle selon laquelle la variance des résidus est homogène. La p-value obtenue à partir du test de White et de Breusch-Pagan (0,3223) est suffisamment significative pour ne pas rejeter l'hypothèse nulle d'homoscédasticité.

Tout comme sur le modèle concernant la richesse spécifique, l'effort d'échantillonnage ne semble pas avoir d'effet sur le nombre d'individus compté au seuil de signification fixé à 0,05 (Tableau N°12). Ce résultat est confirmé par le coefficient de corrélation de Pearson, bien qu'il y ait une légère tendance à une corrélation nulle, celle-ci n'est pas statistiquement significative dans l'échantillon analysé (p-value = 0.78). Il ne semble donc pas nécessaire de mettre en place un fort effort d'échantillonnage pour avoir un comptage exhaustif.

Partie 3 : Identification des espèces indicatrices des concessions

Le but de l'utilisation de cette partie de l'étude est l'obtention des espèces caractéristiques de chaque concession. Cela est utilisé dans un objectif de simplification des protocoles et permettre ainsi un approfondissement de la formation des bénévoles sur des espèces précises, pouvant être utilisé comme indicateur de changement sur les concessions. Sur un total de 39 espèces recensées, 9 sont sélectionnées comme représentante de certaines concessions au seuil de p. value de 0.05 (Tableau N°)

Tableau 13: Tableau présentant les 9 espèces sélectionnées comme étant représentante d'une ou un groupement de concession au seuil de significativité de 0.05 pour respectivement de haut en bas : concession Capbreton, concession Moliets-et-Maâ, groupement Capbreton + Moliets-et-Maâ, groupement Capbreton + Vieux Boucau, groupement Moliets-et-Maâ + Vieux Boucau.

Concession Capbreton	Nom Commun	Trophie	Biotope	Composante A	Composante B	Stat	p.value
<i>Pagellus erythrinus</i>	Pageot commun	Carnivore	Semi pélagique, démersal	0.9755	0.5185	0.711	0.0002
<i>Seriola Rivoliana</i>	Sériole-Limon	Carnivore	Bentho-pélagique	1.0000	0.1852	0.430	0.0295
<i>Zeus faber</i>	Saint Pierre	Carnivore	Fond rocheux	1.0000	0.1852	0.430	0.0140
<i>Seriola dumerili</i>	Sériole	Carnivore	Pélagique	1.0000	0.1481	0.385	0.0343
Concession Moliets-et-Maâ	Nom commun	Trophie	Biotope	Composante A	Composante B	Stat	p.value
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Cténolabre rupestre	Carnivore	Petit fond rocheux	0.8750	0.3684	0.568	9e-04
Groupe Capbreton + Moliets-et-Maâ	Nom commun	Trophie	Biotope	Composante A	Composante B	Stat	p.value
<i>Balistes caprisus</i>	Baliste	Carnivore	Zone rocheuse	0.9795	0.5217	0.715	0.0026
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasse brune	Carnivore	Fond rocheux côtier	0.8158	0.6087	0.705	0.0309

Groupe Capbreton + Vieux Boucau	Nom commun	Trophie	Biotope	Composante A	Composante B	Stat	p.value
<i>Parablennius gattorugine</i>	Blennie gattorgine	Carnivore	Fond rocheux	0.99	0.3478	0.588	0.0233

Groupe Moliets-et-Maâ + Vieux Boucau	Nom commun	Trophie	Biotope	Composante A	Composante B	Stat	p.value
<i>Trisopeterus luscus</i>	Tacaud commun	Carnivore	Tout type de fond mais nécessité d'abris rocheux	0.9515	0.8421	0.895	0.0015

L'absence d'espèces indicatrices pour la concession de Vieux Boucaux seule, peut être expliquée par une forte dispersion mis en évidence par la nMDS (Figure N°9), elle n'a donc pas d'espèce particulièrement spécifique à cette concession. Cette méthode ne trouve pas d'espèce significative si l'on recherche en fonction de l'effet structurel, cela confirme les résultats de la PERMANOVA (Tableau N°5) impliquant que chaque structure ne possède pas d'espèce caractéristique et donc semble avoir des peuplements similaires. 6 des 9 espèces identifiées par cette étude correspondent aux espèces structurantes significatives des concessions mises en évidence par l'analyse SIMPER (Tableau N°8 à 10).

Toutes les espèces identifiées sont des espèces ayant un régime alimentaire carnivore et sont donc au sommet de la pyramide trophique.

Tableau 14 : Tableau présentant les espèces n'ayant pas de site identifié

Nom scientifique	Nom commun	Pvalue
Conger conger	Congre	NA
Dicentrarchus labrax	Bar commun	NA
Diplodus sargus	Sar commun	NA
Diplodus vulgaris	Sar à tête noire	NA
Mullus barbatus	Rouget de vase	NA
Mullus surmuletus	Rouget de roche	NA
Parablennius pilicornis	Blennie plénicorne	NA
Serranus cabrilla	Serran chevrette	NA
Trachurus trachurus	Chinchard	NA
Umbrina canariensis	Ombrine	NA

Le tableau N° 14 présente les espèces n'ayant pas pu être classé dans aucun des groupes. Ainsi ces espèces sont donc retrouvées dans chaque concession et dans la majorité des relevés. Une partie de ces espèces sont des espèces identifiées par l'analyse SIMPER (Tableau N° 8 à 10) comme des espèces structurantes, tel que le Sar commun pour la différenciation Capbreton/Moilets-et-Maâ.

Discussion

Analyse des effets structurels et de localisation

A partir des données récoltées par les plongeurs bénévoles, il ne semblerait pas qu'il existe un effet structure marqué. La différenciation structurelle entre les deux types de récifs artificiels ne semble pas influencer sur le tableau d'abondance mais semble uniquement affecter le nombre d'espèces présent sur chaque structure (Tableau N°2 et 5). Ce résultat est cependant à prendre avec précaution, la richesse spécifique sur la structure Babel est de 7.57 ± 2.95 et la richesse spécifique de la structure Typi est de 9.6 ± 4.09 . On peut donc voir que la richesse spécifique sur la structure Typi est fortement variable. De nombreuses études confirment que l'aspect structurel est un grand facteur influant sur la diversité et l'abondance des assemblages de l'ichtyofaune (Charbonnel et al. 2002, Moura et al. 2007, Lemoine et al. 2019). Cela peut être expliqué par la faible distance (de 22 m à 32 m selon la concession) séparant les deux types de structures sur chaque concession. Les plongeurs ont déjà rapporté des observations de déplacement des bancs de poissons d'une structure à l'autre. Ces observations empiriques ont été confirmées par une étude de photo identification. En effet, l'étude de Jorge (2023) a montré qu'un individu de l'espèce *Conger conger* a été observé sur les deux types de récifs à des dates différentes (Annexe N°6). Il en a été de même pour l'espèce *Seriola dumerili*. Ainsi une étude similaire sur des populations fixées pourrait être un indicateur supplémentaire d'une absence ou non de l'effet structure. Le manque de zone naturelle similaire aux alentours des structures pourrait être la cause d'une sédentarisation des espèces sur les deux structures, où elles trouveraient les ressources suffisantes à leurs développements (Logan et Lowe 2018). Les espèces indicatrices mises en évidence dans le tableau N°13 sont en majorité des espèces inféodées à des fonds rocheux. Alors l'installation de récifs artificiels sur un fond sableux, peut impliquer des changements dans la composition des communautés ichthyologiques présentes originellement. Les espèces dites caractéristiques des concessions (Tableau N°13) sont des espèces carnivores se nourrissant principalement de larves et juvéniles, tel que *Trisopterus*

luscus (Linnaeus, 1758) ou *Conger conger* (Linnaeus, 1758). Les récifs artificiels semblent donc jouer un rôle de garde-manger pour ces espèces. La majorité des espèces rencontrées sont des espèces pouvant être observées en zone côtière. Ces espèces peuvent faire peser une forte prédation sur les habitats artificiels. La sur-représentation de ces espèces prédatrice peut être due aux effets d'attraction des RAs. La fonction d'attraction passe par plusieurs causes associées à la présence des RA décrit par Sakai 1975 : les causes primaires telles que les sons des animaux présents sur les RA, les sons causés par les courants, l'instabilité hydrodynamique, la vision et les causes secondaires telles que la présence de nourriture, cachette, ombre, induisant une stabilité et habitabilité (lieu de repos). Ainsi les poissons sont attirés par le récif artificiel pour des causes primaires et ils y restent pour des causes secondaires. Donc un récif qui serait dans un schéma d'attraction aurait une majorité d'individus subadulte et adulte (Pastor 2008).

Une seconde explication peut être l'absence d'une grande différence de structure entre les RA, en effet les deux structures sont de même taille et d'un volume similaire, des études supplémentaires vont être mises en place afin de déterminer un indice de complexité de chaque structure.

La concession de Capbreton présente le plus de dissimilarité par rapport aux autres concessions. Elle semble donc avoir des assemblages d'espèces et une richesse spécifique différente de Vieux Boucau et de Moliets et Maâ. Cela peut être expliqué par plusieurs facteurs. Le premier facteur est la présence immédiate du Gouf, les remontées de nutriment induites par la présence de celui-ci, favorise alors la productivité primaire ainsi que la concentration des pélagiques (Sanchez et Santurtun 2013). Ce système biogéographique complexe est une zone de nurserie, d'alimentation et de reproduction idéale pour de nombreuses espèces (Sanchez et Santurtun 2013). La proximité avec une zone rocheuse naturelle (ie les pentes du Gouf de Capbreton) représenterait un réservoir et une zone d'échange d'espèce privilégiés pour les structures artificielles installées sur la concession de Capbreton. La deuxième possibilité de dissimilarité pourrait être liée à une importante activité humaine autour de ces récifs. Malgré une interdiction formelle de toute activité humaine sur les concessions, la concession de Capbreton est fortement touchée par la présence de filets de pêche à chaque sortie d'hiver sur les structures. L'enlèvement de ces filets induit une destruction partielle de la faune et flore fixée pouvant déséquilibrer les chaînes trophiques.

La concession de Moliets-et-Maâ est la seule concession où le RA constitué de buse ne s'est pas ensablé, cela peut influencer sur les assemblages ichthyologiques étant donné qu'il semblerait que ce RA attire un grand nombre d'individus (Communication personnelle ALR 2023).

Les études télémétriques sur les connectivité inter-récifs et sur les connectivités entre les RA et les zones naturelles rocheuses sont de plus en plus utilisées pour comprendre les patterns écologiques. Il en ressort que les populations de poisson peuvent être considérées résidentes d'un ensemble de récif et ne circule pas entre les différentes localisations (Pastor 2008, Abecasis et al. 2009, Koeck 2012, Logan et Lowe 2018). Donc, en supposant qu'il n'y aurait pas d'échange entre les différentes concessions, l'absence de différence sur les communautés entre les deux structures confirmerait que ces structures peuvent être considérées comme des habitats artificiels similaires. Il serait intéressant de confirmer ces résultats par des études télémétriques et/ou acoustiques sur les trois concessions de la côte landaise.

Implication de l'étude sur les protocoles

En montrant que la structure n'influe pas sur les assemblages de poisson et montrant une connectivité inter structure, et dans un but de simplification des protocoles pour optimiser les ressources de l'association, il est possible de supposer que les structures Typi et Babel peuvent être considérées comme une seule et même unité. Alors lors des plongées, les comptages effectués sur une structure pourrait être considérée comme un réplica de l'autre structure, à condition de respecter l'indépendance des données entre chaque plongée. Il reste cependant important compte-tenu de la différence entre les concessions mises en évidence, de ne pas considérer chaque concession comme des sites similaires. Cette recommandation reste uniquement valable pour les comptages de la faune mobile. Des comptages sur la faune et flore fixés ainsi que sur les paramètres physiques tels que l'enfouissement doivent être traités différemment en fonction de chaque structure et chaque localisation dans l'attente de futures études.

Les réplicas doivent être effectués à des échelles de temps plus petites pour démontrer que les tendances temporelles ne sont pas dues à des fluctuations à plus court terme. (Underwood 1993). Alors si la problématique est de déterminer s'il existe des variations saisonnières, les suivis doivent être effectués sur un pas de temps maximum de 3 mois (Hill and Wilkinson 2004). En effet les assemblages de poisson sur les récifs artificiels, comme sur tout site naturel, suit des variations saisonnières pouvant être importantes, qu'il est intéressant à identifier (Santos et al. 2005, Wu et al. 2019). Cependant il est important que les périodes d'échantillonnage doivent être choisies de manière aléatoires et non régulières, afin d'éviter que les périodes d'échantillonnage coïncident avec un modèle cyclique et causent ainsi des problèmes d'interprétation des données (Underwood 1993). Actuellement, la problématique du

variabilité saisonnière n'est pas à l'étude, et étant donné que l'effort d'échantillonnage n'influence ni la richesse spécifique ni le nombre d'individus compté par ans (Tableau N°11 et 12), alors un relevé annuel sous la forme minimum de triplicatas semble suffisant pour caractériser globalement les RA (Harmelin et al. 1985, Moura et al. 2007, Koeck et al. 2014).

De nombreux biais relatifs aux méthodes de comptage en plongée doivent être pris en compte dans l'interprétation des résultats tels que ceux résultants de : la distance limite de détection des poissons, la vitesse de nage du plongeur, la présence même du plongeur, la durée du comptage et la surface échantillonnée, l'estimation plus ou moins juste de la taille des poissons et de leur nombre lorsqu'ils sont présents en bancs (Harmelin-Vivien et al. 1985, Koeck 2012). Par conséquent, à partir de l'année 2023, les mesures de courant et de visibilité sont maintenant indiquées lors des plongées afin de limiter les biais liés à la détection des poissons. Les comptages ont aussi maintenant une durée fixée tout comme la surface d'échantillonnage autour du récif. Les biais liés à une mauvaise estimation des informations de la part du plongeur peuvent cependant être réduits par l'apprentissage et l'utilisation de certaines techniques permettant, par exemple, l'estimation de la taille d'un banc (Harmelin-Vivien et al., 1985).

La détermination des espèces indicatrices de chaque concession peut être utilisée afin de permettre un entraînement "intensif" des plongeurs bénévoles et donc de permettre une simplification des protocoles. En plus du protocole de comptage détaillé précédemment, l'association ALR met en place un suivi par photo identification, des comptages de post-larve et juvéniles, l'utilisation de ROV (remotely operated underwater vehicle) ainsi que le suivi de l'enfouissement des structures. Actuellement le suivi des juvéniles est axé sur toutes les espèces commerciales, demandant alors un fort investissement des bénévoles dans la reconnaissance des juvéniles de ces espèces. Lors de la formation annuelle des plongeurs de l'association, des lacunes sur l'identification de ces juvéniles ont été mises en avant. Alors, si le protocole ne s'axe que sur les 9 espèces identifiées comme indicatrices de chaque concession (Tableau N°13) et les 10 espèces pouvant être qualifiées de « communes » (Tableau N°14) cela permettrait une simplification du protocole pour les plongeurs. Ce zoom sur les 19 espèces peut être aussi valable pour la détermination des classes de tailles. Des mesureurs laser permettant de donner une cote de mesures de 10cm pour estimer les tailles des poissons est actuellement à l'essai (Jorge 2023)

Même si les biais liés à l'erreur humaine et aux sciences participatives ne peuvent jamais être supprimés, il est possible de les diminuer grâce à des entraînements réguliers et des tests. Ces entraînements doivent porter sur la méthode de collecte des données, sur la prise de

points GPS et sur l'identification des espèces. Afin de garantir l'efficacité de ces entraînements, il est recommandé d'effectuer ces tests à terre mais aussi en condition réelle et au minimum tous les 6 mois (Hill and Wilkinson 2004).

Conclusion

Le but de ce rapport était de déterminer s'il existe une différence des assemblages de l'ichtyofaune entre deux structures de récif artificiel installées sur le littoral landais. L'analyse sous la forme de PERMANOVA n'a pas mis en évidence un effet de structure sur le tableau d'abondance mais uniquement sur le nombre d'espèces observées. L'absence d'effet structurel dans cette étude, malgré de nombreuses études mettant en évidence ce paramètre en tant qu'effet structurant des communautés, pourrait être due à une connectivité inter-structurelle résultant de leur proximité et d'une géométrie similaire. L'absence d'effet structurel sur les assemblages de l'ichtyofaune ne doit cependant pas être prise comme une généralité, en effet il serait important d'effectuer la même étude sur les peuplements fixés pour confirmer cet aspect. Néanmoins, cette analyse a mise en évidence une différence liée à la concession (donc la localisation). Il est envisageable que ces différences peuvent être liées principalement aux différences biogéographiques telles que la présence du Gouf de Capbreton. Il serait alors particulièrement intéressant d'effectuer une comparaison des communautés entre les RA et les communautés présentes naturellement sur les pentes du Gouf de Capbreton et d'identifier une zone naturelle rocheuse à proximité et à même profondeur que les RA. Cette future étude pourrait déterminer s'il existe un effet "réserve" des RA où toutes activités humaines, en dehors des suivis scientifiques, sont interdites.

La seconde partie du rapport a comme but une optimisation des protocoles mis en place pour le suivi de ces structures. La principale recommandation est liée à la particularité des suivis à partir de plongeurs bénévoles non scientifiques, il est nécessaire d'effectuer au moins une formation complète comprenant la sécurité, la remise à niveau sur les protocoles mais aussi une formation pouvant être sur la forme de QCM concernant l'identification des espèces mais aussi sur le comptage des bancs de poissons. Une simplification du protocole de caractérisation des stades juvéniles peut être mise en place, grâce à l'identification des 9 espèces pouvant être représentative des concessions. Par conséquent, au lieu d'apprendre à reconnaître plus de 40 espèces de poissons et leurs formes juvéniles, le protocole pourrait prendre en compte les 40 espèces adultes de poissons et 9 espèces sous la forme juvénile.

Il semblerait que le recrutement (facteur stochastique) de nouveaux individus et des larves ainsi que l'habitat (facteur déterministe) soient les acteurs de la structure des peuplements et régulent les populations marines (Santos et al. 1996). Si on suit ce raisonnement, il est probable qu'une structure complexe de récif favorise des peuplements diversifiés et stables, alors qu'une architecture simple favoriserait des peuplements moins diversifiés. (Tessier, 2005). La complexification correspond à une augmentation des volumes en trois dimensions mais aussi à une augmentation de la rugosité, des anfractuosités, et autres trous et logettes. Étant donné que les deux structures ont des peuplements similaires, il n'est pas nécessaire de complexifier spécifiquement l'une des deux structures. Cependant, la mise en évidence d'une connectivité inter-structure est intéressante, cela peut ouvrir des portes pour une complexification globale des concessions. Il pourrait être profitable par exemple de remettre en état les buses ensablées, la connectivité inter-structure simplifiant alors les processus de colonisation et ajoutant des éléments complexes à l'ensemble de la concession. Avec les politiques française et européenne de zéro artificialisation des fonds marins, la remise en état des buses doit être faite à partir de matériaux naturels. Cela peut passer par exemple par des processus imitant la biocalcification naturelle créant alors un substrat naturel à partir des minéraux déjà présents dans le milieu (Vincent et al. 2022).

Bibliographie :

- Abecasis, D., Bentes, L., & Erzini, K. (2009). Home range, residency and movements of *Diplodus sargus* and *Diplodus vulgaris* in a coastal lagoon: Connectivity between nursery and adult habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(4), 525-529.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.09.001>
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance. In N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorisch, F. Ruggeri, & J. L. Teugels (Éds.), *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (1^{re} éd., p. 1-15). Wiley.
<https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Anderson, M. J., & Walsh, D. C. I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions : What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83(4), 557-574. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>
- Bolker, B. M. (2015). Linear and generalized linear mixed models. In G. A. Fox, S. Negrete-Yankelevich, & V. J. Sosa (Éds.), *Ecological Statistics* (p. 309-333). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199672547.003.0014>
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J.-S. S. (2009). Generalized linear mixed models : A practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 127-135.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Cannizzo, Z. J., Lang, S. Q., Benitez-Nelson, B., & Griffen, B. D. (2020). An artificial habitat increases the reproductive fitness of a range-shifting species within a newly colonized ecosystem. *Scientific Reports*, 10(1), 554. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56228-x>
- Cépralmar, & Région Languedoc-Roussillon. (2015). *Guide pratique d'aide à l'élaboration, l'exploitation et la gestion des récifs artificiels en Languedoc-Roussillon* (p. 236).
- Charbonnel, E. (1996). Finfish population assessment techniques on artificial reefs : A review in the European Union. *European Artificial Reef Research*, 261-277.
- Charbonnel, E. (2002). Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59, S208-S213. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1263>
- Davis, T. R., & Smith, S. D. A. (2017). Proximity effects of natural and artificial reef walls on fish assemblages. *Regional Studies in Marine Science*, 9, 17-23.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.10.007>
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites : Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- De Cáceres, M., Legendre, P., Wisser, S. K., & Brotons, L. (2012). Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6), 973-982.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00246.x>
- De Casamajor, M.-N. (2004). *Suivi Halieutique 2003 Récifs artificiels de Capbreton et Soustons / Vieux-Boucau* (p. 37). CERECA, ALR.
- Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K. L., & Apitz, S. E. (2007). Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration : Confusing management and science – A revision of concepts.

- Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(3), 349-366.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.034>
- Gillett, D. J., Pondella, D. J., Freiwald, J., Schiff, K. C., Caselle, J. E., Shuman, C., & Weisberg, S. B. (2012). Comparing volunteer and professionally collected monitoring data from the rocky subtidal reefs of Southern California, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(5), 3239-3257. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2185-5>
- Grosdemange, D. (2017). *Expertise 2017-018 DG du 11 octobre 2017. Etude du biofouling de l'hydrolienne Sabella D10 immergée dans le Fromveur durant une année.*
- Halusky, J., Seaman, W., & Strawbrige, E. (1994). Effectiveness of Trained Volunteer Divers in Scientific Documentation of Artificial Aquatic Habitats. *Bulletin of Marine Science*, 55, 939-959.
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G., Chauvet, C., Mellon-Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J., & Lasserre, G. (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons : Méthodes et problèmes. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 40(4), 467-539. <https://doi.org/10.3406/revec.1985.5297>
- Higgins, E., Scheibling, R. E., Desilets, K. M., & Metaxas, A. (2019). Benthic community succession on artificial and natural coral reefs in the northern Gulf of Aqaba, Red Sea. *PLOS ONE*, 14(2), e0212842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212842>
- Hill, J., & Wilkinson, C. (2004). *Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs : Version 1.* Australian Institute of Marine Science.
- Jorge, M. (2023). *Suivi scientifique des récifs artificiels Typi et Babel. Concessions de Capbreton—Soustons/Vieux-Boucau—Messanges/Azur/Moliets. Année – 2022'.* (p. 86). Atlantique Landes récifs.
- Koeck, B. (2012). *Rôle des récifs artificiels dans l'écologie des poissons : Application aux récifs artificiels de Leucate –Le Barcarès (Golfe du Lion, Mer Méditerranée).*
- Labrosse, P., Kulbicki, M., & Ferraris, J. (2001). *Comptage visuel de poissons en plongée : Conditions d'utilisation et de mise en œuvre.* Secrétariat général de la Communauté du Pacifique.
- Leitão, F., Santos, M. N., & Monteiro, C. C. (2007). Contribution of artificial reefs to the diet of the white sea bream (*Diplodus sargus*). *ICES Journal of Marine Science*, 64(3), 473-478. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm027>
- Lemoine, H. R., Paxton, A. B., Anisfeld, S. C., Rosemond, R. C., & Peterson, C. H. (2019). Selecting the optimal artificial reefs to achieve fish habitat enhancement goals. *Biological Conservation*, 238, 108200. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108200>
- Léopold, M., Cakacaka, A., Meo, S., Sikolia, J., & Lecchini, D. (2009). Evaluation of the effectiveness of three underwater reef fish monitoring methods in Fiji. *Biodiversity and Conservation*, 18(13), 3367-3382. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9646-y>
- Lepczyk, C. A. (2005). Integrating published data and citizen science to describe bird diversity across a landscape : Integrating data to describe bird diversity. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 672-677. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01059.x>
- Logan, R., & Lowe, C. (2018). Residency and inter-reef connectivity of three gamefishes between natural reefs and a large mitigation artificial reef. *Marine Ecology Progress Series*, 593, 111-126. <https://doi.org/10.3354/meps12527>

- Martin, J. (2021). *SUIVI SCIENTIFIQUE EN PLONGÉE SOUS MARINE DES RÉCIFS ARTIFICIELS Capbreton—Soustons / Vieux-Boucau—Messanges / Azur / Moliets-et Maâ—2020* (p. 46). Contrat ALR/ SEANEO.
- Moura, A., Boaventura, D., Cúrdia, J., Carvalho, S., da Fonseca, L. C., Leitão, F. M., Santos, M. N., & Monteiro, C. C. (2007). Effect of depth and reef structure on early macrobenthic communities of the Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia*, 580(1), 173-180. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0455-y>
- Muus, B.-J., Nielsen, J.-G., Dahlstrom, P., & Olesen Nystrom, B. (2014). *Guide des poissons de mer et de pêche : [Europe occidentale] biologie, pêche, importance économique*. Delachaux et Niestlé.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., & Kindt, R. (2015). *Vegan : Commity ecology package. R package version 2.3-0*.
- Piló, D., Barbosa, A. B., Teodósio, M. A., Encarnação, J., Leitão, F., Range, P., Krug, L. A., Cruz, J., & Chícharo, L. (2018). Are submarine groundwater discharges affecting the structure and physiological status of rocky intertidal communities? *Marine Environmental Research*, 136, 158-173. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.02.013>
- Pioch, S. (2008). *Les « habitats artificiels » : Élément de stratégie pour une gestion intégrée des zones côtières ? Essai de méthodologie d'aménagement en récifs artificiels adaptés à la pêche artisanale côtière*. 280.
- Sanchez, F., & Santurtun, M. (2013). *SYNThèse et Analyse des données eXistantes sur un écosystème profond transfrontalier : Le gouf de Capbreton – « SYNTAX »* [Archimer Ifremer]. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00137/24787/>
- Santos, L. N., A-Berthou, E. G., Agostinho, A. A., & Latini, J. O. D. (2011). Fish colonization of artificial reefs in a large Neotropical reservoir: Material type and successional changes. *Ecological Applications*, 21(1), 12.
- Santos, M., Monteiro, C. C., & Lasserre, G. (2005). Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal waters (southern Portugal). *Scientia Marina*, 69(3), 415-426. <https://doi.org/10.3989/scimar.2005.69n3415>
- Santos, M. N. (1996). *Faune ichtyologique comparée de deux récifs artificiels du littoral de la Ria Formosa (lagune Portugal) : Résultats préliminaires*. 9.
- Seaman, W. (2007). Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia*, 580(1), 143-155. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0457-9>
- Tessier, E. (2005). *Dynamique des peuplements ichtyologiques associés aux récifs artificiels à l'île de la Réunion (ouest de l'océan Indien)—Implication dans la gestion des pêcheries côtières*. 255.
- Underwood, A. J. (1993). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Austral Ecology*, 18(1), 99-116. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00437.x>
- Vieira, E. A., Souza, L. R. D., & Longo, G. O. (2020). Diving into science and conservation : Recreational divers can monitor reef assemblages. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(1), 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.12.001>
- Vincent, J., Colin, B., Lanneluc, I., Refait, P., Sabot, R., Jeannin, M., & Sablé, S. (2022). La biocalcification bactérienne en milieu marin et ses applications. *Matériaux & Techniques*, 110(6), 606. <https://doi.org/10.1051/mattech/2023004>

- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, *314*(5800), 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- Wu, Z., Tweedley, J. R., Loneragan, N. R., & Zhang, X. (2019). Artificial reefs can mimic natural habitats for fish and macroinvertebrates in temperate coastal waters of the Yellow Sea. *Ecological Engineering*, *139*, 105579. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.08.009>

Annexe

Annexe 1 : Tableau des espèces caractéristiques des classes de relations avec les récifs artificiels (d'après Charbonnel 2002)

Espèce craintives	Espèce à proximité du récif	Espèce à proximité immédiat	Espèces benthique et inféodé au récif	Espèces grégaire et pélagique
<i>Mola mola</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	Genre Diplodus	Genre Scorpaena	<i>Boops boops</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Trachinus draco</i>	<i>Sparus aurata</i>	Genre Parablennius	<i>Trachurus trachurus</i>
<i>Diplodus cervinus</i>	<i>Umbrina canariensis</i>	<i>Trisopterus luscus</i>	<i>Conger conger</i>	
			<i>Octopus vulgaris</i>	
			<i>Sepia officinalis</i>	

Annexe 2 : Fiche de comptage utilisée lors des comptages sur les récifs artificiels de la côte landaise (Jorge 2023)

Atlantique Landes Récifs		Site :	
Fiche de comptage		T°C eau :	Série de comptage :
		Salinité :	Date :
Plongeur 1 :		Plongeur 2 :	
Genre et espèce	Nom vernaculaire	Nb Juveniles [taille mini - 10cm]	Nb autre taille (en cm)
<i>Balistes caprisicus</i>	Baliste commun		
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar Commun	2-4,5 :	
<i>Zeus faber</i>	Saint-Pierre		
<i>Mola mola</i>	Poisson lune		
<i>Mullus barbatus</i>	Rouget de vase	5,5-6 :	
<i>Mullus surmuletus</i>	Rouget de roche	5,5 :	
<i>Trachinus draco</i>	Grande vive	1,5-2 :	
<i>Trisopterus luscus</i>	Tacaud		
<i>Umbrina canariensis</i>	Ombrine Bronze		
<i>Diplodus sargus</i>	Sar commun	2-3 :	
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sar à tête noire	2-3 :	
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sar à museau pointu	2-3 :	
<i>Diplodus cervinus</i>	Sar tambour		
<i>Oblada melanura</i>	Oblade	2-3 :	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Canthare	1,5-2 :	
<i>Pagrus pagrus</i>	Pagre commun	2-3 :	
<i>Pagellus erythrinus</i>	Pageot commun	2-3 :	
<i>Mugil cephalus</i>	Mullet/Muge	2,00 :	
<i>Serranus cabrilla</i>	Serran chevrette	2-3 :	
<i>Parablennius pilicornis</i>	Blennie pilicorne	2-3 :	
<i>Parablennius gattorugini</i>	Blennie gattorugini	2-2,5 :	
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasse brune	2-3 :	
<i>Scorpaena notata</i>	Petite rascasse rouge	2-3 :	
<i>Conger conger</i>	Congre	10-8 :	
<i>Trachurus trachurus</i>	Chinchard	4,00 :	
<i>Seriola dumerili</i>	Sérieole	7,5 :	
<i>Boops boops</i>	Bogue		
<i>Octopus vulgaris</i>	Poulpe	2,00 :	
<i>Sepia officinalis</i>	Seiche commune		
Observations :			

Annexe 2 : En Tête des tableaux utilisés dans les analyses statistiques

1- Tableau de la richesse spécifique (10 premières lignes)

Concession <chr>	Structure <chr>	Année <fctr>	Mois <chr>	Richesse <int>
Capbreton	babel	2018	5	6
Capbreton	babel	2018	7	9
Capbreton	babel	2018	8	10
Capbreton	babel	2018	9	5
Capbreton	babel	2019	7	10
Capbreton	babel	2019	8	15
Capbreton	babel	2019	9	11
Capbreton	babel	2020	7	11
Capbreton	babel	2020	8	5
Capbreton	babel	2020	9	6

2- Tableau de la communauté d'abondance (10 premières lignes et 7 premières colonnes)

Concession <chr>	Structure <chr>	Année <fctr>	Mois <chr>	Balistes capriscus <dbl>	Boops boops <dbl>	Conger conger <dbl>
Capbreton	babel	2018	5	0	0	0
Capbreton	babel	2018	7	0	75	0
Capbreton	babel	2018	8	20	500	1
Capbreton	babel	2018	9	0	40	0
Capbreton	babel	2019	7	4	0	1
Capbreton	babel	2019	8	5	40	1
Capbreton	babel	2019	9	2	0	1
Capbreton	babel	2020	7	20	500	2
Capbreton	babel	2020	8	4	0	0
Capbreton	babel	2020	9	0	0	0

Annexe 3 : Détail des calculs issus de la méthode indiciespecies (De Cáceres et al. 2012)

:

- La mesure de la spécificité (Composante A) : $A_{ij} = N_{\text{individus } ij} / N_{\text{individus } i}$
avec $N_{\text{individus } ij}$: le nombre moyen d'individus de l'espèce i (abondance moyenne) présents dans le groupe j et $N_{\text{individus } i}$: la somme des moyennes des nombres d'individus de l'espèce i (abondance moyenne) dans tous les groupes

- La mesure de la fidélité (Composante B) : $B_{ij} = N_{\text{relevés } ij} / N_{\text{relevés } j}$
avec $N_{\text{relevés } ij}$: le nombre de relevés dans le groupe j dans lesquels l'espèce i est présente et $N_{\text{relevés } j}$: le nombre total de relevés dans le groupe j .

La valeur indicatrice (IndVal $_{ij}$ en %) : $\text{IndVal } ij = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$

La valeur indicatrice de l'espèce pour un niveau de classification des relevés en différents groupes est la plus grande valeur d'IndVal observée pour un des groupes. La spécificité est maximale (100%) quand l'espèce n'occupe qu'un groupe et la fidélité est maximale (100%) lorsque l'espèce est présente dans tous les relevés d'un groupe. La valeur indicatrice de l'espèce est maximale (100 %) lorsque la spécificité et la fidélité sont maximales.

Annexe 4 : Résultat des PERMANOVA effectuées sur les données sous la forme de présence absence :

Le but de l'utilisation des données sous la forme de présence-absence permettant de négliger les effets d'abondance des espèces.

Résultat :

Tableau 15: Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la structure sur les données de présence absences.3 facteurs sont analysés : effet structure niché dans l'effet concession (localisation) et l'effet année (temporel).

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Structure	1	0.162141	0.01331824	1.094283	0.3997
Année	4	1.375437	0.11297820	2.320693	0.0016
Structure:concession	4	1.808522	0.14855175	3.051411	0.0365
Structure:année	4	0.666385	0.05473679	1.124352	0.3366
Structure:concession:année	14	2.679546	0.22009759	1.291725	0.0515
Residual	37	5.482324	0.45031743	NA	NA
Total	64	12.174354	1.00000000	NA	NA

Tableau 16: Tableau des résultats issus de la PERMANOVA recherchant l'effet de la concession (localisation) sur les données de présence-absence.2 facteurs sont analysés : le facteur concession (localisation) et le facteur année (temporel).

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Concession	2	1.436161	0.1179661	4.758840	0.0001
Année	4	1.373740	0.1128388	2.276001	0.0007
Concession:année	8	1.819752	0.1494742	1.507475	0.0238
Residual	50	7.544701	0.6197208	NA	NA
Total	64	12.174354	1.00000000	NA	NA

On remarque une absence d'un effet structure significatif, cependant tout comme le tableau d'abondance, l'effet concession à un effet significatif au seuil de 0.05. Le facteur temporel est significatif pour chacune des deux analyses. Cela est en concordance avec les résultats précédemment obtenus (Tableau N° 2-3 et 5-6)

Annexe 5 : Liste des modèles glm testés pour évaluer l'effet de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique et le nombre d'individus comptés.

1- Effet de l'effort d'échantillonnage sur la richesse spécifique observée

```

modelc0<-glm(richessesp ~ effort,
data = effotr_r)
qqnorm(modelc0$residuals)#ok
qqline(modelc0$residuals)
plot(modelc0, which = 1)# Pas bon
summary(modelc0)#AIC : 148.29

```

```

bptest(modelc0)# Ok

modelc<-glm(richessesp ~
effort+année, data = effotr_r)
qqnorm(modelc$residuals)
qqline(modelc$residuals)
plot(modelc, which = 1)#Pas bon
summary(modelc)#AIC : 149.58
bptest(modelc)# Ok

modelc2<-glm(log(richessesp) ~
effort+année, data = effotr_r)
qqnorm(modelc2$residuals)
qqline(modelc2$residuals)
plot(modelc2, which = 1)#Pas bon
summary(modelc2)# AIC : 33.561
bptest(modelc2)# Ok

modelc3<-glm(sqrt(richessesp) ~
effort+année, data = effotr_r)
qqnorm(modelc3$residuals)
qqline(modelc3$residuals)
plot(modelc3, which = 1)#Pas bon
summary(modelc3)# AIC : 51.162
bptest(modelc3)# Ok

modelc4<-glm(richessesp ~
effort+concession, data = effotr_r)
qqnorm(modelc4$residuals)
qqline(modelc4$residuals)
plot(modelc4, which = 1)#Passable
summary(modelc4)# AIC : 148.02
bptest(modelc4)# NON

modelc5<-glm(richessesp ~
effort+concession+ année, data = effotr_r)
modelc5
qqnorm(modelc5$residuals)
qqline(modelc5$residuals)
plot(modelc5, which = 1)#OK
summary(modelc5)# AIC : 149.57
bptest(modelc5)# OK

modelc5<-glm(sqrt(richessesp) ~
effort+concession+ année + site, data =
effotr_r)
qqnorm(modelc5$residuals)
qqline(modelc5$residuals)
plot(modelc5, which = 1)#Passable
summary(modelc5)# AIC : 50.62
bptest(modelc5)# OK

modelc6<-glm(log(richessesp) ~
effort+ année+ site, data = effotr_r)
qqnorm(modelc6$residuals)
qqline(modelc6$residuals)# pas top
plot(modelc6, which = 1)#Pas top
summary(modelc6)# AIC : 31.73
bptest(modelc6)# PAS OK

modelc7<-glm(log(richessesp) ~
effort+ année+ site:concession, data =
effotr_r)
qqnorm(modelc7$residuals)
qqline(modelc7$residuals)
plot(modelc7, which = 1)
summary(modelc7)# AIC : 36.616
bptest(modelc7)# OK

```

```

modelc8<-glm(log(richessesp) ~
effort+ année*site*concession, data =
effotr_r)
qqnorm(modelc8$residuals)
qqline(modelc8$residuals)#NO
plot(modelc8, which = 1)#NO
summary(modelc8)# AIC : -1794.9
bptest(modelc8)# NO

```

```

modelc9<-glm(richessesp ~
effort*année+site*concession, data =
effotr_r)
qqnorm(modelc9$residuals)
qqline(modelc9$residuals)#pas top
plot(modelc9, which = 1)#OK
summary(modelc9)# AIC : 151.24
bptest(modelc9)# OK

```

2- Effet de l'effort d'échantillonnage sur le nombre d'individus compté

```

modelc0<-glm(comptetotal ~
effort, data = effort_compte)
qqnorm(modelc0$residuals)
qqline(modelc0$residuals)
plot(modelc0, which = 1)# pas top
summary(modelc0)#AIC : 446.55
bptest(modelc0)# Ok

```

```

modelc3<-glm(sqrt(comptetotal) ~
effort+année, data = effort_compte)
qqnorm(modelc3$residuals)
qqline(modelc3$residuals)
plot(modelc3, which = 1)
summary(modelc3)# AIC : 201.92
bptest(modelc3)# pas top

```

```

modelc<-glm(comptetotal ~
effort+année, data = effort_compte)
qqnorm(modelc$residuals)
qqline(modelc$residuals)
plot(modelc, which = 1)
summary(modelc)#AIC : 433.35
bptest(modelc)# Ok

```

```

modelc4<-glm(comptetotal ~
effort+concession, data = effort_compte)
qqnorm(modelc4$residuals)
qqline(modelc4$residuals)
plot(modelc4, which = 1)#Pas top
summary(modelc4)# AIC : 446.45
bptest(modelc4)# OK

```

```

modelc2<-glm(log(comptetotal) ~
effort+année, data = effort_compte)
qqnorm(modelc2$residuals)
qqline(modelc2$residuals)
plot(modelc2, which = 1)
summary(modelc2)# AIC : 81.484
bptest(modelc2)# pas top

```

```

modelc5<-glm(comptetotal ~
effort+concession+ année, data =
effort_compte)
qqnorm(modelc5$residuals)
qqline(modelc5$residuals)
plot(modelc5, which = 1)#Pas top

```

```

summary(modelc5)# AIC : 429.19
bptest(modelc5)# OK

modelc5<-glm(sqrt(comptetotal) ~
effort+concession+ année + site, data =
effort_compte)
qqnorm(modelc5$residuals)
qqline(modelc5$residuals)# pastop
plot(modelc5, which = 1)#Pas top
summary(modelc5)# AIC : 201.67
bptest(modelc5)# OK

modelc6<-glm(log(comptetotal) ~
effort+ année+ site, data = effort_compte)
qqnorm(modelc6$residuals)
qqline(modelc6$residuals)# pas top
plot(modelc6, which = 1)#Pas top
summary(modelc6)# AIC : 79.494
bptest(modelc6)# NON


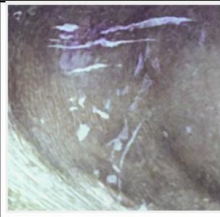







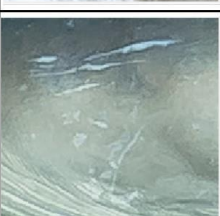


modelc7<-glm(log(comptetotal) ~
effort+ année+ site:concession, data =
effort_compte)
qqnorm(modelc7$residuals)
qqline(modelc7$residuals)
plot(modelc7, which = 1)
summary(modelc7)# AIC : 76.91
bptest(modelc7)# OK

modelc8<-glm(log(comptetotal) ~
effort+ année*site*concession, data =
effort_compte)
qqnorm(modelc8$residuals)
qqline(modelc8$residuals)#NO
plot(modelc8, which = 1)#NO
summary(modelc8)# AIC : -1715
bptest(modelc8)# NON

modelc9<-glm(comptetotal ~
effort*année+site*concession, data =
effort_compte)
qqnorm(modelc9$residuals)
qqline(modelc9$residuals)#pas top
plot(modelc9, which = 1)#OK
summary(modelc9)# AIC : 432.25
bptest(modelc9)# OK

```

Annexe 6 : Résultat du protocole de photo identification sur l'espèce *Conger conger* de la concession de Capbreton en 2023

Date	Individu	Photo	Zone de comparaison 1	Zone de comparaison 2	Zone de comparaison 3
21/09/2022	<i>Conger conger</i> Typi Cap				
23/09/2022	<i>Conger conger</i> Babel Cap 001				
23/09/2022	<i>Conger conger</i> Babel Cap 002				

A l'aide du logiciel de comparaison de photo (logiciel I3S, avec la fonction « spots »), les mêmes cicatrices ont été observées sur l'individu le 21/09/2023, tant sur le récif Babel de la concession de Capbreton que sur le récif Typi de la même concession. Ces cicatrices sont attribuées aux techniques de chasse de l'individu et sont donc uniques à chaque spécimen. Par conséquent, il est raisonnable de conclure que les similitudes de cicatrices confirment la présence d'un seul et même individu sur les deux structures de Capbreton (Jorge 2023).

Gestion de Projet :

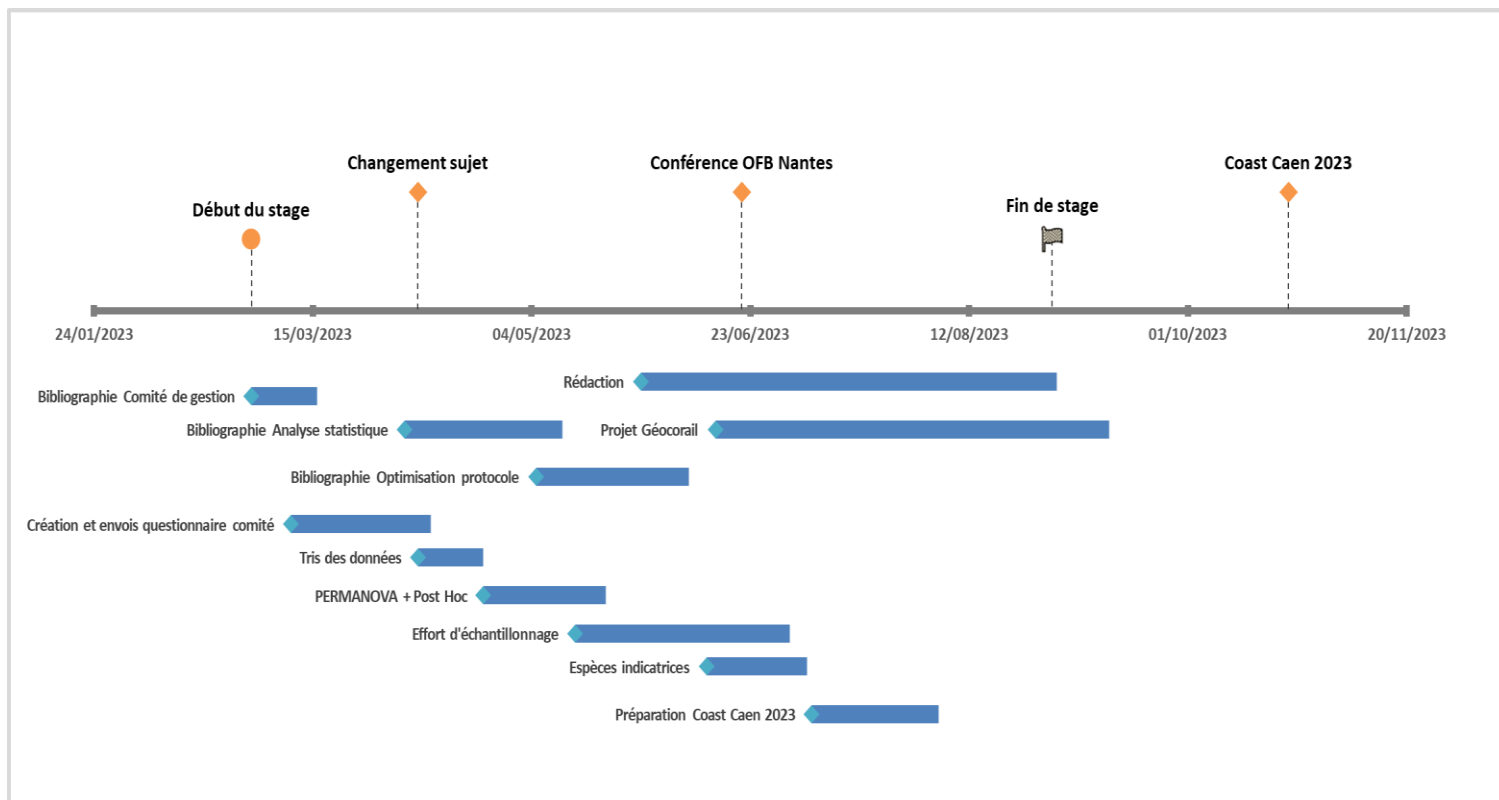


Figure 12 : Planning et organisation du stage



Distribution of fish communities on two artificial structures along the French Atlantic coast

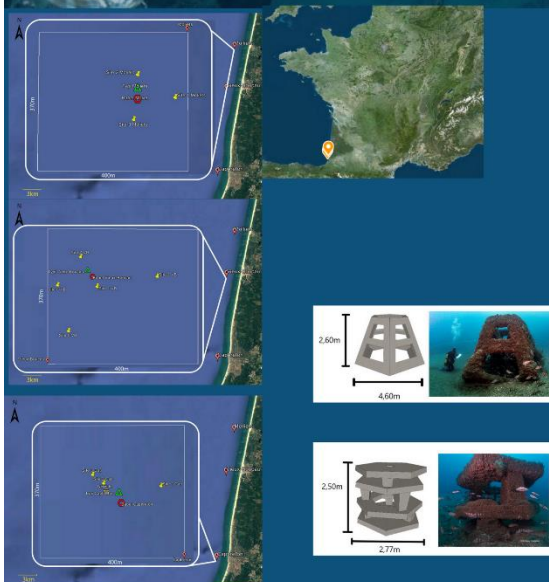
Célia Besson (1, 2), Nelly Ferrou-Rocher (2), Mathis Jorge (2)

(1) UNIV PAU & PAYS ADOUR, UFR Sciences & Techniques Côte Basque, Département d'Ecologie, Parc Montauray 64600 Anglet, France
(2) Atlantique Landes Récifs, 1 rue du Pitrey 40130 Capbreton, France



Introduction

The loss of key biological habitat is expanding, impacting ecosystems and the marine environment, particularly the French Atlantic coast. Artificial structures, known as artificial reefs (ARs), can be used to recreate key habitats and protect biodiversity. In 1999, in response to the decline of fish resources along the Landes coast, ARs were installed. The monitoring protocols for ichthyofauna are carried out by volunteer divers from the Atlantique Landes Récifs (ALR) association. A total of 3 structures were installed at 3 locations along the Landes coast. The aim of this study is to identify whether the structure itself and the location of the ARs have an influence on the assemblages of ichthyofauna.



Materials & methods

The data was acquired through underwater visual censuses carried out by volunteer divers from ALR, employing a standardized method specifically tailored for artificial reefs.

The data collection was focused solely on ichthyofaunal observations during the period from 2018 to 2022, encompassing two distinct structures named 'Babel' and 'Typi.' These structures were deployed across three distinct locations. Subsequently, the gathered data underwent transformation into abundance and species richness matrices.

The ensuing statistical analysis was conducted utilizing the R software, employing PERMANOVA to assess significance. Significant results were further examined via SIMPER analysis, and graphical representation was achieved through nMDS (non-metric multidimensional scaling).

TAB N°1: results from the 3-factors PERMANOVA looking at the effect of location and structure on fish communities and the time factor.

	Species richness						Community abundance					
	df	Sum Sqs	Of R2	F	P-value		df	Sum Sqs	Of R2	F	P-value	
Structure	1	0.12886	0.044	4.842	0.02		1	0.304	0.019	1.451	0.159	
Location	2	0.309	0.106	5.086	0.003		2	1.746	0.109	4.319	0.0001	
Structure: Location	4	0.313	0.108	2.942	0.09		4	2.130	0.133	2.545	0.124	
Structure: Years	4	0.188	0.064	1.768	0.09		4	0.729	0.045	0.871	0.670	
Location: Years	8	0.641	0.221	2.642	0.011		8	1.942	0.121	1.201	0.126	

Results

A total of 65 UVCs were conducted identifying 39 species of fish between 2018 and 2022.

There were significant differences in species richness between the two structures "Babel" and "Typi" (TABN°1). However, there were no significant differences in the abundance of the fish community between these two structures.

The location had a significant influence on both species richness and community abundance.

The SIMPER analysis identified "Capbreton" as the most different location in terms of fish species composition and abundance. This result was further confirmed by the NMS (non-metric multidimensional scaling) analysis.

The temporal variation strongly influences species richness, community abundance, on the structural aspect, and spatial distribution of ARs.

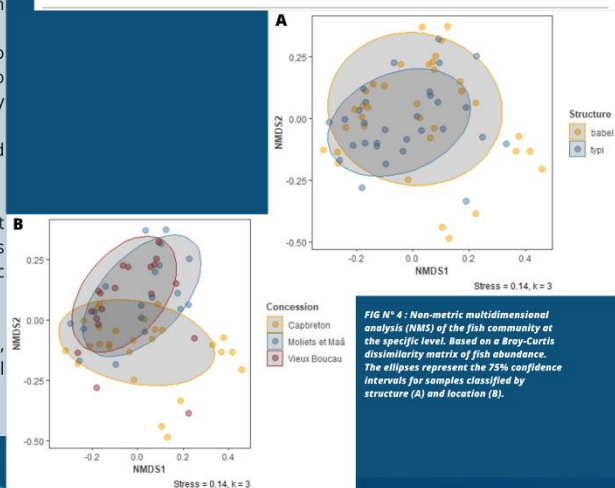


FIG N° 4 : Non-metric multidimensional analysis (NMS) of the fish community at the specific level. Based on a Bray-Curtis dissimilarity metric of fish abundance. The ellipses represent the 75% confidence intervals for samples classified by structure (A) and location (B).

Discussion/Conclusion

The structural differences between the two types of artificial reefs have minimal impact on overall abundance but do affect the number of species present on each reef. Caution is advised due to significant variations in species richness between the structures, which may be influenced by their close proximity within each concession. This can be explained by the movement of pelagic species between them (confirmed by photo identification on one species). The Capbreton concession stands out with distinct species assemblages and specific richness attributed to factors like the immediate presence of the Gouf, a natural rocky area with a critical nursery function and feeding area for various species.

In conclusion, understanding the influence of structural differences on artificial reefs is essential for effective AR management and coastal planning, particularly considering specific environmental factors for reef placement.